



Faculté des Sciences de la Nature et de la vie, de la Terre et de l'Univers

Département des Ressources Forestières

THESE DE DOCTORAT OPTION : FORESTERIE

Thème :

***Etude de la régénération post-incendie du chêne-liège
(Quercus suber L.) par rejets de souche dans la région de
Jijel***

Présentée par :

ROULA Salah Eddine

Soutenue le : 02/10/2021

Devant le jury composé de :

Présidente :

Me LETREUCH-BELAROUCI Assia

Directeur de thèse :

Mr BOUHRAOUA Rachid Tarik

Co-Directeur de thèse :

Mr CATRY Filipe Xavier

Examineurs :

Mr DERRIDJ Arezki

Mr BERRICHI Mohamed

Mr RABHI Khellaf

Pr., Université de Tlemcen

Pr., Université de Tlemcen

PhD., Université de Lisbonne (Portugal)

Pr., Université de Tizi Ouzou

Pr., Université de Tlemcen

M.C.A, Université de Tizi Ouzou

Année universitaire : 2020-2021

Remerciement

La première personne que je tiens à remercier, mon directeur de thèse le Professeur Rachid Tarik Bouhraoua de l'université de Tlemcen. Je tiens à le remercier pour m'avoir fait découvrir le monde du chêne-liège, sa confiance sans fin à mes compétences, et tout son soutien et orientations dès le début de ma carrière scientifique. Il s'est toujours montré disponible et à l'écoute. Qu'il trouve ici l'expression de ma gratitude et mon profond respect.

Je suis également reconnaissante à mon Co-Directeur de Thèse le Professeur Catry Xavier Filipe, de l'université de Portugal pour sa contribution, Ses conseils et ses orientations tout au long du processus de cette thèse m'ont été très utiles.

Je suis profondément reconnaissant à madame la Professeur Assia Letreuch Belarouci (Université de Tlemcen), pour l'honneur qu'elle me fait en présidant le jury de ma thèse.

Je suis particulièrement très honorée par la participation à mon jury de thèse du Professeur Derridj Arezki (université de Tizi Ouzou), du Professeur Berrichi Mohamed (Université de Tlemcen) et Professeur Rabhi Khellaf (Université de Tizi Ouzou) pour l'intérêt qu'ils ont porté à ce travail et d'avoir aimablement accepté de le juger.

Et enfin j'exprime mes remerciements aux responsables et agents de la conservation des forêts de Jijel et Texenna pour nous avoir facilité les sorties sur terrain.

Salaheddine Roula

Table des Matières

Table des Matières

Liste des tableaux	
Liste des figures	
Liste des abréviations	
Introduction.....	1

CHAPITRE I :

Considérations générales sur le chêne-liège

1- Systématique et origine.....	5
2- Distribution géographique.....	5
2.1- Dans le monde.....	5
2.2- En Algérie.....	6
3- Description botanique de l'arbre.....	7
4-Exigences pédoclimatiques.....	8
4.1-Température.....	8
4.2-Humidité.....	8
4.3-Lumière.....	8
4.4-Altitude..... ; ;.....	8
4.5- Exposition.....	8
4.6- Exigences pédologiques.....	8
5- Régénération du chêne-liège.....	9
5.1-Régénération naturelle.....	9
5.1.1-Régénération par semis.....	9
5.1.2- Régénération par drageonnage.....	9
5.1.3- Régénération par rejets de souche.....	9
5.2- Régénération assistée.....	10
5.2.1- Régénération assistée par semis des glands.....	10
5.2.2- Régénération assistée par plantation (Reboisement).....	10
6- Importance des forêts de chêne liège.....	11
6.1- Importance économique.....	11
6.1.1-Evolution de la production du liège en Algérie.....	11
6.2- Importance socio-économique et sociale des subéraies.....	14
6.3- Importance environnementale.....	14
7- Problématique des subéraies algériennes.....	15
7.1- Pression anthropique.....	16
7.2- Fabrication du charbon, coupes, ramassage de bois et de glands, défrichements.....	16
7.3-Sylviculture et l'exploitation inadaptée des subéraies.....	17
7.4- Gestion inadéquate.....	17
7.5- Surpâturage.....	18
7.6- Incendies récurrents.....	18
7.7- Ennemis biotiques.....	19

CHAPITRE II :

Aperçu général sur les problèmes des incendies de forêts

1- Les feux de forêts: un problème universel.....	20
2- les feux de forêt en méditerranée.....	20
3- les feux de forêts en Algérie.....	21

Table des Matières

3.1- Aperçu général sur les feux de forêts dans les wilayas d'Algérie.....	25
3.2- Aperçu sur les feux de forêts dans les wilayas d'Algérie : cas de chêne liège.....	27
3.3- Aperçu sur les feux de forêts dans la wilaya de Jijel.....	28
3.3.1-Répartition des incendies de forêt par principales essences durant la période 1983-2017..	28
3.3.2- Evolution des superficies de chêne-liège affectées par les feux de 1983 à 2017.....	29
3.3.3- Evolution du nombre de feux déclarés dans les subéraies entre 1983 et 2017.....	31
3.3.4- Cas de l'incendie de l'été de 2012.....	31
4-Incendies et leurs impacts sur le chêne-liège.....	32

CHAPITRE III :

Etude du milieu : Les massifs forestiers de la région de Texenna (Jijel)

1- Milieu physique.....	35
1.1- Localisation géographique.....	35
1.2- Orographie et hydrographie.....	35
1.2.1- le relief.....	35
1.2.2- Hydrographie.....	38
1.3- Géologie et pédologie	38
1.3.1- Géologie.....	38
1.3.2-Pédologie.....	40
1.4- Climat.....	40
1.4.1-Facteurs climatiques.....	40
1.4.1.1précipitations.....	41
1.4.1.2Températures.....	43
1.4.1.3- Autres facteurs climatiques.....	45
1.4.2Synthèseclimatique.....	45
1.4.2.1- Amplitude thermique et l'indice de continentalité.....	45
1.4.2.2- Etage de végétation.....	46
1.4.2.3- Indice de sécheresse estivale.....	46
1.4.2.4- Diagramme ombrothermique.....	47
1.4.2.5- Quotient pluviométrique et climagramme d'Emberger.....	48
2- Milieu forestier.....	48
2.1- Description forestière générale.....	48
2.2- Description forestière du milieu d'étude.....	49
2.2.1-Forêt domaniale de Rekkeda Metlatine.....	49
2.2.2- Forêt domaniale de Beni Khettab.....	50
2.2.3- Description des cantons d'étude.....	50
2.3- Aperçu sur le régime des feux de forêt.....	53
2.3.1- Cas de l'incendie de l'été 2012.....	54
2.3.1.1- Description des conditions climatiques de l'événement.....	54
2.3.1.2- Données statistiques et répartition des incendies de forêt au niveau des forêts d'étude.	55
3- Situation économique des forêts de Texenna.....	56
3.1- Production du liège.....	56

CHAPITRE IV :

Matériel et Méthodes d'étude de la récupération forestière post-feu par opération de recépage

1- Principaux objectifs de l'étude et du suivi de l'opération de recépage après incendie.....	58
2- Choix des sites d'étude et des arbres coupés (souches).....	59
2.1- Choix des sites d'étude.....	60

Table des Matières

2.2- Choix des souches : Echantillonnage.....	61
3- Caractérisation des sites d'étude et des souches : Collecte des données.....	61
3.1- Données caractéristiques des sites d'étude.....	61
3.1.1- Relevés géographiques et topographiques.....	61
3.1.2- Relevés forestiers.....	61
a- Densité des peuplements.....	62
b- Surface terrière.....	62
c- Structure des peuplements.....	63
3.1.3- Relevés végétatifs et recouvrement du sous-bois.....	63
3.1.4- Relevés de la pression du pâturage.....	64
3.1.5- Régime des incendies de forêt.....	65
3.1.6- Relevés climatiques.....	65
3.2- Données caractéristiques des souches.....	65
3.2.1- Relevés dendrométriques : le diamètre du bois (D).....	65
3.2.2- Relevés des épaisseurs (E) et âges du liège.....	66
3.2.3- Relevés des hauteurs de coupe (Hc).....	67
3.2.4- Estimation de l'endommagement du bois (Cr).....	67
3.2.5- Exposition des racines latérales au feu.....	69
3.2.6- Manifestation du xylophage <i>Platypus cylindrus</i> (Pc).....	69
3.3- Données caractéristiques des arbres restants sur pied.....	69
4- Etude et suivi des rejets de souche.....	70
4.1- Vitalité des souches.....	70
4.1.1- Chronologie et conduite des inventaires.....	70
4.1.2- Importance des rejets de souches vivantes.....	70
4.2- Quantification des dégâts du pâturage.....	70
4.3- Evolution de la croissance des rejets.....	71
4.3.1- Hauteur dominante des rejets.....	71
4.3.2- Circonférence dominante des rejets.....	72
5- Traitements des données.....	72
5.1- Analyses statistiques uni-variées.....	72
5.2- Analyses statistiques multivariés.....	72
CHAPITRE V : Résultats	
1- Caractéristiques physiques des sites d'étude.....	75
1.1- Géographie et topographie.....	75
1.2- Climat.....	76
2- Relevés forestiers.....	77
2.1- Relation entre les mesures de diamètres prises à 0.30 m et 1.30m du sol.....	77
2.2- Structure des diamètres et typologie des peuplements.....	78
2.2.1- Avant le passage du feu.....	78
2.2.1.1- Structure des diamètres des arbres.....	78
2.2.1.2- Structure des peuplements.....	80
2.2.2- Après le passage du feu et l'opération de recépage.....	82
2.2.2.1- Structure des diamètres des arbres restant sur pied.....	82
2.2.2.2- Structure des peuplements.....	84
2.3- Densité des peuplements.....	86
2.4- Surface terrière (G).....	87
2.5- Végétation et recouvrement du sous bois.....	87
2.5.1- Composition floristique poste feu.....	87
2.5.2- Importance du sous-bois avant le passage du feu.....	88

Table des Matières

2.5.3-Importance de la végétation 5 ans après le passage du feu.....	90
3-Régimes des incendies.....	91
4.- Relevés du pâturage.....	91
4.1-Pression du pâturage.....	92
4.2-Fréquence du pâturage.....	92
5-Caractéristiques des souches.....	93
5.1-Relevés dendrométriques : Diamètre du bois.....	93
5.2-Relevés d'exploitation : Epaisseur et âge du liège.....	95
5.2.1-Relation entre les mesures à la base et à la hauteur de poitrine.....	95
5.2.2-Distribution par classe d'épaisseurs et âge du liège des souches.....	95
5.2.3-Relevés de recépage : Hauteur de coupe.....	98
5.2.4-Endomagement du bois.....	99
5.2.5-Exposition des racines latérales.....	101
5.2.6-Attaque des souches par les xylophages : Cas de <i>Platypus cylindrus</i>	101
5.3-Suivit des rejets des souches.....	102
5.3.1-Vitalités des souches.....	102
5.3.1.1-Vitalités des souches en 2 ^{ème} année post-feu : 2014.....	102
5.3.1.2-Vitalités des souches en 5 ^{ème} année post-feu : 2017.....	103
5.3.2-Importance des souches survivantes entre 2014 et 2017.....	103
5.3.2.1-Nombre moyen des rejets par souche.....	103
5.3.2.2-Densité de rejets de souche.....	105
5.3.2.3-Distribution du nombre de rejets par type de souche.....	106
5.3.2.4-Distribution du nombre des rejets par diamètre des souches (type de bois).....	106
5.4-Effets du pâturage sur les rejets de souches.....	108
5.4.1-Caractéristiques du pâturage dans les sites d'étude recépés.....	108
5.4.2-Effet de la fréquence du pâturage sur la vitalité des souches survivantes.....	108
5.4.3-Effet de la pression du pâturage sur la vitalité des souches.....	110
5.4.4-Quantification des dégâts du pâturage.....	111
5.4.4.1-Impacte globale du pâturage sur le développement des rejets.....	111
5.4.4.2-Effet de la fréquence du pâturage sur la forme des rejets de souches.....	112
5.4.4.3- Effet de la pression du pâturage sur la forme des rejets de souches.....	112
5.5-Evolution de la croissance des rejets de souches.....	113
5.5.1-Croissance moyenne en hauteur du brin dominant des six sites entre 2014 et 2017.....	113
5.5.2-Croissance moyenne annuelle en hauteur du brin dominant durant 5 années de croissance des 3 sites.....	114
5.5.3-Croissance moyenne annuelle en hauteur des 3 brins dominants en fonction du temps.....	115
5.5.4-Distribution des brins dominants par classes des hauteurs en 2017.....	116
5.5.5-Comparaison des hauteurs moyennes annuelles entre un brin dominant et 3 brins dominants en fonction du temps.....	117
5.5.6-Effet du diamètre de la souche (type de bois) sur la croissance moyenne en hauteur du brin dominant.....	118
5.5.7-Effet de la hauteur de coupe de la souche sur la croissance moyenne en hauteur du brin dominant.....	119
5.5.8-Effet du taux d'altération du bois sur la croissance moyenne en hauteur du brin dominant.....	120
5.5.9-Effet du nombre de rejets par souche sur la hauteur d'un brin dominant.....	121
5.5.10-Effet du nombre de rejets par souche sur la hauteur moyenne de 3 brins dominants.....	122
5.5.11-Croissance moyenne annuelle en circonférence d'un brin dominant en fonction du temps.....	124
5.5.12-Distribution des effectifs des brins dominants par classes de circonférence.....	125

Table des Matières

5.5.13-Effet du diamètre de la souche (type de bois) sur la croissance moyenne en circonférence d'un brin dominant.....	126
5.5.14-Effet de la hauteur de coupe sur la croissance moyenne en circonférence du brin dominant.....	127
5.5.15-Effet du taux d'altération du bois sur la croissance moyenne en circonférence du brin dominant.....	128
5.16-Effet du nombre de rejets par souche sur la circonférence moyenne du brin dominant.....	128
6- Analyses statistiques multi-variées des données.....	130
6.1-Modèles linéaires à effets mixtes (GLMM).....	130
6.1.1-Mortalité des arbres après feu.....	130
6.1.2-Mortalité retardé des arbres.....	132
6.2-Croissance de la régénération pot-incendie.....	134
6.3-Régression linière multiple.....	137

CHAPITRE VI : Discussion

1-Dynamique de la végétation post-feu et risque d'un feu intense.....	139
2- Structure des peuplements.....	140
3- Densité et surface terrière.....	141
4-Régénération par rejets de souche.....	141
4.1-Capacité de régénération des souches.....	142
4.2-Effet de l'âge de la souche sur l'importance de la régénération des rejets.....	142
5- Pâturage.....	142
6- Caractéristiques des souches.....	143
6.1- Epaisseur du liège.....	143
6.2- Hauteur de coupe.....	144
6.3- Endommagement de la surface basale du bois : Crevasses des troncs.....	144
6.4- Système racinaire : Exposition des racines au feu.....	144
7- Vitalité des souches après le feu : Mortalité à courte terme.....	145
8- Mortalité différée des souches.....	148
9- Action du pâturage.....	149
9.1- Effet du pâturage sur la forme et le nombre des rejets de souches.....	149
9.2- Effet du pâturage sur la croissance des rejets de souches.....	149
10- Croissance des rejets de souches.....	150
10.1- Evolution du nombre des rejets par souche.....	150
10.2- Evolution de la hauteur des rejets.....	150
10.3- Evolution de la circonférence des rejets.....	151
11- Recépage et la récupération forestière.....	151
Conclusion générale et perspectives.....	153
Références bibliographiques.....	157
Annexe	

Liste des tableaux

Numéro	Titre du tableau	Page
1	Superficie estimée des forêts de chêne-liège dans le monde (APCOR, 2019)	6
2	Surface forestière incendiée en Algérie 1881-2006 (Arfa, 2008)	23
3	Coordonnées géographiques de la région de Texenna	35
4	Classes des pentes au niveau de la région de Texenna	36
5	Importance des différents types de formation lithologique au niveau de la région de Texenna (Anonyme, 1997)	38
6	Coordonnées de la station météorologique de l'aéroport de Jijel (ONM, 2018)	41
7	Précipitation moyenne mensuelles enregistrées à Jijel (1992-2017)	41
8	Précipitations moyennes mensuelles extrapolées pour la station de Texenna de (1913-1938) (Source : Seltzer, 1946).	42
9	Précipitations moyennes saisonnière (mm) extrapolées pour la région de Texenna (1992 à 2017)	43
10	Températures moyennes mensuelles (°C) enregistrées à Jijel durant la période de 1992 à 2017	44
11	Températures moyennes mensuelles (°C) extrapolées pour la région de Texenna (1992-2017)	44
12	Température moyennes mensuelles, maximale et minimale extrapolées pour la station de Texenna de (1913-1938) (Source : Seltzer, 1946).	45
13	Indice de continentalité de la région de Texenna	46
14	Etage de végétation du chêne-liège dans la région de Texenna	46
15	Indice de sécheresse estivale de la région de Texenna	46
16	Superficiers de chêne-liège incendiées au niveau des forêts de Texenna entre 1998 et 2016 (C.F.J, 2017)	53
17	Données sur les incendies de 2012 dans les deux forêts d'étude	55
18	Caractéristiques des incendies de l'été 2012 et l'opération de recépage réalisée en mars 2013 au niveau des cantons d'étude	60
19	Localisation des sites et répartition du nombre de souches sélectionnées par site d'étude	61
20	Répartition des arbres coupés et non coupés restants sur pied à l'échelle de la zone d'étude et des six sites d'étude	62
21	Résumé des variables évaluées en 2014 (6 parcelles et 729 chênes lièges)	73
22	Principales caractéristiques géographiques et topographiques des sites d'étude	75
23	Précipitations saisonnières (mm) et régime saisonnier des pluies au cours des années (2014 -2017) dans la région de Texenna	76
24	Température moyenne annuelle (T), moyenne des minima (m) et des maxima (M) enregistrées à Texenna entre 2014 et 2017. Les chiffres entre parenthèses indiquent les valeurs extrêmes des mois le plus froid et le plus chaud.	76
25	Taux d'arbres restants sur pied (%) à l'échelle de la zone et des sites d'étude	82
26	Densité des peuplements (Dp : tiges/ha) avant le feu et après le recépage des sites d'étude (% : taux de réduction de la densité initiale)	86

27	Surfaces terrières (m ² ha ⁻¹) des peuplements avant le feu, coupés et restants sur pied des sites d'étude	87
28	Inventaire de la flore accompagnatrice du chêne-liège et modalités de régénération après le feu.	88
29	Importance du sous-bois ligneux avant le passage du feu dans les sites d'étude	88
30	Abondance des plantes accompagnatrices du chêne liège dans les sites d'étude avant le passage du feu	89
31	Abondance et taux de recouvrement de la végétation dans les différents sites cinq ans après le feu (inventaire 2017)	90
32	Dates des deux derniers incendies avant 2012 et caractéristiques des feux de l'été 2012	91
33	Analyse statistique descriptive des relevés de pâturage enregistrés entre octobre et décembre 2014: soit 18 mois après le recépage) dans les 6 sites d'étude : (Moyennes± erreur standard)	92
34	Analyses descriptives des diamètres du bois des souches (cm) des 6 sites d'étude	93
35	Dates des deux dernières campagnes de récolte du liège dans chaque site d'étude	96
36	Analyses descriptives des épaisseurs et âges du liège	96
37	Test de Tukey (Epaisseur du liège)	98
38	Analyses descriptives des hauteurs de coupes des arbres morts (n=729)	98
39	Test de Tukey sur la Hauteur de coupe au niveau des sites d'étude	99
40	Analyses descriptives de l'endommagement du bois des souches (%)	99
41	Test de Tukey (Endommagement du bois)	100
42	Répartition des types de racines des arbres coupés dans les 6 sites	101
43	Taux d'attaque des souches par l'insecte <i>Platypus cylindrus</i> dans les sites d'étude	102
44	Fréquences relatives de la vitalité des souches des sites d'étude selon l'inventaire de 2014	102
45	Effectifs et fréquences relatives (valeurs entre parenthèses) de la vitalité des souches des sites d'étude selon l'inventaire de 2017	103
46	Analyses descriptives de l'importance de rejets par souche survivante	104
47	Test de Tukey sur le nombre de rejets par souche selon le type de bois de l'arbre (inventaire de 2017)	107
48	Caractéristiques du pâturage dans les sites d'étude pendant 3 mois d'observation (Octobre-Décembre 2014)	108
49	Taux de mortalité (%) des souches (déperissement de leurs rejets) entre 2014 et 2017 en fonction de la fréquence du pâturage dans les sites d'étude	108
50	Taux de survie des souches en cinquième année de passage du feu en fonction de la pression du pâturage	110
51	Formes de croissance des rejets dans les sites d'étude	112
52	Fréquences relatives de la forme des rejets de souches (n=341) en fonction de la fréquence du pâturage.	112
53	Fréquences relatives de la forme des rejets de souches en fonction de la pression du pâturage	113

54	Caractéristiques statistiques de la variable hauteur maximale (brin dominant) (moyenne± Erreur standard) collectée au niveau des souches des sites d'étude	113
55	Test de Tukey de la croissance moyenne annuelle en hauteur d'un brin dominant en fonction du temps	115
56	Test de Tukey de la croissance moyenne annuelle en hauteur de trois brins dominants en fonction du temps.	116
57	Test de Tukey de la croissance en hauteur de trois brins dominants en 2017	117
58	Test de Tukey de la hauteur d'un brin et trois brins dominants en fonction du temps.	117
59	Test de Tukey de la croissance moyenne annuelle en hauteur du brin dominant selon le type de bois (diamètre de la souche)	119
60	Test de Tukey de la croissance en hauteur du brin dominant selon le nombre de rejets par souches (Inventaire 2014)	122
61	Test de Tukey de la croissance en hauteur du brin dominant selon le nombre de rejets par souches (Inventaire 2017)	122
62	Test de Tukey de la croissance en hauteur de 3 brins dominant selon le nombre de rejets par souches (Inventaire 2017)	123
63	Test de Tukey de la croissance moyenne annuelle en circonférence du brin dominant en fonction du temps	124
64	Test de Tukey de la croissance moyenne en circonférence des brins dominants (inventaire 2017)	125
65	Test de Tukey de la croissance moyenne annuelle en circonférence du brin dominant en fonction du diamètre des souches	127
66	Test de Tukey de la croissance en circonférence du brin dominant en fonction du nombre de rejets par souche en 2015	129
67	Test de Tukey de la croissance en circonférence du brin dominant en fonction du nombre de rejets par souche en 2017	130
68	Modèles à effets mixtes linéaires pour prédire la mortalité post-incendie des arbres de chêne-liège en deux temps : (1) deux ans après l'incendie et (2) cinq ans après l'incendie Modèles basés sur 729 souches-échantillonnants	131
69	Résultats des analyses VIF des variables restantes	131
70	Le modèle linéaire généralisé à effets mixtes permettant de prédire la mortalité tardive des chênes-lièges après feu qui s'est produite entre 2014 et 2017. Modèle basé sur 406 souches d'arbres survivantes en 2014 dans tous les sites	133
71	Le modèle linéaire généralisé à effets mixtes permettant de prédire la mortalité tardive des chênes-lièges après le feu qui s'est produite entre 2014 et 2017. Modèle basé sur 157 souches d'arbres survivantes en 2014 dans les sites à forte pression du pasturage où est observe la mortalité retardée	133
72	Le modèle linéaire à effets mixtes permettant de prédire la mortalité tardive des chênes lièges après le feu qui s'est produite entre 2014 et 2017.	133

	Modèle basé sur 406 arbres vivants en 2014	
73	Résultats des analyses VIF des variables restantes	134
74	Modèles à effets mixtes linéaires pour prédire la hauteur maximale des rejets de souche du chêne-liège dans deux périodes: deux ans après l'incendie et cinq ans après l'incendie. Des modèles basés sur 341 arbres qui étaient vivants en 2017	135
75	Résultats des analyses VIF des variables restantes	136
76	Régression linéaire multiple de l'effet de certains paramètres de la souche sur la croissance des rejets de souches	137

Liste des Figures

Numéro	Titre de la figure	Page
1	Aire de répartition du chêne liège dans le monde (Shackleton et al. 2015)	5
2	Aire de répartition du chêne liège en Algérie (DGF, 2003).	6
3	Evolution de la production nationale du liège entre 1964 et 2016 (DGF, 2017)	12
4	Evolution des recettes d'exportation des produits du liège (Bouchon) entre 2000 et 2016 (CNIS, 2018)	13
5	Évolution annuelle du nombre d'incendies en Algérie durant la période 1876-1915 (Meddour-Sahar et al. 2008)	22
6	Évolution annuelle du nombre d'incendies en Algérie durant la période 1980-2015 (CFJ, 2016)	22
7	Evolution annuelle des surfaces brûlées (1963-2018), la courbe « Total » indique tous les types de formations forestières (Forêts, maquis, broussailles et autres) (source, DGF, 2018 in Ouadah-Benkheira, 2019)	24
8	Superficies incendiées par wilaya et par type de formations survenues durant la période 2008-2017 (Source : DGF, 2018 in Ouadah-Benkheira, 2019).	25
9	Cartographie des wilayas les plus touchées par les feux de forêt durant la période 2008-2017 (source : DGF, 2018 in Ouadah-Benkheira, 2019)	25
10	Superficie incendiée dans les wilayas d'Algérie entre 1985 et 2006 (Arfa, 2008)	26
11	Nombre de foyers d'incendies enregistré dans la wilaya de Jijel par rapport aux autres wilayas algériennes (1985-2010), (Meddour-Sahar et al. 2012)	27
12	Superficie annuelle de forêts de chêne-liège brûlée entre 1985 et 2017 en Algérie (DGF, 2018).	28
13	Répartition des incendies par essences principale de 1983 à 2017 dans la wilaya de Jijel	29
14	Superficies de chêne-liège affectées par les feux de 1983 à 2017 dans la wilaya de Jijel (CFJ, 2018)	30
15	Répartition des incendies par circonscription forestière au niveau de la wilaya de Jijel de 1998-2017	30
16	Nombre de feux de suberaies de 1983 à 2017 dans la wilaya de Jijel (CFJ, 2018).	31
17	Répartition de la surface brûlée du chêne liège selon l'âge du liège au moment du passage de l'incendie de 2012 (CFJ, 2013). (NR : non récolté)	32
18	Vues générales des subéraies de Jijel brûlées en 2012 : Cas des forêts domaniales de Rekada Metlatine et Béni-Khettab (photos Roula Bilal, septembre 2012)	32
19	Carte de situation géographique de la région de Texenna (Jijel) (Sissaouiet al, 2017 + traitement de l'auteur)	35
20	Relief dans la région de Texenna (Image ASTER GDEM2 source : USGS 2011 + traitement de l'auteur)	36
21	Répartition des classes de pente dans la région de Texenna (Image ASTER GDEM2 source : USGS 2011 + traitement de l'auteur)	37
22	Répartition des classes d'altitudes dans la région de Texenna (Image ASTER GDEM2 source : USGS 2011 + traitement de l'auteur)	37

23	Réseau hydrographique de la région Texenna (ANRH, 2015 + traitement de l'auteur)	38
24	Carte géologique de la région de Texenna (Delga, 1953)	39
25	Répartition moyenne mensuelle des précipitations corrigée de la région de Texenna de (1992-2017)	42
26	Evolution annuelle de la pluviométrie corrigée pour la période 1992-2017 à Texenna	43
27	Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausse pour la région de Texenna (1992-2017)	47
28	Climagramme d'Emberger pour la région de Texenna (1992-2017)	48
29	Vue générale du peuplement du chêne liège du canton Djouaneb (photos1 : prises Roula Salaheddine, 2014).	50
30	Vue générale du peuplement de chêne liège du canton Sandouh (Photo 2 : prises par Roula Salaheddine, 2014).	51
31	Vue générale du peuplement de chêne liège du canton Tassouda (Photo 3 : prises par Roula Salaheddine, 2014)	51
32	Vue générale du peuplement de chêne liège du canton Boukebeb (Photo 4 : prises par Roula Salaheddine, 2014)	52
33	Vue générale du peuplement de chêne liège du canton Djerda (Photo 5 : prises par Roula Salaheddine, 2014)	52
34	Répartition mensuelle des précipitations extrapolées à Texenna de l'année hydrologique 2011-2012.	54
35	Températures maximales mensuelles de l'été 2012 à Texenna (CFT, 2012)	55
36	Répartition des superficies de chêne liège brûlé par âge du liège (à partir de 649 ha) au niveau de Texenna (CFJ, 2012).	56
37	Production annuelle du liège dans la région de Texenna (1990-2017) (ligne rouge : courbe de tendance)	57
38	Suberaies incendiées à Texenna (a) canton Tassouda, (b) canton Boukebeb (2012) (Photo 6 : prises par Roula Salaheddine, 2012)	58
39	Arbres de chêne-liège gravement endommagés (sans régénération de la couronne) après l'incendie de 2012 à Texenna (Photo 7 : prises par Roula Salaheddine, 2012)	59
40	Opération de recépage des sujets de chêne-liège au printemps 2013 à Texenna (Photo 8: prises par Roula Salaheddine, 2013)	59
41	Arbres de chêne-liège recépés (souches) au niveau du canton Tassouda (Photo 9 : prises par Roula Salaheddine, 2013)	60
42	Méthode d'étude de la végétation	64
43	Pâturage caprin canton Sandouh, (b) Pâturage caprin et bovin canton Tassouda, (c) Pâturage caprin canton Boukebeb, (d) Pâturage bovin canton Djerda (Photo 10 : prises par Roula Salaheddine, 2014)	65
44	Méthode de mesure du diamètre du bois de la souche (Photo 11: prises par Roula Salaheddine, 2014)	66
45	Mesure de l'épaisseur du liège (Photo 12: prises par Roula Salaheddine, 2014)	66
46	Mesure de la hauteur de coupe de la souche (Photo 13 : prises par Roula Salaheddine, 2014)	67

47	Mesure de la surface basale du bois endommagée (Photo 14 : prises par Roula Salaheddine, 2014)	68
48	(a) Souche avec racines visibles sur plusieurs côté, (b) Souche avec racines non visibles (Photo 15 : prises par Roula Salaheddine, 2014)	69
49	Souche avec présence de <i>Platypus cylindrus</i> (Photo 16 : prises par Roula Salaheddine, 2014)	69
50	Souches avec rejets droits (Photo 17: prises par Roula Salaheddine, 2014)	71
51	Souches avec rejets en touffes (Photo 18 : prises par Roula Salaheddine, 2014)	71
52	Carte d'emplacement des sites d'étude	75
53	Diagramme ombrothermique de Texenna entre 2014 et 2017	77
54	Relation entre les mesures de diamètre de tronc prises à 30 cm et à 1,30 cm de hauteur	78
55	Histogramme de distribution des arbres (n=1129) par classes de diamètres à l'échelle de la zone d'étude avant le passage du feu	79
56	Histogramme de distribution des arbres par classes de diamètre (cm) dans les six sites d'étude avant le passage du feu.	80
57	Histogramme de distribution des arbres par type de bois dans la zone d'étude (six sites confondus : n=1127)	81
58	Structure des peuplements du chêne liège des 6 six sites d'étude (n=1127) avant le passage du feu (Distribution des arbres par type de bois)	81
59	Histogramme de distribution des 400 arbres restants par classe de diamètre dans les six sites d'étude	83
60	Distribution des classes de diamètres des arbres après recépage (n=400) au niveau des sites d'étude	83
61	Histogrammes de distribution globale des types de bois des arbres restants (n=400) après le recépage (% : taux de bois épargné de recépage)	85
62	Structure des peuplements du chêne liège des 6 six sites d'étude après l'opération de recépage (Distribution des arbres par type de bois, n=400)	86
63	Histogramme de distribution du nombre de souches (n=729) par classes de diamètre à l'échelle de la zone d'étude (tous sites confondus)	94
64	Histogramme de distribution du nombre de souches (n=729) par classes de diamètre au niveau des sites d'étude	94
65	Relation entre les mesures de l'épaisseur du liège à 30 cm et 1,30cm de hauteur	95
66	Distribution des souches (n=729) par classe d'épaisseur du liège dans les six sites d'étude	97
67	Histogramme des distributions des fréquences relatives des souches par classe de hauteurs de coupe (cm)	99
68	Histogrammes de distribution de nombre de souches par classes d'endommagement du bois dans les six sites d'étude	101
69	Evolution du nombre moyen de rejets de souche dans les sites d'étude entre 2014 et 2017 (n=406)	104
70	Evolution de la densité des rejets de souche (brins/ha) entre 2014 et 2017 dans les sites d'étude	105

71	Distribution du nombre de brins par cépée entre 2014 et 2017 dans trois sites d'étude (n=249)	106
72	Distribution du nombre de rejets par souche selon le type de bois de l'arbre (inventaire de 2017)	107
73	Evolution temporelle de la vitalité des souches survivantes (n=406) entre 2014 et 2017 en fonction de la fréquence du pâturage (F0 : présence rare du pâturage, F1 : Présence fréquente du pâturage, SM ; souches mortes)	109
74	Importance de la survie des souches entre 2014 et 2017 en fonction de la pression du pâturage (TFP : Très forte pression, FP ; faible pression)	110
75	Type de forme des rejets de souche dans les six sites d'étude	111
76	Evolution annuelle de la croissance en hauteur (cm) du brin dominant durant les quatre années d'inventaire (2014-2017)	114
77	Evolution de la croissance moyenne annuelle en hauteur de trois brins dominants durant les quatre premières années de croissance.	115
78	Répartition des brins dominants en classes de hauteurs (m) en cinquième année de croissance (Inventaire : 2017)	116
79	Croissance moyenne annuelle en hauteur du brin dominant en fonction du diamètre de la souche (type de bois)	118
80	Croissance moyenne annuelle en hauteur du brin dominant en fonction de la hauteur moyenne de coupe de la souche	120
81	Croissance moyenne annuelle en hauteur du brin dominant en fonction du taux d'altération du bois des souches	120
82	Evolution annuelle de la hauteur d'un brin dominant entre 2014 et 2017 en fonction du nombre de brins par cépée	121
83	Distribution des hauteurs moyennes de trois brins dominants en fonction du nombre de brins par souche en 5�me année de croissance (Inventaire 2017) avec la courbe de tendance linéaire	123
84	Croissance moyenne annuelle en circonférence du brin dominant en fonction du temps	124
85	Distribution des brins dominants par cépée (n=249) par classes de circonférence (cm) (Inventaire 2017).	125
86	Croissance moyenne annuelle de la circonférence (cm) du brin dominant en fonction du diamètre de la souche (types de bois) entre 2015 et 2017	126
87	Evolution temporelle de la croissance moyenne en circonférence du brin dominant en fonction de la hauteur de coupe des arbres recépés	127
88	Croissance moyenne en circonférence du brin dominant en fonction du taux d'altération du bois	128
89	Evolution de la circonférence du brin dominant entre 2015 et 2017 en fonction du nombre de brins par cépée	129
90	Status (dead or alive) of 729 burned cork oak stumps trees assessed two years after fire, as a function of the four variables that were found to significantly affect mortality in the multivariate model: a) bark thickness at the base (cm), b) root exposure (not exposed, exposed), c) trunk injury (%), and d) Diameter at the base (cm)	132
91	Hauteur maximale (moyenne \pm SE, en cm) des rejets de souche de chêne-liège deux et cinq ans après l'incendie, en fonction de la pression	135

	des herbivores (sur la base des 341 souches survivantes cinq ans après l'incendie).	
--	---	--

Liste des abréviations

ALT : Altitude

A.N.R.H : Agence nationale des ressources hydriques

APCOR : Associação Portuguesa da Cortiça

B.N.E.D.E.R : Bureau national des études et de développement rural

°C : Degré Celsius

C.F.J : Conservation des forêts Jijel

C.F.T : Circonscription des forêts de Texenna

CNIS : Conseil national de l'information statistique

C.R.P.F : Centre Régional de la Propriété Forestière

DGF : Direction générale des forêts

Dp : Densité des peuplements

EXP : Exposition

E.R.G.R : Entreprise régionale du génie rural

F.A.O : Food and Agriculture Organization

I.M.L : Institut méditerranéen du liège

FAO : Food and agricultural organisation

G : Surface terrière

ha : Hectare

KM : Kilomètre

M : Température moyenne du mois le plus froid

m : Température moyenne du mois le plus chaud

NR : Non récolté

O.D.A.R.C : Office du développement agricole est rurale de Corse

O.I.F.Q : Ordre des ingénieurs forestiers du Québec

O.M.S : Organisation mondiale de santé

O.N.M : Office national de météorologie

O.N.S : Office national des statistiques

P : Pente

P.N.R : Plan national de reboisement

PR (P) : Bois de perche

Qx : Quintaux

R.A.C.C : Rapport annuel de la Cour des comptes

T : Température moyenne

T.P.F : Tranchet par feu

USD : Dollar américain

U.S.G.S : United Stat Geological Survery

WWF : Fonds mondiale de la nature

Introduction générale

Etendues sur une superficie de plus de 2,7 millions d'hectares (APCOR, 2019) et dans 7 pays seulement de la méditerranée occidentale (Algérie, Maroc, Portugal, Espagne, France, Italie et Tunisie) (Natividade, 1956), les forêts de chêne-liège (*Quercus suber* L.) constituent des paysages typiques dans la région ayant maintenu depuis très longtemps des interactions d'ordre socioéconomique, économique, environnemental et culturel.

Grace à sa biodiversité très riche, ces paysages constituent une base d'une économie forestière très diversifiée fondée sur les exploitations multiples d'une vaste gamme de produits forestiers non ligneux (Daly-Hassen et Ben Mansoura 2005, WWF, 2008). Dans la strate herbacée, croissent de nombreuses plantes d'intérêt aromatique, médicinale et culinaire et aussi des champignons pour la consommation humaine. Ces paysages constituent aussi un excellent terrain de pâturage pour le bétail varié en Afrique du nord (Campos et al., 2008), grâce à l'abondance de plantes fourragères, glands de chênes et feuilles d'arbustes. Mais dans la péninsule ibérique, ces zones travaillées par l'homme, ont donné naissance à un système sylvo-pastoral (le *montado* portugais et la *dehasa* espagnole) pour la production de divers produits (viande, lait, laine, ect.), source de revenu importante (WWF, 2008).

La haute valeur économique des forêts de chêne liège réside essentiellement dans la production du liège, matière première de base pour l'industrie de la transformation du liège (Silva et Catry, 2010). Une fois le liège arrive à sa maturité en produisant une couche bouchonnable (3-4cm) (Perreira, 2007), il est récolté selon des techniques permettant de préserver durablement la vie de l'arbre et l'activité physiologique du phellogène (Natividade, 1956). Après la récolte, ce phellogène a la capacité de former une nouvelle écorce en produisant chaque année des anneaux subéreux (Perreira et Tomé, 2004). Avec une production annuelle de l'ordre de 200 milles tonnes (APCOR, 2019), ce produit et grâce à ses propriétés physiques et mécaniques très intéressantes rentre depuis l'antiquité jusqu'à présent dans des utilisations très diverses (bouchons et disques en liège naturel, l'isolation thermique, la décoration, la mécanique, ect. (Pereira, 2007). La transformation du liège génère plus 1,5 milliards d'euros en revenu annuel dont 70% provient des bouchons naturels (WWF, 2008 ; FAO, 2013). Malgré leur grande valeur économique au quelle s'ajoutent leurs divers services écologiques (conservation des sols, séquestration de carbone, qualité des eaux, habitat pour une riche biodiversité) (WWF, 2008), les forêts de chêne liège sont soumises surtout dans la rive sud de la Méditerranée à de fortes pressions des populations rurales (surexploitation, surpâturage, coupe et écimage des arbres, etc.) aggravées par le manque d'un système de gestion forestière durable et équilibré entre l'exploitation rationnelle et la conservation des ressources naturelles.

Ce mode de gestion a conduit par conséquence à la dégradation de la forêt (vieillesse des arbres, manque de régénération,) et de ses ressources (Campos et al., 2008). En plus de ces menaces, les forêts de chêne liège sont confrontées aux effets des changements climatiques caractérisés par l'augmentation des températures, sécheresse estivale plus fréquente, vagues de chaleurs de plus en plus persistantes et l'intensité des feux de forêt) (EFIMED 2009, Daly Hassen et al., 2015). Ces changements climatiques rendent ces forêts plus vulnérables aux maladies et ravageurs opportunistes et aux incendies de forêt dont la conséquence est la réduction des superficies et la production du liège (Daly-Hassen et Ben Mansoura, 2005).

Introduction générale

En Algérie, les forêts de chêne liège couvrent à l'origine une superficie de 460 000 hectares soit 22% de la superficie mondiale (Lamey, 1893, Saccardy, 1937). Elles s'étendent entre les frontières tunisiennes et marocaines, mais les plus vastes massifs sont localisés à l'est du pays, région qui détient à elle seule plus de 80% de la subéraie algérienne (Boudy, 1955). La production annuelle était de 26 000 tonnes soit 16 à 22% de la production mondiale (1900-1960) (Chenel, 1951 ; MARC, 1916, Salazar Sampaio, 1988). Le premier inventaire forestier national de 1983/1984 a signalé déjà une superficie productive de chêne liège de 230 000 hectares (ZINE, 1992) ce qui représente une perte de 50%. Par contre, le dernier inventaire de 2008 et selon l'interprétation des images satellitaires a donné seulement une superficie de 357 000 ha dominée par le maquis et la vieille futaie (DGF, 2013). Devant la situation sylvicole du chêne liège, la production annuelle du liège a connu une régression alarmante pour atteindre ces dernières années près de 6000 tonnes (DGF, 2016). Ceci représente un taux de 2% de la production mondiale.

Les principales causes explicatives de la réduction de la superficie forestière sont essentiellement représentées par les incendies de forêts catastrophiques et récurrents et aggravées par l'absence de mode de gestion post-incendie visant à reconstituer la forêt et la remettre en production dans un peu de temps et par conséquent la conservation de l'écosystème.

Historiquement, les premiers incendies de chêne liège remontaient à l'année 1860 mais les plus catastrophiques sont enregistrés en 1865 en brûlant sur toute la bande littorale de 1000 km une superficie totale de 133.502 ha (Rapport de Commission, 1866). Jusqu'au milieu du XX^{ème} siècle, des bilans lourds de superficies forestières brûlées continuaient à signaler de 65000 ha (1902-1935) et 44 000 ha (1936- 1955) (Puyo, 2013). A partir des années 80, les statistiques fournies par la Direction Générale des Forêts sur une période de 33 ans (1985-2017), montrent une surface totale brûlée de près de 228 000 ha avec une moyenne annuelle de 7000 ha (DGF, 2018). Mais les incendies désastreux sont enregistrés en été 1994 (63 328 ha) mais aussi en 2012 et 2017. Durant l'année 2012 en particulier, les incendies ont brûlé près de 17.500 ha de chêne-liège (DFG, 2013).

Le passage de l'incendie ne représente pas souvent une fatalité irréversible pour la forêt, car le chêne liège se montre depuis longtemps à ce jour le mieux adapté et le mieux résistant au feu d'été dans le bassin méditerranéen grâce aux deux caractéristiques intéressantes : la régénération de la couronne à partir des bourgeons dormants qui se trouvaient protégés sous le liège et les rejets de souche jusqu'à un âge avancé après la coupe (Lamey, 1893 ; Natividade, 1956, Catry et al., 2012).

La survie des arbres et la capacité de reconstruction de la couronne après l'incendie sont déterminées par des facteurs liés à l'arbre mais aussi au milieu et au comportement du feu. Au niveau de l'arbre, plusieurs études antérieures ont montré que la couche du liège est un facteur clé de survie ou de mortalité des arbres et l'épaisseur de cette couche dépend du temps qui sépare la récolte du liège et le passage du feu (Moreira et al., 2007). Mais le taux de survie est très variable avec le même âge du liège ; à ce titre tous les chercheurs s'accordent pour dire que les arbres sont bien protégés (>50% de probabilité de survie) si le liège de reproduction atteint au moins 4 à 5 ans avant le feu (épaisseur >1cm) (Lamey, 1893 ; Catry et al., 2006, Catry et al., 2012). Ce taux dépasse les 90% si les arbres sont non démasclés et encore couverts de liège vierge épais (Moreira et al., 200). La grande variabilité

Introduction générale

de survie des arbres est liée au comportement et à la sévérité du feu qui dépendent à la fois des paramètres du milieu (climat précédent le feu, topographie du terrain en particulier la pente) et des caractéristiques structurales du peuplement forestier (degrés d'hétérogénéité, densité, taille des arbres, état de santé, ect.) et de la végétation (composition, quantité et compacité du combustible, taux d'humidité, ect.) (Trabaud, 1974, Pausas, 1997, Quezel et Médail, 2003, ; Catry et al., 2009).

Les arbres morts cessant de former des feuilles et les troncs ayant perdu complètement leur phellogène (destruction des tissus responsables de la formation du liège), deviennent sans intérêt sylvicole et sans avenir économique ; ils sont donc coupés ou recépés pour favoriser des rejets à partir de la souche au même titre que beaucoup d'autres *Quercus* (Xue et al., 2013 ; Travis Swaim et al., 2016) et Feuillus (Jobidon, 1997 ; Mc Claran, 1989, Longhurst 1956). Mais la capacité de régénération de souche dépend de la vitalité de la partie souterraine. Cette vitalité est liée aux réserves disponibles des arbres avant le feu, à la forte chaleur dégagée par le feu sur le sol, la profondeur du sol, enracinement des arbres et la qualité de coupe.

Par cette méthode de régénération que les forêts de chêne-liège algériennes se sont reconstruites à nouveau dans le temps malgré les nombreux grands incendies (Lamey, 1893 ; Saccardy, 1937). Malgré cette faculté de régénération des arbres morts, les services forestiers interviennent très rarement en forêt pour récupérer leurs peuplements morts et de les remettre en production dans les brefs délais.

En été 2012, l'Algérie a connu des grands incendies en brûlant une superficie totale de 99 061 hectares de formations végétales, dont 52 204 ha de forêts. Les forêts de chêne liège occupent le premier rang avec 17 500 ha dont 6803 ha dans la région de Jijel ce qui représente un taux de près de 40% (DGF, 2013). Suite à cet incendie, les services forestiers de la Conservation de Jijel ont pris pour la première fois l'initiative d'intervenir en forêt en mars 2013 (7 mois après le feu) par l'abattage des arbres supposés morts dans le but de réhabiliter les peuplements brûlés. Sans estimations préalables des dégâts sur le houppier, le tronc et les racines (Colin et al., 2001), près de 7600 sujets ont été abattus dans différentes zones avec des densités de coupes très variables (CFJ, 2013). Les sites recépés étaient sans système de protection contre le pâturage et sans programme particulier de gestion. Parmi ces zones, nous avons retenu la zone de Texana pour les objectifs suivants : évaluation de la mortalité des souches de chêne liège après 18 mois de la coupe (soit près de 2 ans après le feu), la mortalité différée 4 ans après la coupe, identification des facteurs du milieu et les facteurs individuels des arbres affectant la régénération des souches après feu, l'impact du pâturage sur la croissance des rejets de souches et enfin la croissance des rejets de souches en absence du pâturage.

Notre travail de recherche a été mené sur le terrain entre 2014 et 2017 dans le massif forestier de Texenna de la wilaya de Jijel. Le présent document est structuré en 5 chapitres.

- Le premier chapitre est une synthèse bibliographique traitant la position systématique du *Quercus suber*, sa répartition dans le monde et en Algérie, les principales caractéristiques botaniques de l'espèce, son écologie, les différents types de multiplication et son importance économique et sociale.
- Le deuxième chapitre donne un aperçu général sur les incendies de forêts dans le monde, en Méditerranée et en Algérie. A la fin du chapitre, nous présentons la

Introduction générale

situation des incendies de forêt dans la wilaya de Jijel avec une importance particulière accordée aux feux des subéraies.

- Le troisième chapitre est consacré à la présentation du milieu d'étude où nous avons présenté le milieu physique (sol, climat, géologie, etc.), la description forestière des subéraies de Texenna, le régime des feux et la situation économique de la région (production du liège).
- Le quatrième chapitre concerne la méthodologie suivie pour l'élaboration de notre travail de recherche mené sur le terrain. Cette démarche intéresse le suivi de l'opération de recépage après l'incendie de 2012 et les différents paramètres retenus sur le terrain.
- Le cinquième chapitre évoque l'ensemble des résultats obtenus à travers l'étude de la régénération du chêne-liège incendié par la technique de recépage dans la région de Texenna, et la discussion des différents résultats.
- Le document se termine par une conclusion générale et des recommandations de gestion des subéraies incendiées.

Chapitre I :
Considérations générales sur le chêne-liège

1- Systématique et origine

Le chêne-liège (*Quercus suber* L.) est une espèce typiquement méditerranéenne, endémique de la Méditerranée occidentale (Zeraia, 1981). Elle est décrite pour la première fois par Linné en 1753 (Nativadade, 1956). C'est une espèce appartient à la famille des *Fagacées*, la sous familles des *Quercoidées*, et au genre *Quercus*. Ce dernier comprend 200 à 500 espèces dont 6 espèces existent en Afrique du Nord.

2- Distribution géographique

2.1- Dans le monde

Le Chêne-liège (*Quercus suber* L.) occupe dans le monde une aire naturelle relativement restreinte. En effet, sa répartition se limite au bassin de la méditerranée occidentale, tout en débordant sur les côtes atlantiques (Cantat et al., 2005). Il se rencontre dans 7 pays de l'Europe du sud (Portugal, Espagne, Italie et France) et de l'Afrique du Nord (Algérie, Maroc et Tunisie), (Boudy, 1950; Maire, 1961; Quezel et Santa, 1962) (**Figure 1**). Il couvre une superficie totale estimée à 2,7 millions d'hectares (APCOR, 2019).

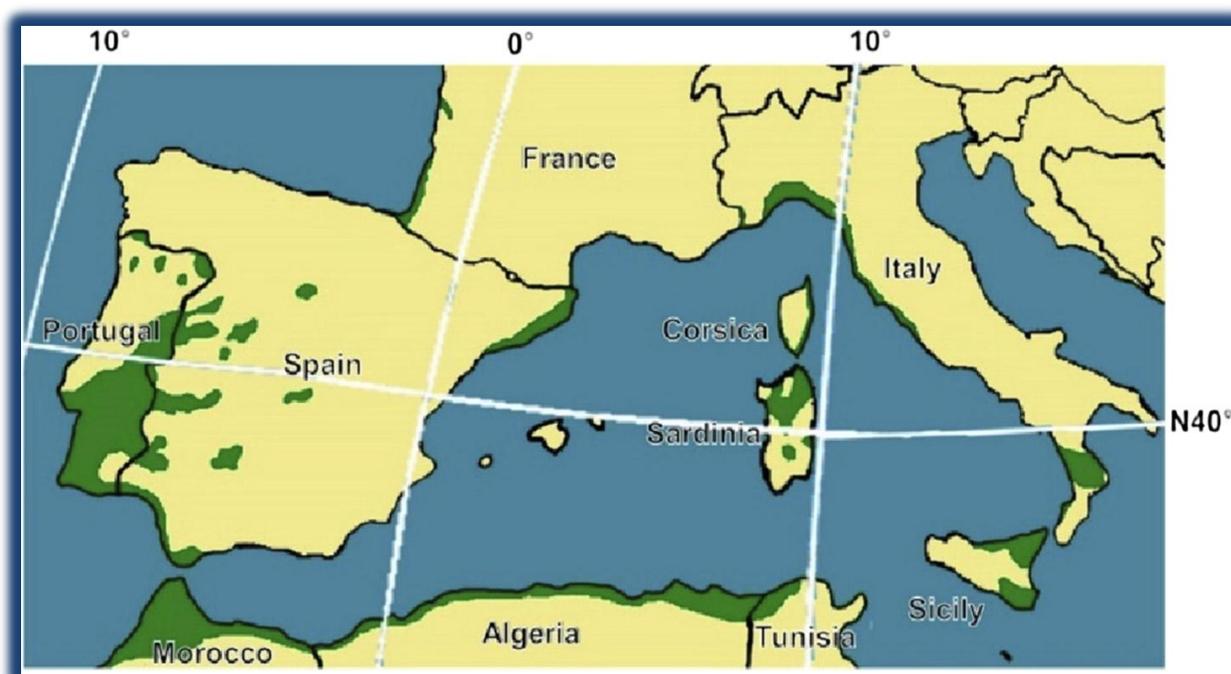


Figure 1: Aire de répartition du chêne liège dans le monde (Source : Shackleton et al., 2015).

L'aire subéricole est difficile à définir, et les statistiques disponibles concernant la superficie de la suberaie dans le monde sont loin d'être rigoureuses. En effet, il existe des différences parfois assez importantes entre les diverses sources indiquant les superficies recensées par pays. Ces différences peuvent être expliquées par certains facteurs:

- L'absence d'inventaires nationaux comme le cas de l'Algérie. Cette lacune ne permet pas d'apprécier à juste valeur la superficie de la suberaie.
- A part, la difficulté de définir la notion de surface occupée, le chêne-liège peut se trouver en mélange avec d'autres essences, comme les pins et autres chênes (Zeraia, 1981),
- l'évolution des peuplements dans le temps allant le plus souvent dans un sens régressive (pâturage, défrichement, incendies...etc.) et de substitution des essences.

Le tableau 1 suivant, illustre les superficies du chêne liège par pays citées par APCOR (2019) selon les sources de chaque pays.

Tableau 1 : Superficie estimée des forêts de chêne-liège dans le monde (APCOR, 2019)*

Pays	Superficie (ha)	% de la superficie mondiale
Portugal	736.775	34
Espagne	575.248	27
Algérie	230.000	11
Maroc	383.120	18
Italie	65.228	3
Tunisie	85.771	4
France	64.228	3
Total	2.139.942	100

*Sources: Portugal: IFN6, 2013; Espanha: MARM, 2007; Itália: FAO, 2005; França: IM Liège, 2005; Marrocos: HCEF Maroc, 2011; Argélia: EFI, 2009; Tunísia: Ben Jamaa, 2011

2.2- En Algérie

Le chêne-liège s'étend le long d'une bande côtière sur des terrains siliceux faisant partie du littoral oriental (dite région à chêne-liège) à climat subhumide et humide. Les plus vastes massifs sont localisés à l'est du pays, région qui détient à elle seule plus de 4/5 de la subéraie algérienne. Dans le littoral oriental, il forme un massif en un seul tenant de plus de 130 000 ha allant du Bejaia jusqu'aux frontières tunisiennes (**Figure 2**). Dans cette bande littorale, il est bien planté dans les wilayas de Bejaia, Jijel, Skikda, Annaba et El Taref.

D'autres peuplements moins compacts sont localisés dans le centre (Chlef, Tipaza, Boumerdes) et quelques îlots bien isolés dans le littoral occidental (Oran). L'essence fait aussi des incursions dans le Tell sur une distance ne dépassant pas 100 km de largeur. Dans son faciès oriental, il se localise à Souk-Ahras, Guelma, El Milia et Constantine. Dans l'Algérois, nous le rencontrons sur des terrains gréseux à Blida, Bouira, Tizi Ouzou, Tipaza, Médèa et Tissemsilt (Teniet El Had). Dans le montagnard occidental, il se cantonne surtout à Tlemcen mais aussi à Mascara, Tiaret et Relizane (Boudy, 1952; Yessad, 2000) (**Figure 2**).



Figure 2 : Aire de répartition du chêne liège en Algérie (Source : DGF, 2003).

Les différentes estimations de la superficie originelle de la subéraie algérienne données par se situent entre 459 000 hectares (Lamey, 1893) et 440 000 hectares (Saccardy, 1937, Natividade, 1956). Khelifi, (1987) pour sa part, note suite aux diverses dégradations, une réduction de cette aire pour se situer autour de 350 000 hectares. En plus, la Direction Générale des Forêts (DGF), donne cependant une superficie productive de 230 000 hectares seulement (DGF, 2009). Ceci représente un peu moins de la moitié de la superficie originelle et le reste est transformé en maquis plus ou moins hauts. Il convient de signaler que cette superficie est déjà citée par Zine dans les années 90 (Zine, 1992).

3- Description botanique de l'arbre

Le chêne-liège est un arbre de hauteur moyenne (10 à 15 mètres), pouvant atteindre plus de 20 mètres dans les meilleures stations. Ses branches principales sont normalement très vigoureuses. Son couvert clair laisse passer la lumière. La cime est largement étalée chez les sujets isolés. En peuplements sérés, elle est plutôt élancée (Saccardy, 1937; Pereira, 2007). Le tronc est court et sa circonférence peut atteindre en général 70cm entre 30 et 40 ans selon les conditions de végétation (Yessad, 2000; Amandier, 2002). En revanche, dans les vieux peuplements, elle atteint jusqu'à 5 mètre (Foucard, 1994). Il présente un important polymorphisme foliaire entre les individus mais également sur un même arbre. Les feuilles mesurant de 3 à 4 cm de long sur 1,5 à 4 cm de large ; elles sont alternes, pétiolées, plus ou moins dentées, coriaces et vert glauque à la face supérieure et pubescente à la face inférieure (Aime, 1976). Le feuillage est pseudo-persistant, tombant au moment du débourrement des nouvelles pousses, en juin. La durée de vie d'une feuille est de 2 ans dans les meilleures conditions stationnelles. C'est une espèce monoïque ; la floraison s'effectue en avril-mai. La fructification est irrégulière. La maturation des glands s'observe au cours de l'année de floraison et s'achève au début de l'automne (Maire, 1926 ; Boudy, 1950 ; Natividade, 1956). Les glands tombent en octobre et novembre et parfois jusqu'à janvier. Le bois est lourd, compact, peu homogène, d'une densité moyenne de 0,9 kg/dm³. Il fournit un très bon combustible et un excellent charbon grâce à son pouvoir calorifique élevé.

Le chêne liège présente un système racinaire pivotant vigoureux, complété par des ramifications latérales capables d'une expansion horizontale. Selon Natividade (1956), dès sont jeune âge, le chêne-liège montre des dispositions naturelles à s'enfoncer verticalement avec vigueur dans le sol. Trois mois seulement après le semis, les racines atteignent 55 à 66 cm tandis que la partie aérienne atteint 9 cm.

Le chêne-liège doit sa noblesse à son écorce de nature subéreuse. Il est appelé communément le liège; c'est un tissu mort, constitué de cellules à paroi minces, pleines de gaz, régulièrement disposées et soudées entre elles. Ce tissu comprend des substances peu dégradables dont les principaux composants sont: la subérine (45 à 50 %), la lignine (20 à 25 %) et la cellulose (10 à 12 %) (Marques, 1994). L'écorce prend l'aspect liégeux vers l'âge de 5 à 6 ans, puis la couche qui se développe (liège mâle ou liège naturel) devient irrégulière et crevassé. Lorsqu' on enlève ce liège, le tronc apparait rouge orangé, avant que ne repousse une couche beaucoup plus régulière qui est le liège de reproduction ou liège femelle. Le chêne-liège peut vivre jusqu'à des âges avancés (250-300 ans) après avoir été correctement exploité. Sa longévité moyenne est d'environ de 200 ans (Gil et Varela, 2008). La production de liège décroît beaucoup en qualité et en épaisseur à partir de 150 à 200 ans, bien avant si l'arbre a été fortement brûlé lors d'un incendie ou blessé lors des récoltes de liège (Nigoul, 2002).

4- Exigences pédoclimatiques

4.1- Température

Le *Quercus suber* est une espèce relativement thermophile, liée aux variantes non froides des bioclimats humides et subhumides, voire semi-aride en cas de compensation hydrique (El Antary-Tazi et al., 2008). Il demande une température douce, dont l'optimum se situe entre 13°C et 18°C ; il ne supporte pas les gelées de -9 °C, longues (1 à 2 jours) (Boudy, 1952).

4.2- Humidité

L'humidité est également un facteur limitant. Bien qu'il soit xérophile, le chêne-liège nécessite une humidité atmosphérique d'au moins 60% même en saison sèche (Cantat et al., 2005). Il demande des précipitations annuelles supérieures à 600 mm, (Maire, 1926). L'évolution de l'humidité des sols forestiers est l'un des aspects essentiels de la recherche sylvicole en milieu méditerranéen, puisque l'eau joue un rôle de facteur limitant pour la production et la régénération (Debeaccorps, 1956). Selon Zeraia (1981), la fréquence des pluies pendant la période estivale constitue l'élément le plus important pour la régénération de chêne-liège.

4.3- Lumière

C'est une essence héliophile qui supporte mal l'ombre (Saccardy, 1937). Des observations quantifiées, confirment que la survie des semis et leur croissance augmente sensiblement avec l'éclairement relatif (Chollet, 1997).

4.4- Altitude

L'aire de développement du chêne-liège dépend du relief; il pousse de bord de la mer jusqu'à une altitude atteignant 1550 m à Teniet El Had en Algérie, (Boudy, 1955). Mais il ne prospère bien qu'entre 900 et 1000 m (Camus, 1938). En voisinage des côtes atlantiques au Portugal, il, descend jusqu'à 200 m et atteint 2400 m sur les pentes humides exposées au Nord dans le grand Atlas marocain. C'est une essence de plaine et de moyenne montagne. Selon Tlili (2003) ; les limites altitudinales varient considérablement avec l'exposition.

4.5- Exposition

A partir de 600 m, le chêne liège préfère les stations exposées au sud. Sur les versants nord, il est concurrencé par le chêne Zeen, par contre sur les versants sud dès 1000 à 1200 m, il est concurrencé par le chêne Zeen, et le chêne Afarés (Abdelhamid, 2010).

4.6- Exigences pédologiques

Le chêne-liège est une espèce calcifuge; il préfère les sols siliceux tel que les grès numidiens (Algérie, Tunisie) et les sables pliocènes (Maroc) ou à la rigueur argilo siliceux (Veillon, 1998). Vu son système racinaire pivotant, il redoute les sols argileux compacts, mais recherche plutôt des textures légères (sables), bien aérées et riches en matière organique. Les contraintes édaphiques sont responsables d'une bonne part du taux d'échecs des plantations des semis du chêne-liège (Boudy, 1952 ; Lepoutre, 1965). Le tassement du sol par le piétinement fréquent rend difficile l'opération d'enracinement (Hasnaoui, 1995).

En Algérie, les forêts de chêne-liège reposent sur différentes formations géologiques siliceuses. Parmi elles, nous citons: i) les sables pliocènes: sols pauvres, sans humus, se desséchant rapidement mais dont la perméabilité permet aux racines de s'infiltrer profondément), ii) les grès numidiens: sols acides, profonds et perméables, iii) les grès séquanien ou poudingues et iv) les calcaires schisteux non assimilables du Crétacé supérieur (Battistini, 1938; Boudy, 1950; Quézel et Santa, 1962; Zeraia, 1982; Quézel, 2000).

5- Régénération du chêne-liège

Il existe deux grands types de régénération du chêne liège : la régénération naturelle en utilisant le peuplement en place et la régénération artificielle par plantation.

5.1- Régénération naturelle

Cette méthode vise à renouveler le peuplement vieillissant à l'aide des sujets encore en place. Trois procédés sont utilisés dans la régénération naturelle : le drageonnage, le rejet de souche et le semis.

5.1.1- Régénération par semis

Ce type de régénération se fait naturellement par semis des glands tombés au sol. Selon Boudy (1950) et Belghazi et al., (1995), les jeunes plants issus de la germination des glands ont besoin durant leurs premières années, d'un couvert végétal léger, pour se protéger pendant la saison estivale, des vents desséchants et des fortes insulations. Toutefois, un sous-bois dense et élevé concurrence souvent les jeunes plants qui finiront généralement par disparaître (Dahmani et al., 2000). Natividade, (1956) signale que la semence du chêne-liège possède une faculté germinative élevée. Une simple protection des semis spontanés suffit à assurer le boisement rapide d'énormes étendues (Natividade, 1956). La régénération naturelle sera toujours privilégiée en ce qui concerne les chênes lièges. En effet, cette dernière, a des chances de réussite supérieure à la régénération artificielle et présente un coût beaucoup moins important à l'installation (Vigne, 1990). Selon Marion (1950), le surpâturage et le ramassage des glands sont des obstacles majeurs à la régénération naturelle. Ainsi, le gland germé donne un semis qui n'échappera à la dent du bétail que par miracle et à la faune sauvage (Varela, 2013).

En Algérie, les suberaies sont vieillissantes par manque de régénération naturelle. En Sardaigne la régénération naturelle par glandée fonctionne très bien lorsque les parcelles ne sont pas pâturées (Julien, 2014). Au Portugal, cette régénération est pratiquée avec des glands qui présentent un bon taux de germination (80 %).

5.1.2- Régénération par drageonnage

Le chêne-liège peut se régénérer grâce aux drageons émis par ses racines traçantes. Ce mode de régénération s'observe en cas de traumatisme, notamment après un incendie (Roula, 2010).

5.1.3- Régénération par rejets de souche

Le chêne-liège peut se régénérer vigoureusement par rejets de souches (Lamey, 1893). Toutefois, sa capacité à se régénérer par cette voie végétative est très influencée par l'âge des arbres. Le recépage s'appuie donc sur les facultés que possède le chêne-liège à émettre des rejets à partir de la souche, en mettant à profit son système racinaire (Saccady, 1937, Natividade, 1956). Les brins qui se développent à partir des rejets peuvent ainsi entrer en production 10 à 15 ans avant un sujet issu de semis (Varela, 2013). Seigue (1985), signale que la faculté d'émettre les rejets s'amointrit pour les arbres soumis régulièrement au déliègeage. Les rejets qui se forment ont une croissance assez rapide. Ils forment d'abord une cépée assez touffue, mais leur nombre se restreint dans les premières années par le jeu de la concurrence (Saccardy, 1937). Natividade (1956), indique qu'une seule souche ne peut donner qu'un nombre limité de génération de souches. Cet auteur a aussi constaté l'existence d'une limite d'âge, variable avec les conditions où les arbres végètent à partir de laquelle la production de rejets est très réduite ou nulle (100 à 150 ans). D'après Boudy (1952), le chêne-liège rejette bien jusqu'à l'âge de 80 à 100 ans. Cette faculté varie selon le climat, les conditions de végétation et l'état physiologique de l'arbre.

L'ensemble des rejets ayant pris ainsi naissance autour d'une souche constitue une cépée. Cette technique de régénération présente des avantages et des inconvénients énumérée ci-dessous.

Avantage :

- Application simple,
- Régénération s'effectue en toute sécurité,
- Croissance est plus rapide : l'âge du premier écorçage sera d'autant plus avancé,
- Sol bien tenu par les racines des cépées,
- Période de mise en défens ou de restriction est plus courte,
- Meilleure régénération après incendie.

Inconvénients :

- Augmentation des risques d'épuisement des souches,
- Recépages successifs peuvent amoindrir la fertilité du sol,
- risque d'incendies est supérieur car il existe une plus grande continuité dans la masse combustible,
- Qualité paysagère médiocre du fait de l'homogénéité.

5.2- Régénération artificielle

Par défaut de régénération naturelle et pour la préservation des subéraies, nous devons avoir recours à la voie artificielle. Celle-ci étant basée sur le semis direct des glands, ou transplantation des plants élevés en pépinière pendant quelques mois.

5.2.1- Régénération artificielle par semis des glands

La régénération artificielle peut être mise en place en cas d'introduction du chêne liège ou d'échec de la régénération naturelle. Le semis direct nécessite une grande quantité de glands et elle dépend donc des années de bonne glandée. Selon Belghazi et al. (2001), un travail du sol en profondeur et en surface est très important pour assurer une bonne installation des semis de glands. Une mise en défens, deux opérations d'arrosage pendant l'été, un désherbage des jeunes plants durant les trois premières années permettant de réussir ce mode de régénération (Amhajer, 1997).

5.2.2- Régénération artificielle par plantation (Reboisement)

Il s'agit de la mise en terre des plants de chêne-liège préalablement produits en pépinière. Donc l'objectif de la plantation vise à introduire de nouveaux plants dans un peuplement forestier existant. Ce procédé permet de renouveler l'espace afin de pallier à une régénération naturelle difficile (Zair, 1989). Depuis 1962 à 1980, les objectifs des reboisements en Algérie étaient la production ligneuse et la protection des sols. Le choix du chêne liège ne figurait même pas comme essence de reboisement; sa participation dans les différentes campagnes de plantation oscillait entre 0,2 et 7 %. (Bouhraoua et al., 2014). En parallèle, l'enrésinement de l'aire du chêne était remarquable (Messaoudene, 2009). Ce n'est qu'en septembre 1999, alors que le Plan national de reboisement (PNR) est adopté par le Conseil du Gouvernement, qu'une politique active est affichée en faveur du chêne-liège. Ce plan est un programme ambitieux visant la reconstitution du couvert forestier national algérien, mais aussi la protection, la valorisation et le développement des ressources naturelles rentrant dans le cadre du développement durable. D'une durée de 20 ans (2000-2020), il concerne une surface globale de 1 245 000 ha, avec un rythme annuel de réalisation de l'ordre de 100 000 ha. Les plantations forestières représentent 53 % de cette surface, soit 663 000 ha, et le chêne-liège est au premier rang des essences de reboisement avec 160 000 ha (24 %). Selon Messaoudene (2009) et Bouhraoua et al., (2014), les taux de réussite constatés sur terrain sont non satisfaisants, voire nuls. D'après ces auteurs, les facteurs d'échecs probables des reboisements sont d'ordre technique et écologique. Ils sont résumés comme suit : 1) manque d'arrosage après plantation, 2) problème de pacage, 3) attaques de rongeurs, 4) absence d'entretien et/ou de suivis sylvicoles après plantation, 5) absence de mise en défens, 6) qualité des plants au niveau des pépinières, 7) conditions climatiques estivales

difficiles, 8) problème des incendies de forêts, 9) choix des sites à reboiser, 10) multiplication des opérations de reboisement.

6- Importance des forêts de chêne liège

La forêt de chêne liège est reconnue comme un espace forestier assez particulier en région méditerranéenne tant par son intérêt environnemental mais surtout socio-économique. En effet, l'intérêt écologique de la forêt est reconnu mondialement (WWF, 2008; FAO, 2013). Ainsi, il est présent dans trois zones de biodiversité sur dix identifiées pour le bassin de la méditerranée (péninsule ibérique, Afrique du nord représentée par l'atlas marocain et nord-est d'Algérie) (Quézel et Médail, 2003).

Le chêne-liège est une essence noble. Par la qualité de son écorce, elle est de point de vue économique la plus importante dans l'ouest du bassin méditerranéen dont l'Afrique du Nord (Boudy, 1952). Elle est classée comme un produit stratégique, c'est la raison pour laquelle des efforts ont été déployés pour acclimater cette espèce en dehors de son aire naturelle (Messaoudi, 2003).

6.1- Importance économique

Le chêne-liège est une espèce forestière principale en Algérie tant en raison des superficies occupées que de son importance économique. Il est considéré depuis fort longtemps comme une essence particulièrement précieuse. Ses forêts offrent en effet une multitude de produits dont certains constituent de véritables richesses économiques.

Le bois de chêne liège a été longtemps apprécié pour la construction, et pour la fabrication des coques de navires (Renou, 1842). Dessain (1992), indique que son bois est utilisé dans la menuiserie et surtout comme chauffage domestique. L'importance économique du chêne-liège réside essentiellement dans son écorce, le liège, qu'il produit régulièrement tout au long de sa vie. Ce matériau particulièrement léger, souple, élastique, imperméable et non conducteur pour la chaleur (Pereira, 2007) est utilisé depuis l'antiquité pour des fins diverses (Boudy, 1950).

6.1.1-Evolution de la production du liège en Algérie

Le chêne liège, constitue depuis longtemps une des richesses forestière de l'Algérie. Ses forêts tenaient et tiennent toujours une place primordiale dans l'économie du pays en général. Ce produit occupait au début du siècle dernier, le premier rang des produits forestiers et son exploitation représentait selon Marc (1916) les trois quarts de la recette forestière totale.

La **figure 3** ci dessous montre l'évolution de la production du liège en Algérie après l'indépendance, à partir de la campagne (1964-1965), après que les services forestiers algériens aient repris l'exploitation des massifs de chêne-liège. En raison d'une absence d'exploitation durant la guerre de libération, majorée par un stock important dans les dépôts, la production a atteint un pic jamais égalé de 35000 tonnes. Durant les 52 ans d'exploitation continue (1964-2016), la production en Algérie a connu trois périodes funestes qui ont eu les conséquences les plus fâcheuses sur le rendement du liège.

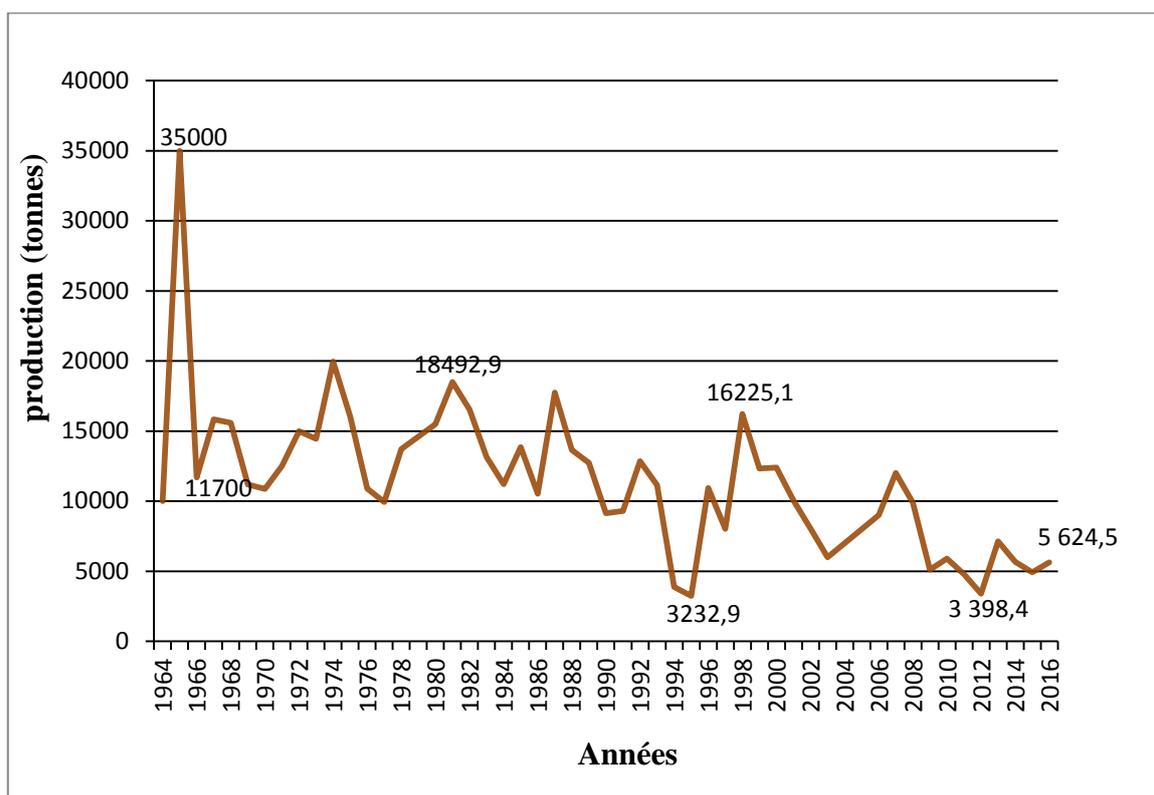


Figure 3: Evolution de la production nationale du liège entre 1964 et 2016 (Source : DGF, 2017)

De 1965 à 1979: Durant cette période, les services forestiers ont hérité d'un patrimoine subéricole affaibli par l'exploitation intense des arbres depuis 1920 (Lapie, 1928 ; Saccardy, 1937 ; Peyrimhoff 1941). Certes, bien aménagée, une grande partie des peuplements était cependant vieillissante. L'étendue importante des peuplements affaiblis, à laquelle il faut ajouter un manque terrible d'ingénieurs et de techniciens spécialisés, a contribué à aggraver la situation. La gestion des subéraies est devenue très hasardeuse; les plans d'aménagement et d'exploitation établis par les ingénieurs forestiers français ont disparu des programmes de gestion. Après l'administration coloniale, les décisions concernant la filière liège dépendent aujourd'hui d'une administration centralisée très instable. Le taux de croissance annuel moyen de la production a régressé de 5,6%, soit une chute de 41,7% de la production par rapport à 1965.

De 1980 à 1992 : Ces années sont caractérisées par l'abandon des terres agricoles et forestières et un exode rural massif d'une population montagnarde oubliée par les programmes de développement de l'époque. La baisse du prix du pétrole en 1986 et, par la suite, la dévaluation de la monnaie nationale ont contribué à diminuer le budget de l'Etat destiné aux opérations de mises en valeurs des subéraies, tels que les travaux sylvicoles, les programmes de reboisement et de repeuplements des zones incendiées et dépérissantes. L'inventaire forestier national établi en 1984 par le BNEDER 1, indique que sur les 230 000 hectares de chêne-liège, 61 % sont représentés par de vieilles futaies, 37 % par de jeunes futaies, 1 % par des perchis et 1 % par des taillis. Durant cette époque, la production moyenne nationale ne dépasse guère les 134 00 tonnes, soit une chute de 38,3 % de la production par rapport à l'année 1965.

De 1993 à 2016: La filière liège a connu, durant cette période, ses moments les plus difficiles. En effet, la crise sécuritaire qu'a traversée le pays (1993-2003) a donné un coup très dur notamment au domaine forestier. Ceci a occasionné une réduction alarmante de la superficie des peuplements de chêne-liège causée par une série d'incendies catastrophiques ayant parcouru de grandes surfaces, soit un chiffre de 63328 ha en 1994 pour une moyenne annuelle de 10368 ha de 1993 à 2003. A ceci s'ajoute la désorganisation de la récolte du liège, due principalement à

l'inaccessibilité aux peuplements arrivant à l'âge d'exploitation à cause de l'insécurité, mais aussi aux coupes illicites de grande envergure, profitant de l'absence des forestiers. Malgré l'amélioration des conditions de sécurité depuis 2004, ces pratiques ont malheureusement perduré, au profit d'individus et de sociétés multinationales à la recherche de liège algérien (Taferka, 2008). La production de liège a atteint des niveaux aussi bas qu'au temps des premières concessions coloniales. A titre indicatif, en 1994, la production nationale n'a pas dépassé le seuil de 4000 tonnes, puis elle a atteint subitement les 16000 tonnes en 1998. Les incendies de l'année 2012 qu'a connus l'Algérie ont beaucoup diminué la production du liège et qui a marqué un chiffre faible de 3398,4 tonnes. La production durant cette période a baissé de 22,70 % par rapport à celle de 1965.

Les conséquences de cette période fâcheuse sur le rendement du liège ont aussi influencé son commerce, ce qui contribue d'une manière importante dans l'économie nationale hors hydrocarbures. La **figure 4** ci-dessous montre un exemple de l'évolution des exportations d'un sous-produit du liège qui est le bouchon.

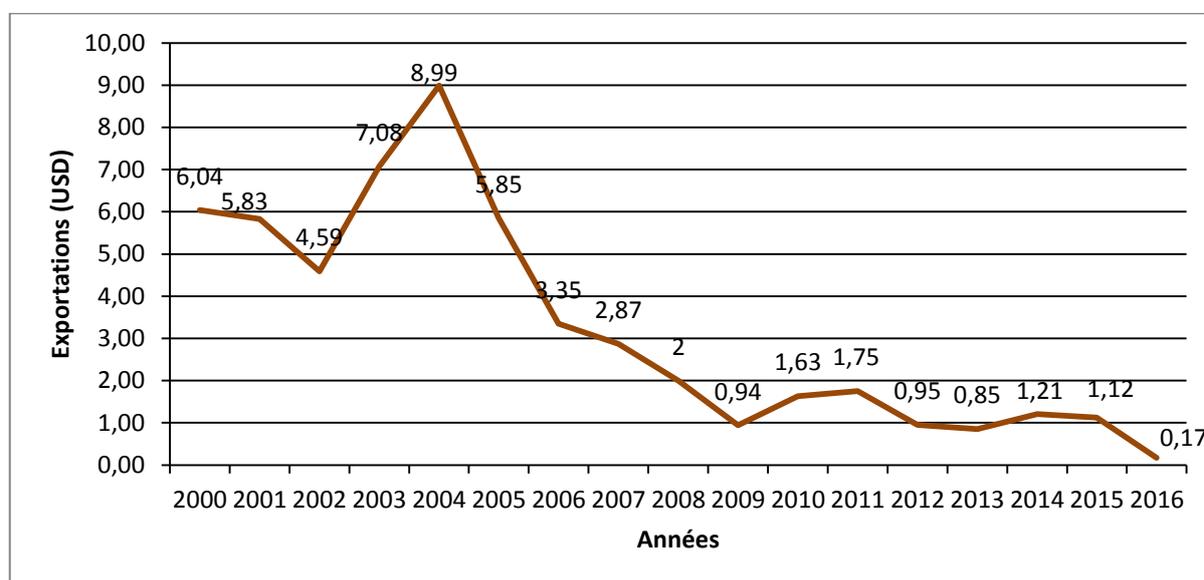


Figure 4 : Evolution des recettes d'exportation des produits du liège (Bouchon) entre 2000 et 2016 (Source: CNIS, 2018)

La recette des exportations du bouchon de liège (figure 4) montre une baisse très alarmante de la rente; les exportations moyennes du bouchon de liège ont diminué de 36,15 % durant cette période par rapport au pic enregistré en 2004 (8,99 millions de dollars), pour finir avec une rente très faible moins de un million de dollars en 2016.

Outre le liège qu'elle fournit et qui représente l'un des principaux produits forestiers exportables en Algérie, la subéraie présente une certaine particularité liée au cortège floristique accompagnant le chêne-liège.

En effet, la flore variée rencontrée dans ces forêts offre des usages variés à l'homme ; nous pouvons citer essentiellement la bruyère arborescente (*Erica arborea*) dont la souche est exploitée dans la fabrication des pipes dans diverses régions (El Kala, Jijel, etc.) et les plantes aromatiques et médicinales. En plus de ces plantes, nous citons la flore microscopique qui joue aussi un rôle économique important; nous citons l'exemple de la mousse des chênes (*Ivernina prunastria*) utilisée par les grands parfumeurs français, suisses et américains (Benyacoub et al., 1998). Par ailleurs, avec la gamme importante de sous-produits que procurent les subéraies à des activités traditionnelles, ce sont les potentialités fourragères (estimées à 500 unités fourragères à

l'hectare) qui sont les plus exploitées, indiquant ainsi l'une des principales dépendances des populations riveraines à l'égard de ces forêts pour le parcours (Madani, 1993 ; Madani et al., 2001).

6.2- Importance socio-économique et sociale des subéraies

La fonction socioéconomique des forêts s'exprime à travers les emplois, les revenus et les utilisations des populations riveraines reconnues par la législation forestière, les activités récréatives et les loisirs.

L'importance socio-économique des subéraies n'est pas à démontrer; elles ont toujours été une source appréciable de revenus tant pour les forestiers que pour les riverains. En Algérie, le secteur du liège crée chaque année plus de 3500 emplois saisonniers durant la campagne d'exploitation du liège (de mai à septembre : récolte et transport) et emploie près de 1400 travailleurs saisonniers et permanents au niveau des unités de transformation du liège. (Bouhraoua, 2013).

La forêt de chêne-liège est omniprésente dans l'histoire et la vie des sociétés méditerranéennes pour lesquels elle est à la fois un élément du patrimoine culturel collectif, une composante essentielle des paysages et un lieu de détente, promenades, chasses, cueillettes de champignons, courses d'orientation, équitation, et les nouveaux sports tout terrain. La liste des loisirs pratiqués en forêt est longue. Il s'agit là surtout des besoins des pays riches, qui consacrent un temps croissant aux loisirs (Abid, 2002).

Outre les loisirs, le milieu forestier méditerranéen et en particulier les subéraies constituent une source de vie pour les populations riveraines qui vivent aux alentours. Afin de subvenir à leur besoin, ils exploitent la forêt pour se procurer du bois de chauffage, faire pâturer leurs animaux car la forêt de chêne liège est un excellent terrain de parcours pour un cheptel varié et ce grâce à son abondant sous-bois riche en plantes appétissantes (Papilionacées ; *Calycotum*, *Genista*, *Cytisus*, etc.) mais aussi à ses fruits (glands) comme aliment apprécié du bétail (Silbert, 1985).

La plus part des espèces de plantes et de champignons de ces forêts sont considérées comme des produits forestiers non ligneux pour la consommation humaine et de nombreuses espèces ont des propriétés aromatiques, culinaires, ou médicinales (WWF, 2008 ; Letreuch-Belarouci, 2010).

Outre son importance économique directe, la forêt contribue à l'économie nationale par sa capacité de protection de la biodiversité, des ressources en eau et des sols contre l'érosion. Elle joue un rôle social en offrant des espaces récréatifs et éducatifs de plus en plus sollicités pour l'épanouissement de la société (Saidi, 2012). Dans la subéraie, le volet éco-tourisme commence à se développer au cours de ces dernières années. En effet, la forêt de chêne-liège offre toujours un paysage particulier recherché par ceux qui fuient la ville pour se distraire et chercher la récréation.

6.3- Importance environnementale

Il est évident que la forêt de chêne-liège recèle une diversité biologique importante par la faune et la flore qu'elle abrite, ce qui lui confère un rôle de conservation important (Mongolfier, 1985, Aronson et al., 2009). Les glands des chênes tombant sur le sol sont appréciés par les sangliers, ces animaux en fouillant le sol contribuent à une régénération naturelle de l'espèce.

Par ailleurs, la subéraie est une composante des équilibres écologiques ; elle intervient pour réguler les fluctuations de nombreux facteurs de l'environnement global et pour le protéger contre les agressions déstabilisantes (Lehouérou, 1980).

- sur le plan climatique, la forêt de chêne-liège atténue l'évapotranspiration, modère la vitesse des vents et favorise les précipitations ;

- elle intervient sur la qualité de l'air, en épurant ce dernier par la fixation de polluants (recyclage) et en le purifiant par diffusion d'essences et de composés volatiles ;
- régulation du débit d'eau d'une part à travers la réduction du ruissellement et l'augmentation du temps de concentration des bassins versants et d'autre part en favorisant l'infiltration des précipitations excédentaires ;
- sur le plan édaphique, la forêt permet le maintien des sols ; elle assure une protection physique et une stabilisation en diminuant le risque d'érosion des crues torrentielles et les chutes de pierres. En interceptant les pluies, la partie aérienne des arbres brise la force vive de cette eau et en retient une partie qu'elle relâche progressivement. L'impact de la goutte atténuée est que le tassement du sol sera réduit et l'infiltration sera réalisée de façon aisée (Abdelghafour, 1974). Selon Aronson et al., (2009), les forêts de chêne-liège fonctionnent comme d'authentiques puits de carbone ; et absorbent environ 14 millions de tonnes de CO₂ par an, ce qui est impressionnant. Un chêne-liège exploité séquestrera 3 à 5 fois plus de carbone qu'un chêne-liège non écorcé ou toute autre essence car le processus de croissance de l'écorce fait largement augmenter la photosynthèse (Rached-Kanouni, 2013). Les émissions annuelles de CO₂ produites par une automobile sont absorbées par une forêt de 1,5 hectare de chêne liège.

7- Problématique des subéraies algériennes

Les subéraies algériennes se caractérisent par un état de dégradation avancé, résultant des effets conjugués des incendies, du défrichement, des pacages, des constructions illicites ainsi que d'attaques parasitaires et d'autres facteurs de dégradation (Naggar, 1999). L'action combinée de ces différents facteurs est préjudiciable aux forêts algériennes qui, non seulement ont régressé, mais ce qui en subsiste ne représente plus les forêts naturelles équilibrées d'autrefois. En Algérie les données anciennes sur l'aire de la subéraie sont très variables ; elles oscillent de 410.000 ha à 480.000 ha, Saccardy (1937), Boudy (1952), Natividade (1956) ; Yessade (2000) ; Quezel et Médail (2003). La superficie productive est de l'ordre de 229.000 ha et ce depuis le premier inventaire forestier de 1983-84 (Allili, 1983 ; Zine, 1992). Ainsi par rapport aux données de la littérature ancienne, la subéraie algérienne aurait perdu beaucoup de surface, soit un taux allant de 45 à 55 % que nous considérons comparable à celui donné par la DGF (2006) qui est de 40% depuis l'indépendance. Cette régression est le résultat de multitudes de facteurs parmi lesquels les incendies sont considérés comme un facteur prépondérant. Ce facteur sera développé dans le chapitre suivant. Ce fléau ravage surtout ces dernières années des milliers d'hectares. Bien que la régression et la dégradation de la subéraie algérienne soient une réalité, sa prise en charge ne demeure que partielle et les opérations forestières menées par le secteur des forêts ne concernent que la récolte de liège, quelques assainissements après incendie et l'ouverture de pistes (Ikermoud, 1998).

La lutte contre la dégradation persistante et alarmante des espaces forestiers et notamment de la subéraie est un défi qui ne peut être relevé par les seuls acteurs forestiers. L'ensemble des acteurs et partenaires, publics et privés, devra assumer concrètement sa responsabilité au service de notre forêt. La forêt souffre d'un triple déséquilibre :

- Entre besoins des populations et les ressources disponibles,
- Entre les prélèvements actuels et la possibilité biologique de la forêt,
- Entre le niveau de développement des zones de piémont et de grandes plaines agricoles et les zones forestières et pré forestières.

La dégradation de la subéraie et sa dynamique dans le temps et dans l'espace, sont tributaires de plusieurs facteurs anthropiques mis en cause et notamment :

7.1- Pression démographique

La population Algérienne a connu une augmentation notable depuis les années soixante. Elle est passée de 11.6 millions en 1962, et à plus de 42 millions d'habitants en 2018 (O.N.S, 2018). Cela a créé une réelle pression démographique, causant une occupation de plus en plus importante de l'espace, responsable de plusieurs formes de dégradation :

- * Apparition du décapage superficiel et du ruissellement sur les terres les plus récemment défrichées,
- * Entretien et aggravation des processus de solifluxion et de ravinement, particulièrement repérables le long des routes et des pistes ou en bordure des chemins utilisés par les troupeaux dans leur migration journalière,
- * Réduction de la couche arable des sols suite à la mise en culture de sols marginaux,
- * Régression des espèces végétales les plus appréciées par les troupeaux qui pâturent durant presque toute l'année ; cette dégradation est perceptible dans les zones subéricoles dans le temps et dans l'espace (Mekideche et al., 2018).

De même, les changements dans le mode d'habitat et d'occupation de l'espace rural engendrent des modifications affectant les systèmes fonciers et l'utilisation quantitative et qualitative des ressources naturelles (Le Houérou, 1969). La sédentarisation très ancienne de l'homme a largement modifié les composantes de l'environnement naturel et s'est traduite par une éradication quasi totale de la végétation naturelle et par l'extension des conquêtes agraires.

7.2- Fabrication du charbon, coupes, ramassage de bois et de glands, défrichements

La fabrication du charbon, autorisée ou clandestine, reste la menace imperceptible pour la destruction de la végétation dans la subéraie algérienne. En effet, le charbonnage, malgré qu'il demande du bois sec, occasionne des dépassements pour utiliser le bois sur pied surtout de chêne liège et de chêne zéen par la destruction du maquis à l'état vert pour la toiture des charbonnières et la mutilation des arbres avoisinants ceux qui sont abattus pour la fabrication du charbon. Le charbonnage délictueux reste un fléau qui s'amplifie dans les douars les plus enclavés, et où l'activité agricole est faible. La vente du charbon se fait d'une façon illégale et discrète dans des endroits où le bois de chauffage ou de cuisson fait défaut. Le charbonnage reste une pratique très variable d'une zone à l'autre et se fait d'une façon intensive en l'absence d'autres possibilités d'activités. La fabrication du charbon est devenue un métier lucratif pour certaines personnes surtout pendant la période de froid en hiver où la demande est accrue pour ce genre de produit.

Le ramassage des plantes comestibles et aromatiques, les coupes de bois de manières illégales, les opérations de défrichement, les exploitations irrationnelles et abusives de ce patrimoine ont conduit à la dégradation et à la régression de la forêt. Ceci se traduit par une perturbation dans la composition spécifique de ces plantes, une régression des superficies couvertes par le chêne-liège et une réduction du nombre d'autres espèces floristiques. (R.A.C.C, 2018).

Les défrichements entrepris dans le cadre des projets d'aménagement et par la population rurale ainsi que le phénomène de l'urbanisation, sont également à l'origine de la régression des superficies du chêne-liège.

Le ramassage systématique des glands qui sont doux et comestibles, en général avant même, leur maturité, constitue dans beaucoup de régions subéricoles un handicap majeur et une, contrainte de taille pour la régénération naturelle par semis (Letreuch-Belarouci, 2002).

7.3- Sylviculture et l'exploitation inadaptée des subéraies

Selon Puyo (1999), en 1939, les subéraies algériennes représentaient près d'un cinquième de la production mondiale de liège. L'étude de l'aménagement colonial des subéraies nous permet de souligner toutes les ambiguïtés de la politique coloniale française, entre d'une part les exploitants coloniaux et les forestiers de l'Etat, tournés vers l'optimisation d'une ressource forestière, et d'autre part les habitants originels dont le mode de vie traditionnel fut très fortement et durablement perturbé. L'exploitation se fait par coupons réglés ou par jardinage. Les deux méthodes ont été très néfastes pour les peuplements de chêne-liège algérien. L'adoption de la méthode de concession donne lieu à de nombreux abus ; parmi les plus répandus, les fermiers lèvent le liège juste avant la fin du contrat alors qu'une épaisseur suffisante n'est pas atteinte, « dépouillant donc d'autant le propriétaire, sans avoir égard, comme c'est leur devoir, à la conservation de la chose louée ; ils ruinent en même temps l'aménagement de la forêt ». Oulmouhoub (2005), note que les subéraies ont été exploitées avec des rendements à l'hectare anormalement élevés. Cette surexploitation a affaibli les arbres et précipité leur vieillissement. La gestion forestière adoptée à l'époque reposait sur le capitalisme colonial. Autrement dit, extraire le maximum de matière première et optimiser le profit, sans pour autant se soucier de l'équilibre du milieu et de l'avenir de la forêt.

7.4- Gestion inadéquate

Durant la guerre de libération (1954 - 1962), les subéraies n'ont pas connu d'exploitation. Mais l'effet conjugué de cette guerre et des incendies a eu des conséquences néfastes sur le patrimoine subéricole et le conduira à la réduction importante de sa superficie. L'inventaire forestier national établi par le BNEDER en 1984, indique que sur les 230 000 hectares de chêne liège, 61 % sont représentés par de vieilles futaies, 37 % par de jeunes futaies, 1 % par des perchis et 1 % par des taillis. Les vieilles futaies sont les plus abondantes, ce qui explique la difficulté de la régénération naturelle.

Yessad, (2000), indique qu'en absence d'interventions sylvicoles, la suberaie est une forêt menacée de disparition car elle a des relations très étroites avec l'homme. Si elle est abandonnée, les essences secondaires et les ligneux du sous-bois ferment le peuplement et éliminent peu à peu le chêne-liège. Le maintien de la suberaie dépend en grande mesure de la possibilité de la continuation ou de la reprise de la subériculture, donc de l'action de l'homme.

D'après Letreuch-Belarouci et al., (2010), le manque d'interventions sylvicoles en vue d'un rajeunissement et l'absence d'un aménagement propre aux suberaies justifient la régression de la production nationale en liège. En outre, les années 1994 et 1995 sont les plus désastreuses pour les formations de chêne-liège tant au plan du rendement en liège que sur le plan de leur avenir. Cette situation découle de l'insécurité qu'a connue l'Algérie sur une décennie. Les démasclages inappropriés du liège, la pauvreté et le manque d'opportunités économiques pour les populations riveraines, l'absence de financement intégrant les questions environnementales et sociales dans les pratiques de gestion et d'aménagement et les fluctuations du marché du liège, sont à l'origine du déclin de la suberaie méditerranéenne (Letreuch-Belarouci et al., 2010).

Beaucoup de programmes d'aménagement et de traitements sylvicoles appliqués aux subéraies ne leurs sont pas adaptés, en raison du fait que les recherches relatives à la structure et à la productivité de ces peuplements ne sont pas développées et par conséquent leur application constitue un phénomène de dégradation et de destruction des subéraies. (Benabdeli, 1992).

Le déliègeage qui est effectué au début de l'été, c'est à dire en période de la montée de sève, met les arbres dans des conditions très difficiles. Cette opération, qui est de plus en plus, effectuée par des ouvriers non qualifiés, cause des blessures provoquant des affaiblissements et des mortalités aux pieds mères. L'emploi de ces ouvriers non formés est une des principales causes

de l'augmentation de la vulnérabilité, de l'attaque des arbres par des parasites et de la dégradation de la qualité du liège.

Ainsi, le débroussaillage, les coupes d'assainissement et les éclaircies sont très rarement réalisés en Algérie (Messaoudene, 2009). Dans le cas du projet national de reboisement (PNR), Messaoudene (2009) et Bouhraoua et al., (2014) signalent :

- * l'absence de la planification des opérations d'entretien et de suivis sylvicoles dans les parcelles reboisées même à court terme,
- * l'envahissement des plantations par le sous-bois dense et élevé conduisant à l'augmentation du risque d'incendie après une ou deux années de plantation,
- * l'étouffement des plants suite aux compétitions très accrues d'où la mortalité et la modification de la structure des plants (tiges rampantes ou rabougries),
- * le manque d'arrosage après plantation,
- * le problème de pacage (absence de mise en défens),
- * la mauvaise qualité des plants de chêne-liège destinés aux opérations de reboisement constituent des facteurs aggravant l'échec des opérations de reboisement en chêne-liège en Algérie,

7.5- Surpâturage

Dans de nombreuses régions du pays, le parcours en forêt constitue la source principale de revenu des populations. La réduction des surfaces de parcours et l'abandon des pratiques pastorales, par la mise en culture de terrains collectifs et forestiers, ont favorisé la prorogation du séjour du bétail en forêt et la surcharge des massifs de l'équivalent de trois à cinq fois la possibilité réelle des forêts selon les régions (Letreuch-Berlarouci, 2000).

Le pâturage est une activité normale en subéraie, parfois souhaitée, car le bétail participe au contrôle de la prolifération des strates arbustive et herbacée, hautement inflammables (Le Houerou, 1980). Mais Letreuch-Berlarouci, (2000) et Sebei et al., (2001) estiment que la charge pastorale excessive et incontrôlée est très nuisible aux subéraies. Elle prélève une quantité très importante de la biomasse. Elle empêche aussi, par le broutage et le piétinement, toute régénération naturelle des peuplements de chêne-liège, et entraîne la disparition ou la réduction considérable d'un grand nombre d'espèces végétales palatables, tandis qu'elle favorise la multiplication des espèces envahissantes et toxiques. Le piétinement contribue aussi au tassement des sols qui deviennent impropres au développement des jeunes semis mais aussi à la perte d'eau de pluies par ruissellement ce qui affaiblit les arbres (Bouhraoua et Villemant, 2005). Le pâturage intensif est donc la cause principale de l'évolution des espaces forestiers vers parfois les formations matorrals (Bouazza et al., 2001). En Afrique du Nord, plus qu'ailleurs probablement, des systèmes d'élevage incluent des ressources fourragères issues de la forêt. Le poids de cette composante dans le bilan fourrager reste tributaire de l'ampleur de l'aléa climatique et des possibilités de mobilité des troupeaux et des hommes par transhumance ou nomadisme (Naggar, 1999).

7.6- Incendies récurrents

Le plus redoutable de la forêt méditerranéenne dont algérienne est, sans conteste, l'incendie de forêt (Missouni et al., 2002 ; Madoui, 2002). Les subéraies en particulier sont très touchées par ce fléau. La fréquence et l'intensité des incendies enregistrés au cours de la dernière décennie rendent la stabilité de ces forêts difficile voire impossible (Ouelmouhoub, 2003). Selon Pausas (1997), après le passage du feu, le chêne liège survit grâce à la couche liégeuse qui protège le tronc, lui évitant d'être endommagé et tend à se reconstituer normalement. Quant au sous-bois et durant les premiers stades post incendie, il est constitué essentiellement d'espèces herbacées pionnières, formant ainsi de véritables pâtures et parcours luxuriants pour les animaux

(Chevalier, 2002 ; Le Houérou, 1980 et Trabaud, 1980). Cet état de fait a été constaté dans les subéraies de la wilaya de Jijel, où la majorité des forêts se présentent sous forme de maquis après l'ouverture du milieu par le feu, ce qui facilite l'accessibilité à ces sites par les riverains.

7.7- Ennemis biotiques

L'ensemble des champignons et des insectes qui font partie intégrante de l'écosystème subéraie, ne constituent des agents dommageables que dans le cas d'un déséquilibre éco physiologique, d'un stress ou de l'explosion d'une population. Les dépérissements sont, quant à eux, des maladies à étiologie complexe liées à diverses variations d'origine biotique et abiotique. La responsabilité n'incombe que très rarement à un seul agent, mais résultant de la concordance de plusieurs facteurs défavorables à un moment donné. La finalité des attaques aboutissent parfois à un affaiblissement léthal d'un ou plusieurs individus, parfois d'un peuplement entier (Franceschini, 1994 et Abgrall, 1991).

Certains pathogènes et ravageurs sont toutefois effectivement plus nuisibles que d'autres dont l'activité n'a une incidence que très limitée pour l'arbre (Abgrall, 1991). Parmi les plus répons nous pouvons citer :

Les champignons (*Hypoxyton mediterraneum*, *Diplodia mutila*, *Phytophthora cinnamomi*), les insectes défoliateurs (*Lymantria dispar*), les xylophages (*Cerambyx cerdo*, *Platypus cylindru*), les corticaux (*Crematogaster scutellaris*), les insectes racinaires (les Vers blancs de la famille des Scarabaeidae), le charançon des glands (*Curculio elephas*).

A cela nous pouvons ajouter les attaques des rongeurs pouvant occasionner des dégâts importants ; ils s'attaquent aux plants (jeunes semis naturels et reboisement) et les cisailent au niveau du collet. Bien que les plants se régénèrent rapidement de souche, en raison de leur stress après plantation et l'absence d'arrosage, ils perdent leur vigueur et dépérissent progressivement (Mesaoudene, 2009).

Chapitre II :
**Aperçu général sur les problèmes des incendies de
forêts**

1- Les feux de forêts: un problème universel

Les incendies de forêt sont enregistrés dans tous les continents du monde et touchent même les régions froides, mais leur fréquence et leur intensité varient dans l'espace et à travers les temps. Les années 1990 ont été particulièrement marquées par de graves incendies, notamment ceux des années 1997 et 1998, dont la fumée a recouvert de vastes régions du bassin Amazonien, de l'Amérique Centrale, du Mexique et de l'Asie du Sud Est, provoquant ainsi la perturbation des navigation aérienne et maritime, et engendrant de graves problèmes sanitaires (FAO, 2009 in Bekdouche, 2010).

Au niveau mondial, 350 millions d'hectares d'espaces naturels sont affectés par des feux de forêt chaque année, ce qui représente 9 % de la superficie totale des forêts et des zones non forestières, telles que la savane, la brousse et les parcours de la planète. En ce qui concerne les forêts proprement dites, les incendies provoquent la destruction d'environ 10 millions d'hectares à travers le monde (Sacquet, 2006) et lorsqu'ils se répètent dans les mêmes endroits avec une courte périodicité, ils entraînent une perte de la biodiversité et la destruction des biotopes. Ces feux ont des conséquences désastreuses aussi bien sur les hommes que sur les êtres vivants mais aussi sur les écosystèmes; ils causent d'importantes pertes sociétales (vie et biens) et économiques (FAO, 2007; Keeleys, 2009).

Une enquête réalisée par la commission européenne de télédétection conclut que, durant l'année 2000, l'Afrique a totalisé 230 millions d'hectares détruits, soit 7,7 % de la surface totale du continent. Ceci représente 64 % de la surface mondiale ravagée par les incendies. Cette estimation a été confirmée par la FAO (2009) qui a avancé qu'en 2004 la surface brûlée représentait 7,8 % de la superficie totale du continent africain (Bekdouche, 2010).

Les efforts de la recherche scientifique dans le domaine des incendies de forêts sont orientés vers l'analyse des différentes composantes environnementales qui influent directement ou indirectement sur l'apparition et le développement des incendies, afin d'aboutir à des solutions qui permettent d'endiguer le phénomène de façon durable. Néanmoins, une part très importante des feux n'est pas suffisamment documentée et les inventaires existants sont peu fiables. Il n'existe aucun inventaire complet des feux de forêts survenus dans le monde (IRIN, 2012). Toutefois, d'après la base des données internationales sur les catastrophes de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), il y a quelques 2000 personnes tuées et 49 milliards de dollars perdus dans 339 grands incendies depuis 1970, ce qui fait des feux l'un des phénomènes les plus catastrophiques au monde, mais aussi l'un des plus complexes et des plus difficiles à gérer. Avant la révolution industrielle, près de la moitié des terres immergées de la planète étaient couvertes de forêts. Cependant, le taux de recouvrement des surfaces terrestres a sensiblement diminué; il est actuellement estimé à environ 30 % de la superficie terrestre (4 milliard ha) (FAO, 2010).

Dans les pays en développement, la couverture forestière a diminué de 10 % depuis 1980 et devrait diminuer encore de 10 % d'ici à 2020 (OCDE, 2001).

2- Les feux de forêt en méditerranée

Dans le bassin méditerranéen, le feu représente le premier péril naturel pour les forêts et les zones boisées. Il détruit plus d'arbres que toutes les autres perturbations naturelles telles que les attaques d'insectes, tornades et gelées.

Dans cette région, le feu fait partie depuis des milliers d'années, du fonctionnement des écosystèmes forestiers. Il a largement contribué au façonnement des paysages ayant favorisé l'installation de nombreuses espèces caractéristiques des milieux dégradés (Fleur, 2003).

Depuis longtemps, les activités humaines dans le territoire méditerranéen ont modifié la dynamique naturelle des feux et la capacité de la végétation à répondre à cette perturbation (FAO, 2013). La multiplication des zones de contact entre l'habitat et les milieux naturels, appelées interfaces habitats-forêts, induit une augmentation du risque d'incendie (Lampin-Maillet, 2010). Ces interfaces sont des sources privilégiées de départ de feux du fait de la présence des biens et des personnes (Lampin-Maillet, 2010). Le phénomène des incendies est également lié à d'autres facteurs à savoir : la sécheresse estivale et les vents qui marquent le climat méditerranéen, la végétation qui par sa composition floristique et sa structure est très inflammable, le relief et enfin le contexte social, qui se traduit par l'abandon et l'embroussaillage de beaucoup de zones rurales (Angelidis, 1994 in Medour-Sahar et al, 2010).

Le Houérou, (1987) indique que les superficies brûlées totales dans les pays méditerranéens peuvent être estimées à environ 600 000 ha par an, soit près du double des années 70. Toutefois, la tendance observée est beaucoup moins uniforme que pour l'incidence des feux. Nous constatons une aggravation de la situation en Grèce (de 12 000 à 39 000 ha), en Italie (de 43 000 à 118 000 ha), au Maroc (de 2 000 à 3 100 ha) et en Espagne (de 50 000 à 208 000 ha).

Au Portugal, la situation s'est également dégradée, même si les statistiques ne démarrent que plus tard. En Algérie et à Chypre, nous ne décelons aucune tendance à partir des statistiques, mais certaines années présentent un maximum très élevé (par exemple, 1957, 1958 et 1983 en Algérie; 1974 à Chypre). Enfin, les superficies incendiées totales sont restées relativement stables en France, et en Turquie. Il est intéressant de noter qu'en dépit de toutes les mesures prises, aucun pays ne fait état d'une amélioration de la situation.

Selon la FAO (2013), cinq pays seulement (Portugal, Espagne, Italie, Algérie et France) représentent plus de 85% du nombre total des feux de forêts au cours de la période 2006-2010, soit une superficie de 730 909 hectares. Durant cette période, plus de 269 000 feux de forêts ont été enregistrés dans la région méditerranéenne, soit une moyenne annuelle de 53 800 feux. Un taux de 81% des feux est déclenché dans les pays de l'Ouest de la Méditerranée (FAO, 2013).

En ce qui concerne l'écosystème subéraie, il est considéré comme vulnérable aux incendies lorsque ils sont rapprochés ou les arbres ne sont pas encore protégés par le liège épais. Chaque année des milliers d'hectares de cet écosystème méditerranéen sont brûlés (Barberis, 2003).

3- Les feux de forêt en Algérie

Les statistiques des incendies de forêt en Algérie, qui ont commencé vers le milieu du 19^{ième} siècle, indiquent que les incendies étaient déjà un véritable fléau. C'était le pays le plus touché par ce fléau en Afrique du Nord. Déjà vers le 14^{ième} siècle, la surface occupée par la forêt et autres formations végétales était de 12 millions d'hectares environ. Cette forêt au stade de futaie composait principalement à base de chêne, de pin, de genévrier et de Thuya. A la fin du 19^{ième} siècle, les formations végétales dont forestières couvraient moins de 5 millions d'hectares. Cependant, il restait seulement 3,2 millions d'hectares au début des années 1960. Il convient de signaler que cette surface est représentée par plus de 50 % de maquis, garrigues et broussailles (Missoumi et al., 2002 ; Madaoui, 2002 et Meddour-Sahar, 2008). Parmi les facteurs qui ont menacé la forêt algérienne, nous trouvons le feu de forêt, qui a bénéficié de conditions environnementales et naturelles favorables à son éclosion et à sa propagation; il demeure le facteur principal du déclin des écosystèmes forestiers. (Megrerouche, 2006 et Bekdouche 2010). Les données disponibles en matière d'incendies de forêt en Algérie montrent que les fréquences annuelles sont, en moyenne, en augmentation aussi bien pour la période allant de la deuxième moitié du 19^{ième} siècle jusqu'à la fin de la première guerre mondiale, que pour la période récente

qui correspond aux trois dernières décennies (**Figures 5 et 6 ; Meddour-Sahar et al., 2008 et DGF, 2016**).

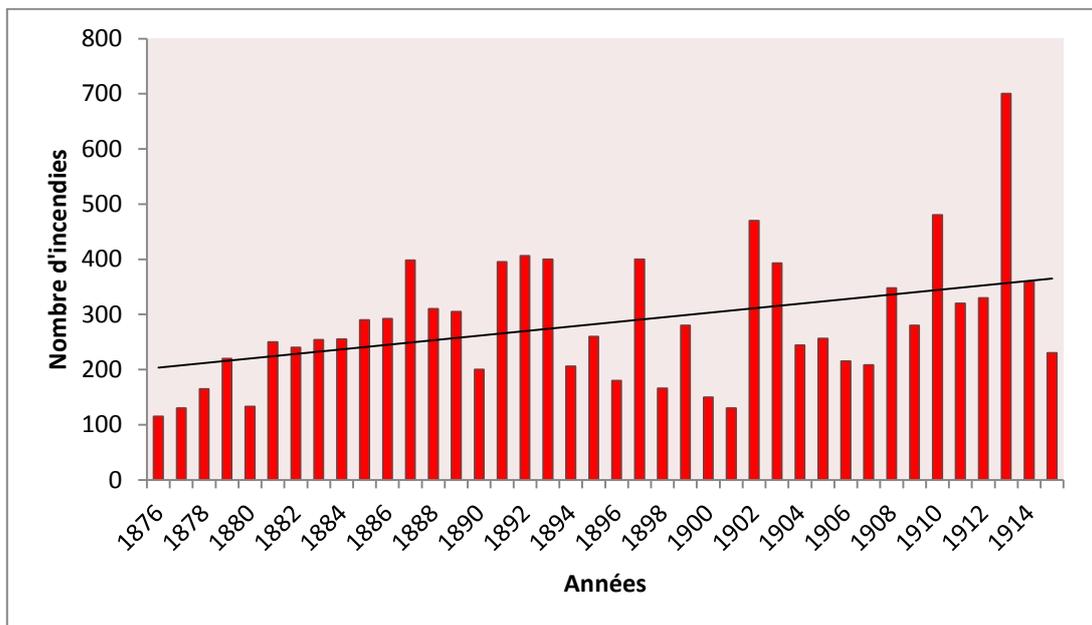


Figure 5: Évolution annuelle du nombre d'incendies en Algérie durant la période 1876-1915 (Source : Meddour-Sahar et al., 2008 ; DGF, 2016)

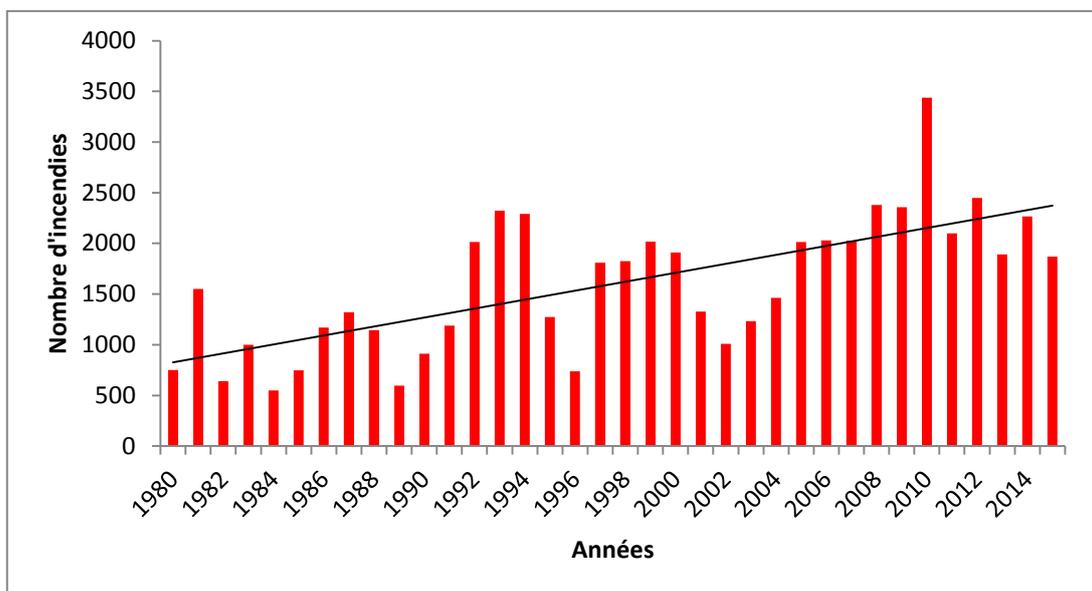


Figure 6: Évolution annuelle du nombre d'incendies en Algérie durant la période 1980-2015 (Source: DGF, 2016)

Entre 1881 et 2006, trois décennies ont été particulièrement dramatiques en matière d'incendies de forêt. Il s'agit des décennies 1911-1920, 1951-1960 et 1991-2000 durant lesquelles nous avons enregistré respectivement 622 571 ha, 649 970 ha et 549 240 ha. Les statistiques disponibles nous indiquent que sur une période de 126 ans, il y a eu 4 834 874 ha de couverture végétale brûlée, soit 118 % de la superficie forestière totale. Les années les plus désastreuses sont 1956, 1983 et 1994 avec respectivement 204 220 ha, 221 368 ha et 271 598 ha de couvert végétal détruit (**Tableau 2**).

Tableau 2: Surface forestière incendiée (ha) en Algérie durant la période 1881-2006 (Arfa, 2008)

Décennies	Superficies incendiée (ha)	Moyenne (ha)	Années les plus touchées de la décennie	
			Années	Superficie totale annuelle incendiée (ha)
1881-1890	353 856	35 386	1881	169 056
1891-1900	487 796	48 780	1882	135 574
1901-1910	309 889	30 989	1902	141 141
1911-1920	622 571	62 275	1913	138 191
1921-1930	296 262	29 626	1922	89 473
1931-1940	275 096	27 509	1937	61 877
1941-1950	280 119	28 011	1943	81 678
1951-1960	649 970	64 997	1956	204 220
1961-1970	233 772	23 377	1961	59 471
1971-1980	292 849	29 284	1971	57 835
1981-1990	361 391	36 139	1983	211 368
1991-2000	549 240	54 924	1994	271 598
2001-2006	122 063	12 206	2004	31 399
Total	4834 874	38 991	/	1652 881

L'observation de l'évolution du phénomène des incendies de forêt en Algérie à travers le temps, indique que les pics sévères du feu coïncident avec des conjonctures particulières (guerres, crises politiques, mouvements sociaux,...etc.):

-de 1956 à 1961 : de très grands incendies ont été enregistrés, ils sont liés à la période de guerre de libération nationale ;

-1983 : des périodes de grandes canicules ayant occasionné une perte de plus 220 000 ha ;

-1994 : des jours particulièrement chauds ont occasionné des incendies importants contre lesquels l'intervention était difficile en raison de contraintes conjoncturelles d'insécurité (Missoumi et al., 2002).

Pour ce qui est des statistiques, la forêt algérienne a perdu par le feu depuis le début de l'indépendance à nos jours (1963-2018), une surface totale estimée par la Direction Générale des Forêts à 1 860 000 ha (DGF, 2018 in Ouadah-Benkheira, 2019), soit une moyenne annuelle de 33 200 ha (**figure 7**). Elle est de l'ordre de 1 162 484 ha entre 1979 et 2009 ; chiffre estimée à partir de 41644 feux déclarés (Meddour-Sahar et Bouisset, 2013).

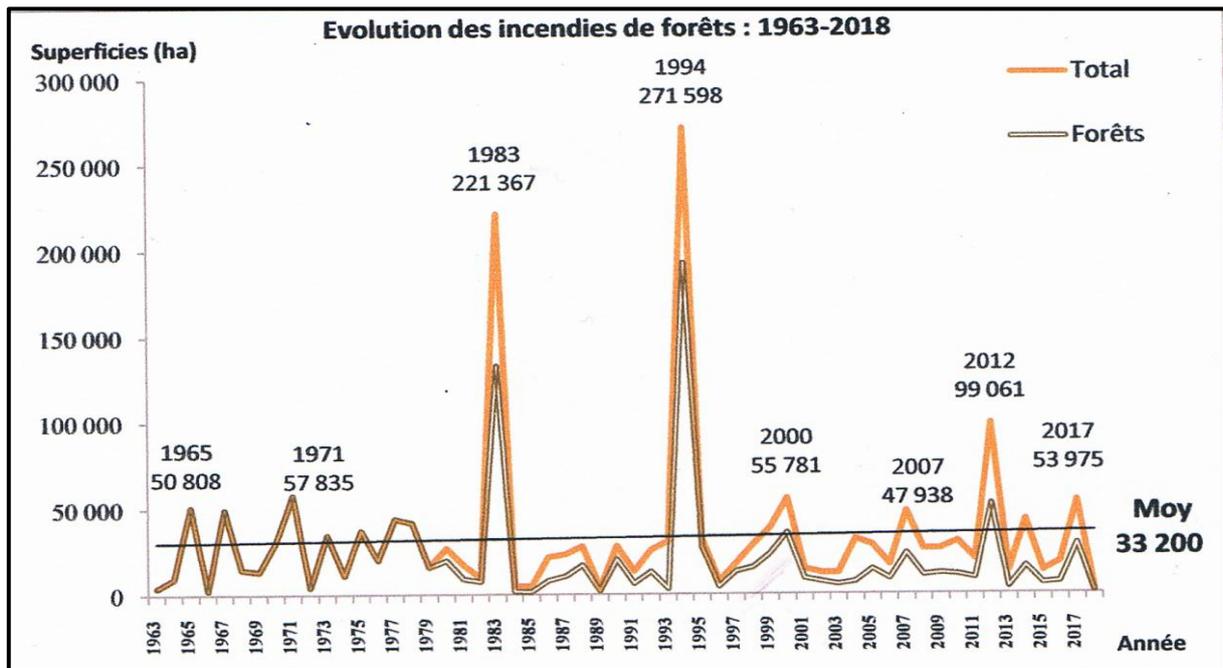


Figure 7 : Evolution annuelle des surfaces brûlées (1963-2018), la courbe «Total» indique tous les types de formations forestières (Forêts, maquis, broussailles et autres) (source: DGF, 2018 in Ouadah-Benkheira, 2019).

L'évolution des surfaces brûlées durant la période 1963-2018 permet de montrer des variations très importantes d'une année à l'autre. L'année la plus désastreuse pour la forêt algérienne reste l'année 1994 qui a enregistré des valeurs–records (15% du total, avec 271 246 ha), suivie de 1983 (12% du total avec 221 367 ha). Ces deux années, à elles seules, totalisent 492 613 ha, soit un taux de 4,31 % sur le total de la période allant de 1979 à 2009 (Bekdouche, 2010). Certaines années ont connu une activité insignifiante (1966, 1972, 1984, 1985, 1989) avec des valeurs bien en deçà de la moyenne annuelle. L'année 2018 est celle qui a enregistré la plus faible valeur au cours de la période considérée. Les conditions climatiques y sont, pour une grande part, responsables des épisodes particulièrement catastrophiques (Meddour-Sahar, 2008). En effet, l'Algérie a connu une période de sécheresse durant les années 1980, où le déficit hydrique a atteint des niveaux critiques et l'année 1994 a été particulièrement sèche. Toutefois, les conditions climatiques de la période estivale ne peuvent à elles seules expliquer le phénomène; elles sont certes un facteur favorable ou aggravant mais ne constituent pas la seule raison principale de cette augmentation. A cela s'ajoutent les événements politiques qui ont secoué le pays au début des années 1990, et qui sont de manière indirecte, responsables de l'embrasement des massifs forestiers.

L'aggravation des tendances actuelles en matière d'incendies de forêt en Algérie nécessite une analyse des facteurs prépondérants dans la naissance des incendies et de leur développement. En plus, cette analyse doit s'intéresser aussi à la périodicité des épisodes catastrophiques qui sont, certes, liés aux facteurs climatiques. Mais le degré de préparation et la prise en charge en amont de certains aspects préventifs peuvent s'avérer décisifs.

Selon les travaux d'Arfa (2008), les incendies entament leur apparition à partir du mois de juin en Algérie ; le phénomène s'accroît au mois d'août et s'achève vers le mois d'octobre. L'été en Algérie est caractérisé par la coïncidence de la hausse des températures et l'absence quasi-totale des précipitations. Cet état climatique favorise l'éclosion d'un grand nombre d'incendies qui détruisent de grandes surfaces du couvert végétale.

3.1- Aperçu général sur les feux de forêts dans les wilayas d'Algérie

La répartition des formations végétales par wilayas montre que 44 % des superficies détruites entre 2008 et 2017 se concentrent sur 5 wilayas parmi les plus boisées du pays (**Figure 8**). Ce sont les formations forestières les plus touchées, en enregistrant près de la moitié (48%) des surfaces détruites par rapport aux autres formations végétales (Ouadah-Benkheira, 2019).

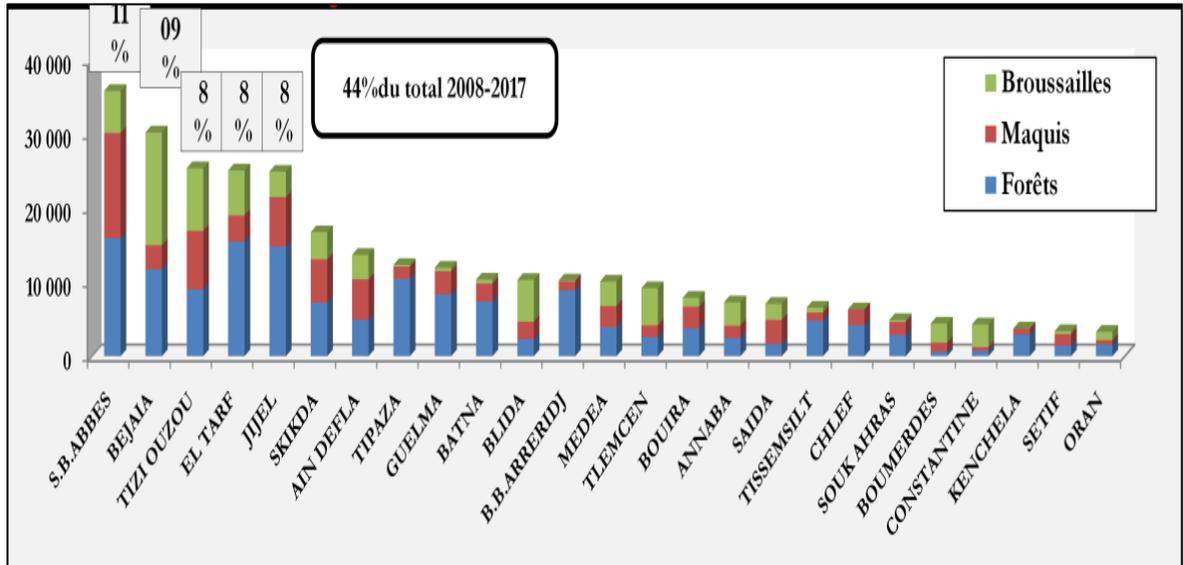


Figure 8 : Superficies incendiées par wilaya et par type de formations survenues durant la période 2008-2017. (Source : DGF, 2018 in Ouadah-Benkheira, 2019).

Sur le plan répartition géographique, ce sont les wilayas du Nord du pays les plus couvertes en bois et plus peuplées qui sont particulièrement touchées par les feux de forêt. La **figure 9**, présente les 10 wilayas les plus touchées durant la dernière décennie (2008-2017) selon les mêmes sources. La carte fait ressortir une répartition sur l'ensemble du littoral d'Est en Ouest. Le même constat a été fait par Meddour-Sahar (2014) qui rapporte, dans son étude, que les incendies sont plus fréquentes et importantes dans les wilayas littorales que celles du reste du territoire étudié.

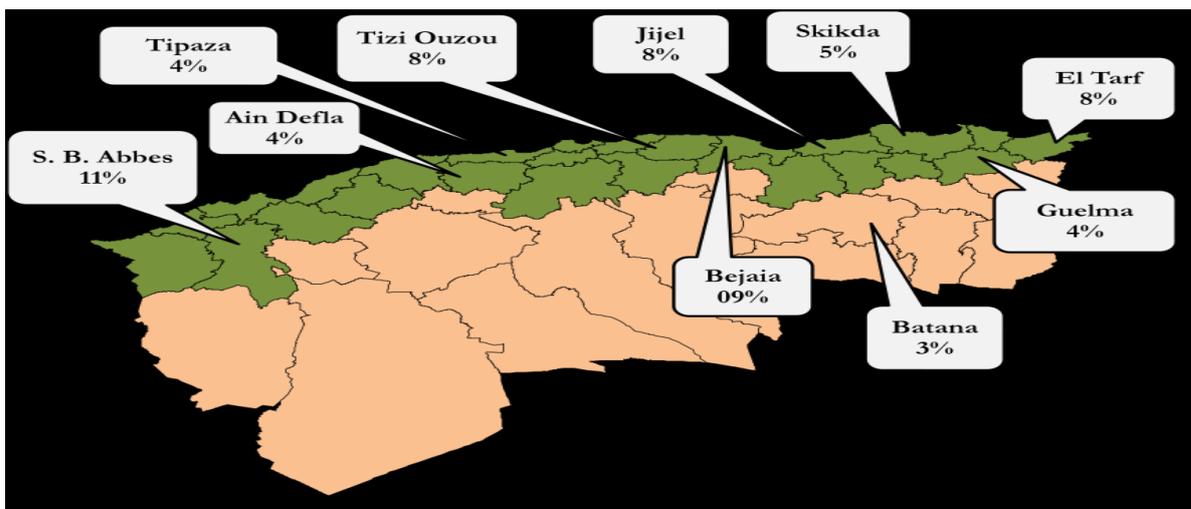


Figure 9 : Cartographie des wilayas les plus touchées par les feux de forêt durant la période 2008-2017 (source : DGF, 2018 in Ouadah-Benkheira, 2019).

Mais durant la période 1985-2006, les surfaces totales importantes détruites par les feux de forêt (plus de 50 000 ha) sont concentrées dans 6 principales wilayas (Arfa, 2008 ; **Figure 10**). En effet, cette figure classe la wilaya de Jijel en sixième position (un peu plus de 60 000 ha) derrière les wilayas de Bejaïa, Skikda, El Taref, Tizi-Ouzou et Sidi Bel Abbès.

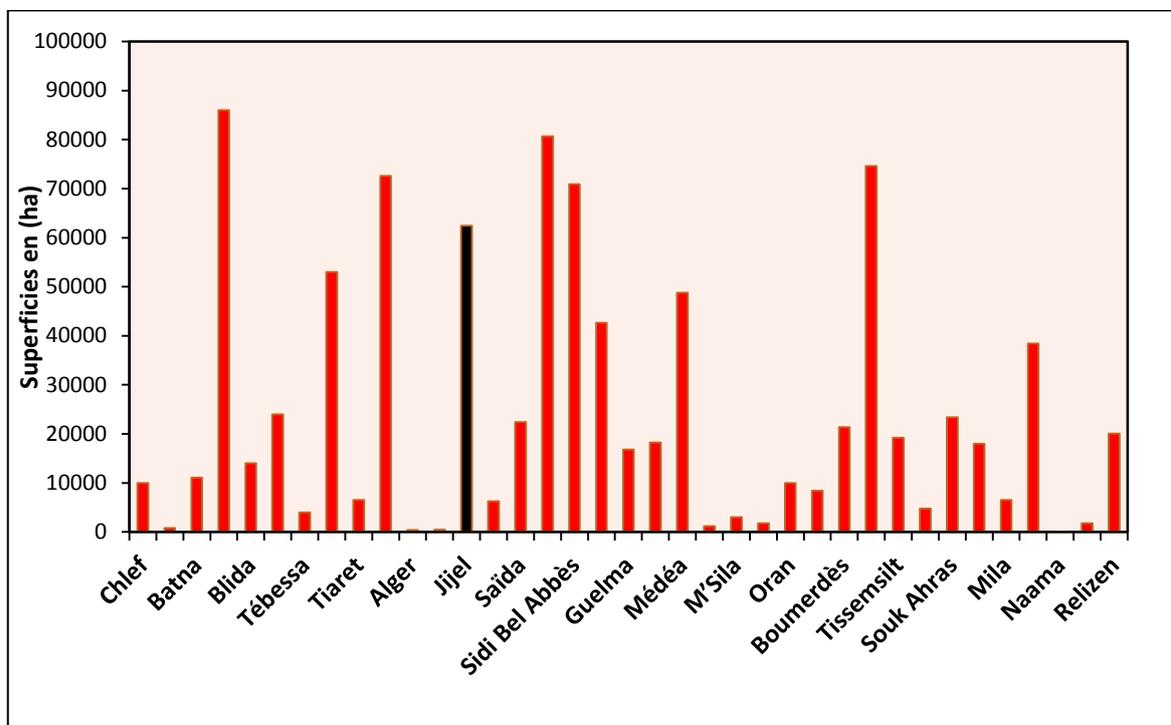


Figure 10 : Superficie incendiée dans les wilayas d'Algérie entre 1985 et 2006 (Source : Arfa, 2008)

En matière de nombre d'incendies, la wilaya de Jijel, région montagneuse, connaît un nombre très élevé d'incendies de forêt occupant le septième rang après les wilayas de Tizi-Ouzou, Bejaïa, El Taref, Skikda, Bouira, et Médeïa (**Figure 11**). Les forêts de ces zones sont constituées essentiellement de chêne-liège. Ceci est brûlé à un rythme excessif et connaissent une fragilisation quasi-permanente à cause des agressions multiples.

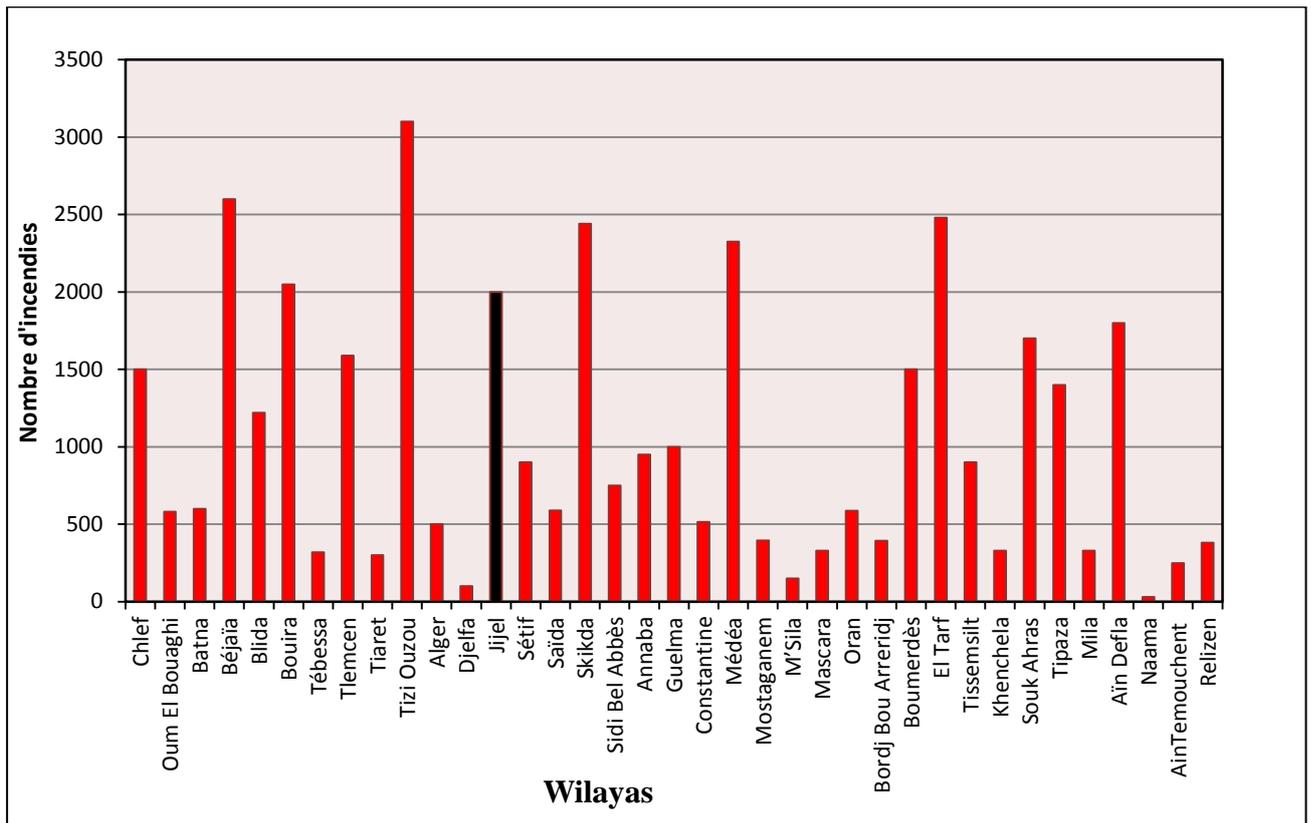


Figure 11: Nombre de foyers d'incendies enregistré dans la wilaya de Jijel par rapport aux autres wilayas algériennes (1985-2010), (Source : Meddour-Sahar et al. 2012)

En matière des causes d'incendies, les spécialistes de la question en Algérie ont cité les conditions climatiques rudes, à savoir la sécheresse estivale persistante et les hautes températures, comme la cause principale des incendies, sans pour autant nier l'existence d'autres facteurs qui provoquent et favorisent les feux de forêt (Meddour-Sarah, 2008). En effet, plusieurs auteurs ont, notamment, affirmé l'existence d'une relation forte entre les incendies de forêt et l'utilisation de l'espace par l'homme (Gravius, 1866; Thibault, 1866; Boudy, 1952 et Meddour-Sahar, Bouisset, 2013 et Baara, 2014). Cela est justifié par la présence importante d'incendies à proximité des zones urbaines et des réseaux de transport (Ganteaume et al. 2013).

3.2- Aperçu sur les feux de forêts dans les wilayas d'Algérie : cas de chêne liège

En Algérie, les premiers incendies catastrophiques remontent à 1860 avec une dizaine de milliers d'hectares de chêne-liège brûlés. Depuis, ces incendies se sont rapidement multipliés ; en 1863 ils ravageaient environ 4 400 ha (Anonyme, 1866). Mais le plus désastreux, d'une ampleur sans précédent, s'est déroulé en 1865 où d'importants foyers avaient été enregistrés entre août et septembre sur tout le littoral et sur une bande de 1000 km. D'après le rapport de la commission d'enquête (1866), ces trois incendies avaient parcouru une superficie totale de près de 148 000 ha. La majorité des arbres étaient déjà démasclés et arrivés ou, presque arrivés, à la période de première récolte de liège de première reproduction (8 à 10 ans). Mais une part non négligeable d'arbres était récemment mise en valeur.

Jusqu'au milieu du XXe siècle, des bilans lourds sur les superficies forestières de chêne-liège continuaient à être signalés. En effet, à Souk Ahras seulement (extrême est de l'Algérie), les feux récurrents avaient ravagé des surfaces de l'ordre de 65 000 ha entre 1902 et 1935 et 44 000 ha de 1936 à 1955 (Puyo, 2013).

Après l'indépendance, les feux ont continué à parcourir presque annuellement des surfaces variables de forêts de chêne-liège. Ainsi, les statistiques fournies par la Direction générale des forêts pour une période de 33 ans (1985-2017), montrent que les incendies ont ravagé une surface totale de chêne-liège d'environ 228 000 ha ; ceci représente une surface moyenne annuelle de 7 000 ha (DGF, 2018). Mais les incendies catastrophiques (des superficies supérieures à 10 000 ha) sont périodiques ; ils sont enregistrés tous les 4-6 ans (Bouhraoua et al. 2019) (**figure 12**).

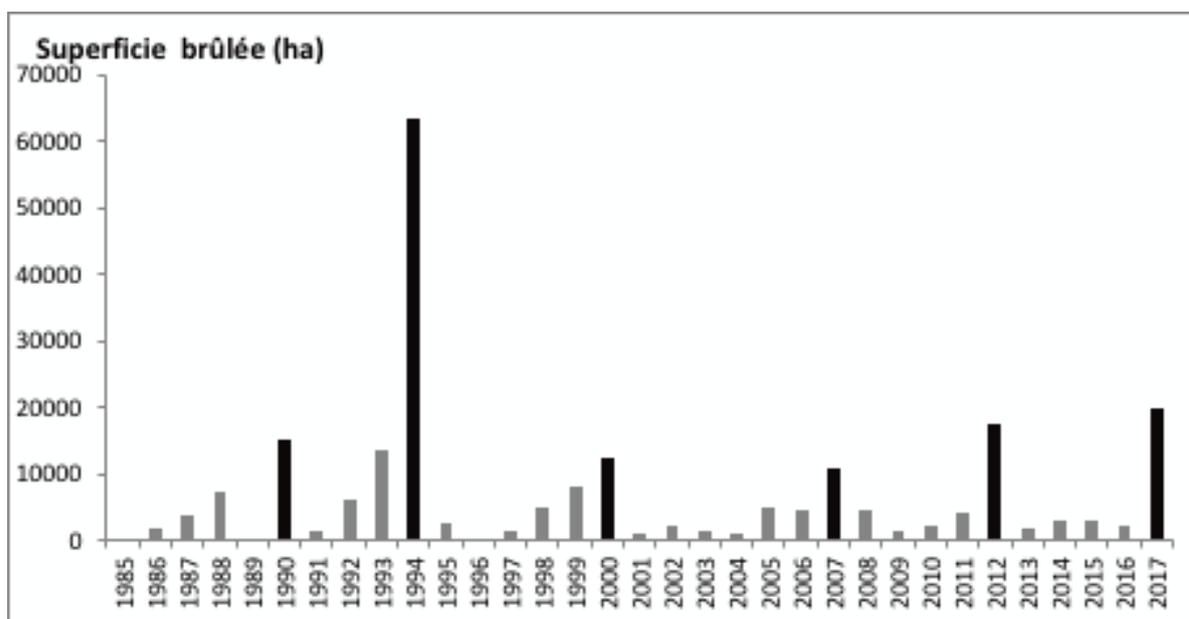


Figure 12 : Superficie annuelle de forêts de chêne-liège brûlée entre 1985 et 2017 en Algérie (Source : DGF, 2018).

Nous citons plus particulièrement, les incendies de l'été 1994 qui ont atteint un chiffre record de l'ordre de 63 328 ha. D'autres, de gravités moindres, sont signalés en 1990, 2000 et 2007 (<15000 ha). Mais les années 2012 et 2017 restent remarquables et catastrophiques pour la subéraie algérienne où les superficies brûlées ont largement dépassé les 17000 ha (17515 ha en 2012 et 19790 ha en 2017). Durant ce dernier incendie, près de 57% de la superficie totale (soit 11 284 ha) ont été enregistrés dans l'une des régions subéricoles les plus importantes de l'Algérie, à savoir El Taref.

3.3- Aperçu sur les feux de forêts dans la wilaya de Jijel

3.3.1-Répartition des incendies de forêt par principales essences durant la période 1983-2017.

Dans la wilaya de Jijel, région forestière par excellence, les incendies de forêt ont touché presque toutes les essences et formations forestières. La **figure 13** suivante illustre la répartition des incendies de forêt par principales essences entre la période de 1983 et 2017.

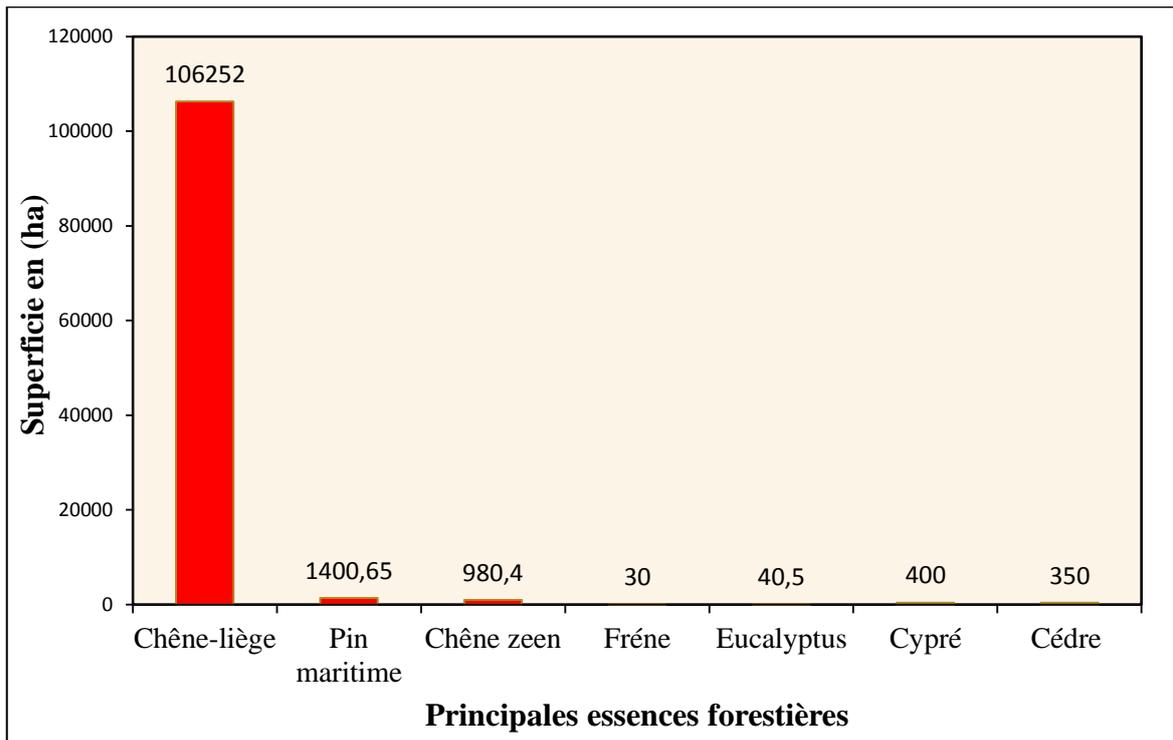


Figure 13: Répartition des incendies par essences principale de 1983 à 2017 dans la wilaya de Jijel (Source : CFJ, 2018)

A travers cette figure, nous remarquons que l'essence la plus touchée par les incendies au niveau de la wilaya de Jijel durant la période 1983-2017 est le chêne-liège avec un taux de 99,23 % de la surface totale brûlée (soit 106.252 ha). Ceci est une logique car, cette espèce prédomine dans la région et représente près de 72 % du total de la superficie forestière. Il est suivi par le pin maritime et le chêne zeen.

3.3.2- Evolution des superficies de chêne-liège affectées par les feux de 1983 à 2017

La **figure 14** suivante montre le bilan des superficies incendiées des subéraies de la wilaya de Jijel sur une période de 35 ans (1983-2017). Nous constatons que la superficie totale parcourue par les feux durant cette période est de 106252 hectares (CFJ, 2018), ce qui correspond à une moyenne annuelle de 3035,77 hectares. Nous remarquons une fluctuation des superficies incendiées d'une année à l'autre. L'année 1983 était une année catastrophique pour la subéraie Jijellienne où 26184 hectares ont été brûlés. Ceci représente 24,64 % (soit presque le quart) de la superficie totale incendiée durant la dite période. Aussi les années 1989, 1994, 2000, 2007, 2011 et 2012 ont enregistré des valeurs supérieures de la moyenne annuelle. La dernière catastrophique a été notée en année 2012 qui a enregistré plus de 12487 hectares de chêne-liège brûlé.

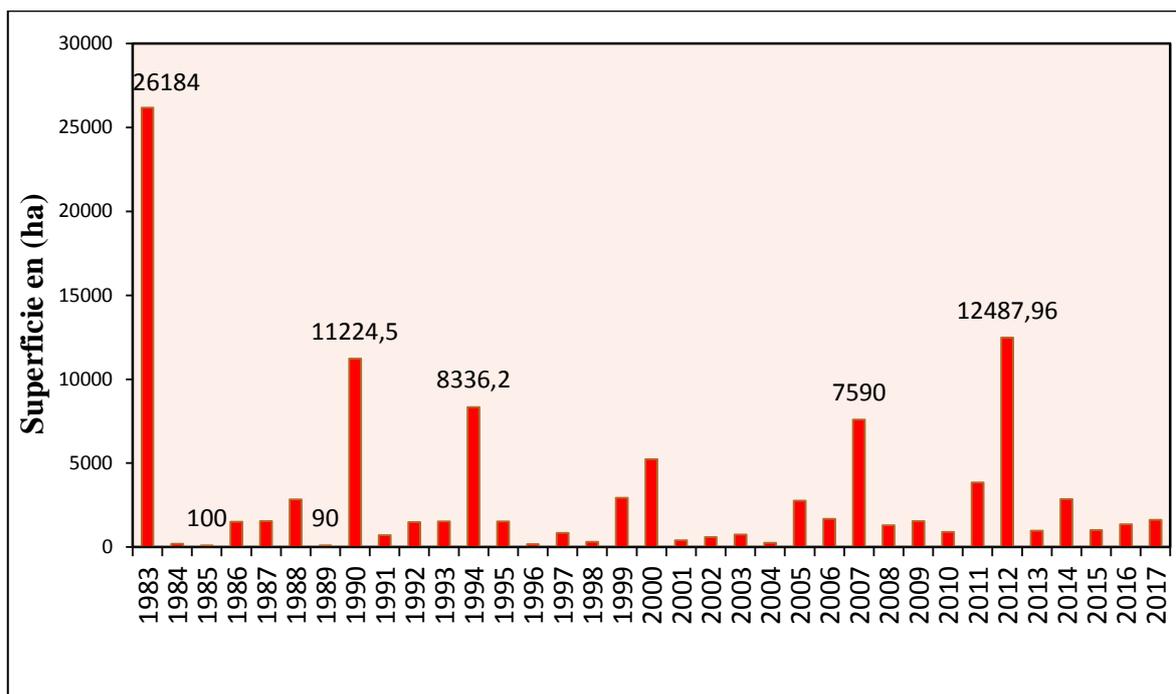


Figure 14: Superficies de chêne-liège affectées par les feux de 1983 à 2017 dans la wilaya de Jijel (Source : CFJ, 2018)

L'examen de la **figure 15** montre que les subéraies de toutes les circonscriptions forestières sont affectées par les feux de forêt mais avec un degré variable. Les superficies cumulées de chêne liège parcourues par les feux varient entre 13000 ha à Taher et près de 40000 ha à El Milia et Texana. Mais cette dernière région reste relativement la plus touchée par les incendies durant ces 35 dernières années représentent un taux de 37 %.

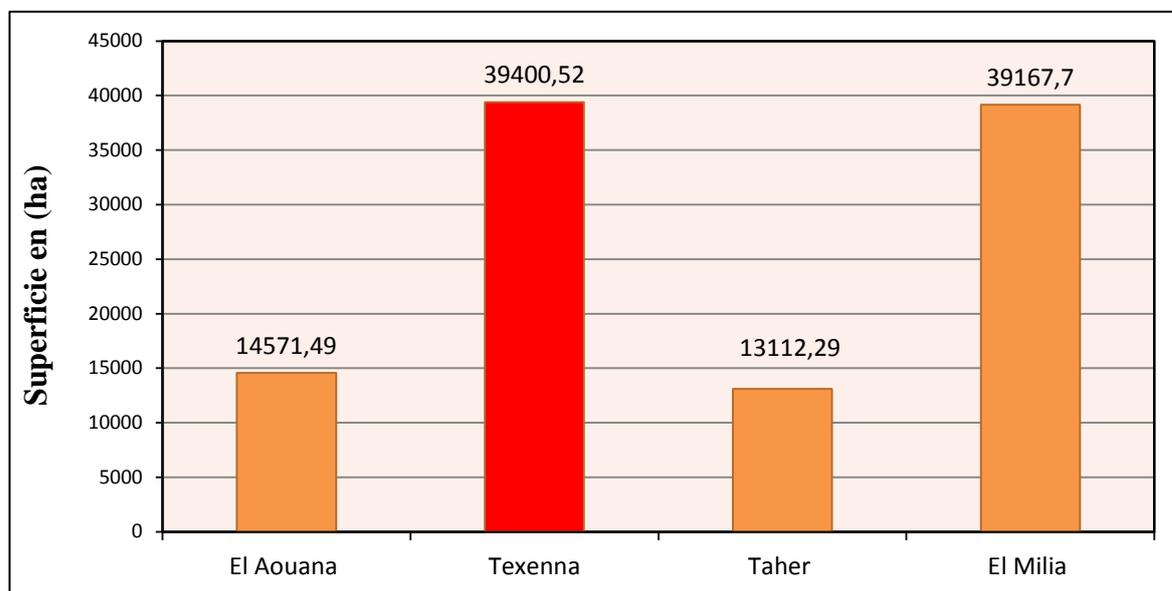


Figure 15: Répartition des incendies par circonscription forestière au niveau de la wilaya de Jijel de 1998-2017 Source : (CFJ, 2018)

3.3.3- Evolution du nombre de feux déclarés dans les subéraies entre 1983 et 2017

Au total, le nombre de feux déclarés durant 35 ans (1983-2017) est estimé à 4165 feux selon les services forestiers de la wilaya (CFJ, 2018). Ce chiffre représente une moyenne annuelle importante de 119 incendies (**Figure 16**).

À travers cette courbe, nous remarquons une tendance générale croissante du nombre d'incendies de forêt dans l'écosystème subéraie. Mais ce nombre fluctue d'une année à l'autre et les années catastrophiques sont particulièrement enregistrées durant les campagnes 2012 et 2014 voire 2016. Le nombre d'incendies enregistré dans ces années est très élevé (> 300 départs). Ces trois années constituent à elles seules presque le tiers (32,24 %) du nombre total des feux déclenchés durant la période de référence.

Par ailleurs, les années d'accalmie (minimum de feux enregistrés: <15 feux) sont notées durant les années 1984, 1996 et 1989. Il convient de signaler que la subéraie Jijelienne traverse une période critique à partir de l'année 2011 où le nombre moyen de départs de feux est très supérieur à la moyenne annuelle de la période de référence (280 feux/an).

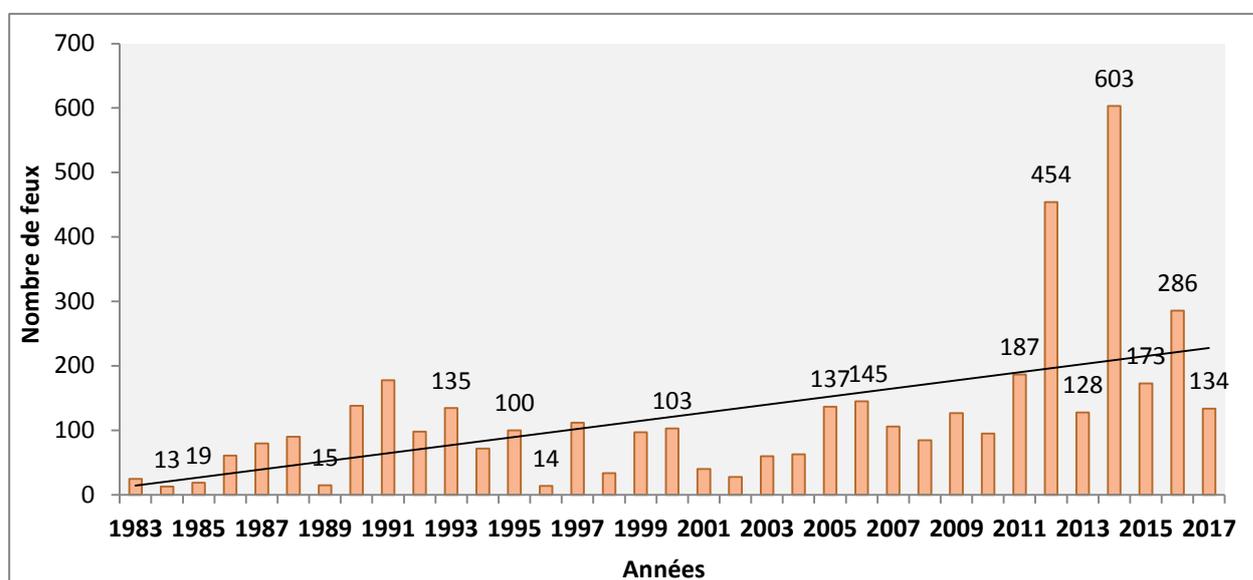


Figure 16: Nombre de feux de suberaies de 1983 à 2017 dans la wilaya de Jijel (Source : CFJ, 2018).

3.3.4-Cas de l'incendie de l'été de 2012

L'été 2012, a été soldé par une catastrophe tridimensionnelle (écologique, économique et sociale) pour les subéraies algériennes. Les feux ont ravagé près de 17515 ha (CJF, 2013) en affectant 18 zones subéricoles littorales et montagneuses des régions Est et Centre.

La wilaya de Jijel s'est classée en première position avec 6803 ha ce qui correspond à un taux de 39%. Elle est suivie par les wilayas de Tizi-Ouzou (4569ha) et Bejaia (2395ha) (DGF, 2018). Dans la wilaya de Jijel, la circonscription forestière d'Aouana vient en premier rang avec 1736 ha brûlés suivie d'El Milia (1601ha) et El Anseur (1241ha). Plus de 80% de la superficie brûlée a été enregistré au mois d'août.

Selon l'âge du liège des arbres, l'analyse des données des fiches d'exploitation du liège a montré que l'incendie de l'été 2012 a affecté les arbres recouverts d'un liège de reproduction de différents âges, soit entre 0 an (juste après la récolte du liège) et 27ans et même de liège mâle non encore mise en valeur (**Figure17**) (CFJ, 2013).

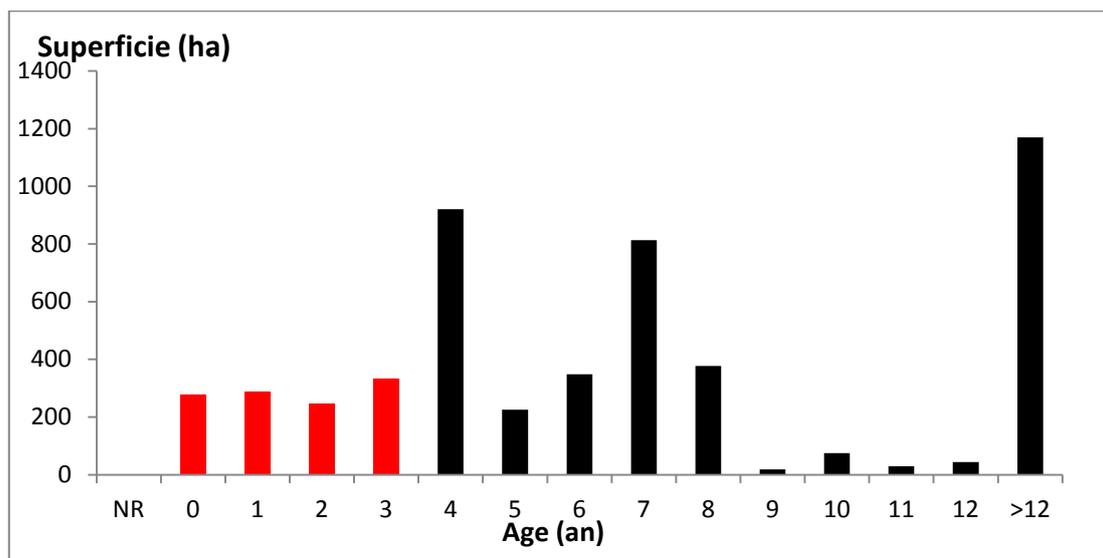


Figure 17: Répartition de la surface brûlée du chêne liège selon l'âge du liège au moment du passage de l'incendie de 2012 (Source : CFJ, 2013). (NR: non récolté)

La lecture de cette figure montre que près de 1147 ha de forêts dont les arbres étaient recouverts d'un liège mince de moins de 4 ans ont été brûlés. C'est-à-dire que ces arbres ont été récoltés entre 2009 et 2012. Cette catégorie d'arbres atteints représente près de 20% de la superficie totale de chêne liège brûlée; ils sont exposés donc à une forte probabilité de mortalité (Lamey, 1893). Le quart de cette superficie (soit près de 276 ha) a été ravagé par le feu quelques jours à quelques semaines après l'écorçage exposant par conséquent le phellogène à la destruction (Pereira, 2007). Ces arbres n'ont aucune chance de survivre même si le feu est d'intensité moyenne (Lamey, 1893, Natividade, 1950, Rundel, 1973, Dubois, 1990 et Berberis et al., 2003) (**Figure 18**). Les forêts exploitées à plus de 4 ans sont majoritaires; ces arbres sont naturellement protégés par la couche épaisse du liège.



Figure 18 :: Vues générales des subéraies de Jijel brûlées en 2012 : Cas des forêts domaniales de Rekada Metlatine et Béni-Khettab (Source: photos Roula Bilal, septembre 2012)

4- Incendies de forêt et leurs impacts sur le chêne-liège

Les forêts sont sujettes à la dégradation par le feu qui ravage chaque année des dizaines de milliers d'hectares (Seigue, 1987). Différentes études ont montré que l'influence des incendies sur l'écosystème forestier dépend de l'incendie lui-même, de la qualité de la végétation et du climat. Certains auteurs ont noté qu'un feu à faible intensité est bien bénéfique pour la forêt en améliorant les caractéristiques des sols (Dib et al., 2013) et en stimulant la germination des graines (De Luis, 2008). Par contre, un incendie intense favorisé par une végétation combustible, ce qui est le cas dans la région méditerranéenne, constitue un facteur clé de dégradation de la subéraie affectant sa composition et sa dynamique (Pausas, 1999) ainsi que la structure de la

végétation en place (Trabaud, 1984). La récurrence des feux menace souvent la survie de plusieurs plantes (Curt, 2009).

Le chêne-liège est une espèce qui peut se régénérer à la fois à partir d'organes souterrains et à partir de ses branches protégées du passage du feu par l'écorce, le liège (Prodon et al., 1984 et Pausas, 1997). Les sujets se reconstituent tous par rejets, plus ou moins rapidement selon l'épaisseur de l'écorce et le diamètre du tronc, donc selon l'efficacité de la protection (Pausas, 1997; Amandier, 2004; Ubeda et al., 2006). Cela fait du chêne liège une espèce particulièrement résiliente au feu, même en cas de feux récurrents (Barbero et al., 1987). La protection du liège lui permet, en effet, d'avoir une faible mortalité directe causée par le feu. Et même lorsque le feu est intense, ses capacités de régénération lui permettent de se régénérer facilement (Ubeda et al., 2006).

Si les subéraies semblent bien résister au feu, en l'occurrence les feux rapprochés peuvent parfois leur être nuisible, si le liège n'a pas eu le temps de bien se reformer et si les arbres n'ont pas eu le temps de bien récupérer (Jacquet, 2007). Ainsi, il est estimé qu'une fréquence de feux inférieure à 15 ans peut fortement dégrader la biodiversité des subéraies (Veille, 2004).

Différents auteurs ont insisté sur la gravité des dommages causés aux subéraies par le feu, sur l'estimation de ces dommages et sur les mesures sylvicoles à prendre pour éviter ou réduire son impact. Le chêne liège se montre depuis longtemps le mieux adapté au phénomène structural que représente l'incendie ; il en tire des avantages de sa régénération rapide face à la mortalité généralisée des autres essences forestières avec lesquelles il est en concurrence (Rossello, 2008). En fait quelques semaines après le feu, une explosion de rejets aériens et de drageons apporte une verdure rafraichissante et optimiste sur le fond gris-noir du paysage calciné des collines méditerranéennes (Amandier, 2004). 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 (Piazzetta, 2004). La subéraie ainsi incendiée pourrait se cicatrifier et être productive après 35 ans (Saccardy, 1938). L'impact initial des feux de forêt est la destruction de la canopée, appareil aérien de l'arbre (Barberis, 2003), qui réagit en fonction de l'intensité du feu, de l'état de l'arbre mais surtout de son liège. Un arbre démasclé depuis peu de temps est condamné à périr contrairement aux arbres non démasclés. Les peuplements peuvent survivre à des incendies successifs en raison de sa couverture en liège (Boudy, 1951 ; Lamey, 1893) ; Elle protège l'assise cambiale de l'arbre assurant sa survie et les branches détruites sont remplacées par de nouveaux rameaux développés à partir des bourgeons dormants (Colin, 2001), Lamey (1893) rapportait dans son ouvrage portant sur le chêne liège: « on peut conclure que si un incendie survenait pendant les 3 premières années qui suivent l'écorçage, la plus grande partie des arbres écorcés pourrait être considérés comme perdus ». Si le volume de la canopée est entièrement endommagé ce n'est pas un aspect clé influençant la survie post incendie de l'arbre car le chêne liège peut facilement recouvrir sa canopée (Pausas, 1997) ; il a la particularité de se régénérer au niveau de la canopée et au niveau du sol d'où la reconstitution rapide de sa structure quasi-forestière (Jacquet et al., 2007). Mais l'intensité de l'incendie et l'altération du collet peuvent être à l'origine d'une perte de vigueur de l'arbre, pouvant entraîner sa mort (Colin, 2001).

Le matériau "liège" constitue un isolant thermique, qui fait de cette espèce une des espèces les moins sensibles au feu (Colin, 2001). L'arbre a la capacité d'avoir un phellogène active toute au long de sa vie. Il produit des couches de liège à l'extérieur (Moreira et al., 2007), qui protègent de façon adéquate les sujets; en empêchant au feu d'atteindre les tissus internes vivants. C'est une variable clé de détermination de la survie de l'arbre après incendie (Pintus et al., 2004). Les arbres dont le liège est épais résistent mieux au feu et peuvent être récupérés facilement (Pintus et al., 2004).

Au cours d'un incendie, le liège mâle brûle et dessille en surface, mais sa combustion n'est pas profonde; elle est de l'ordre de quelques millimètres seulement. Avec le liège de reproduction, la croûte brûle d'abord puis le liège, mais apparemment plus superficiellement que le liège mâle. Si le liège est trop mince, qu'il s'agisse de semis préexistants ou de jeunes brins, de branches de petits diamètres, de fûts déliégés dans l'année ou quelques années plus tôt, les assises génératrices sont atteintes et nécrosées par le feu.

Chapitre III :

Etude du milieu : Les massifs forestiers de la région de Texenna (Jijel)

1- Milieu physique

1.1- Localisation géographique

La région de Texenna est située à 22 km au sud de la wilaya de Jijel. Elle est caractérisée par un potentiel subéricole très important. Elle est limitée par la mer méditerranée au Nord et par différentes communes aux autres directions (**Figure 19**). Les coordonnées géographiques relatives à cette région sont indiquées dans le tableau 3.

Tableau 3 : Coordonnées géographiques de la région de Texenna

Circonscription des forêts de Texenna	Coordonnées Lambert		Distance de la mer (km)
	X (Km)	Y (Km)	
	X1 :5,67035	Y1 :36,53764	22
	X2 :5,96247	Y2:36,82923	



Figure 19 : Carte de situation géographique de la région de Texenna (Jijel) (Sissaoui et al., 2017 + traitement de l'auteur)

1.2- Orographie et hydrographie

1.2.1- Le relief

La région de Texenna fait partie de la topographie montagneuse de Jijel. C'est une zone accidentée et pentue, aux sommets aigus par endroits et arrondis par d'autres. L'altitude est souvent élevée (**Figure 20**).

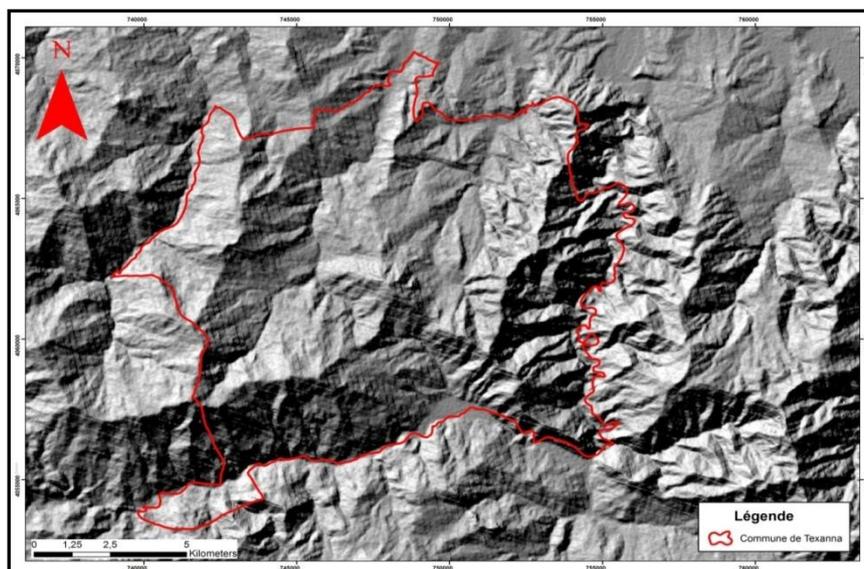


Figure 20 : Relief dans la région de Texenna (Image ASTER GDEM2 source : USGS 2011 + traitement de l'auteur)

Le relief du massif forestier de Texenna est le résultat de l'histoire géologique de la région; il est marqué par de grands contrastes topographiques (**Figure 20**). Les principales formes de reliefs que nous rencontrons sont :

Les montagnes : elles se présentent en deux chaînons, l'un se trouve à l'Est et l'autre à l'Ouest avec des altitudes qui peuvent dépasser les 1000 m (Djebel Sendouah).

Les dépressions sont situées entre les chaînes de montagnes : ce sont des zones basses.

La déclivité est un facteur primordial à l'analyse orographique. En effet, selon les travaux de BNEDER (2012) sur la région de Texenna, quatre classes de pente ont été retenues et représentées dans le tableau 4 suivant. La figure 21 illustre la répartition cartographique des différentes classes de pente (BNEDER, 2012).

Tableau 4 : Classes des pentes au niveau de la région de Texenna

Classes	Catégories	Taux (%)	Affectation
1	0-----3%	1	Faible
2	3-----12,5%	7	Moyenne
3	12,5-----25%	67	Forte
4	Plus de 25 %	25	Très forte

La lecture du tableau, montre que la zone d'étude est caractérisée par un relief dominé par les pentes fortes (12,5 à 25 %) à très fortes (plus de 25 %). Il est à noter par endroits, la présence de pentes avoisinant 100 %, ce qui a donné naissance à des falaises et berges abruptes de certains oueds. Ces pentes sont généralement observées dans les zones Est et Ouest de la région et avec un degré moindre dans les parties sud (**Figure 21**) Au milieu de la région, nous notons plus de terrains à pente moyenne à forte. Enfin, les terrains plats de faible pente (<3%) de la classe 1 sont rares.

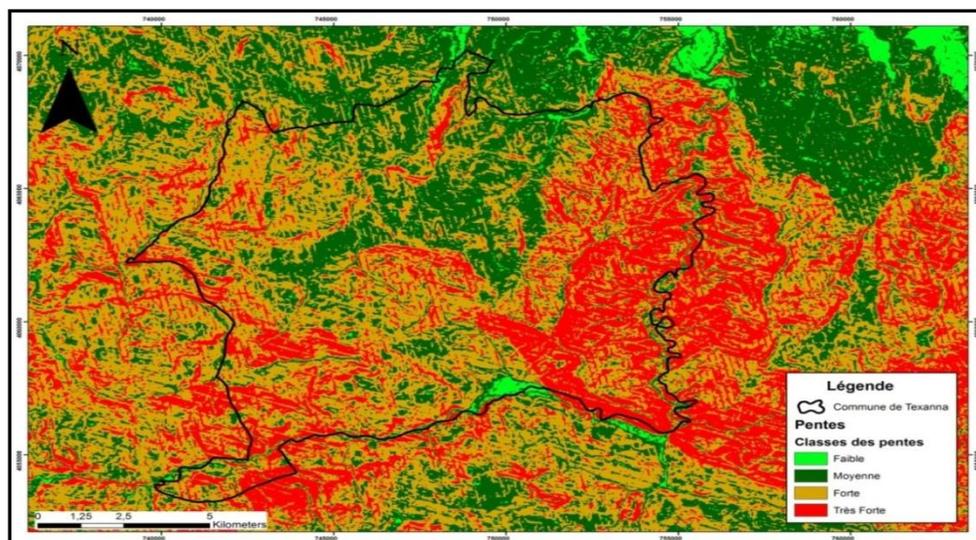


Figure 21 : Répartition des classes de pente dans la région de Texenna (Image ASTER GDEM2 source : USGS 2011 + traitement de l'auteur)

Sur le plan altimétrique, la région de Texana est une composante naturelle influencée par son relief. Selon les travaux de BNEDER (2012), l'hypsométrie est très variée, car nous trouvons des altitudes basses de plaines ou littoral jusqu'aux altitudes élevées de montagnes. Globalement, les altitudes croissent de part et d'autres sur les lits des principaux oueds, vers le Nord - Est correspondant à l'orientation générale du relief.

D'une manière générale, la région de Texenna est située à une altitude moyenne de 725m du niveau de la mer ; les tranches altitudinales les plus ré pondues sont celles comprises entre 600 – 700m et 700 - 800m. La tranche la moins ré pondue est comprise entre 100 – 200m, représentant l'altitude la plus faible. Par contre, l'altitude la plus élevée est de 1349 m, située à Djebel Elma El Bared (Figure, 22). En conclusion, nous pouvons dire que le territoire de la zone d'étude est de type montagneux caractérisé par de fortes pentes et d'altitude moyenne à élevée.

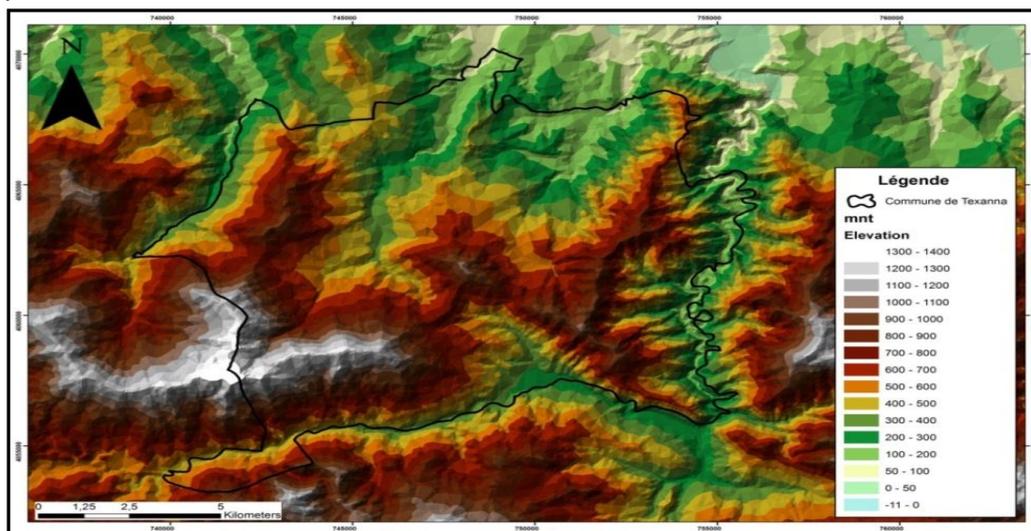


Figure 22 : Répartition des classes d'altitudes dans la région de Texenna (Image ASTER GDEM2 source : USGS 2011 + traitement de l'auteur)

1.2.2- Hydrographie

Le réseau hydrographique de la région de Texenna est dense; il est hiérarchisé et ramifié de type exoréique vers la mer (**Figure 23**).

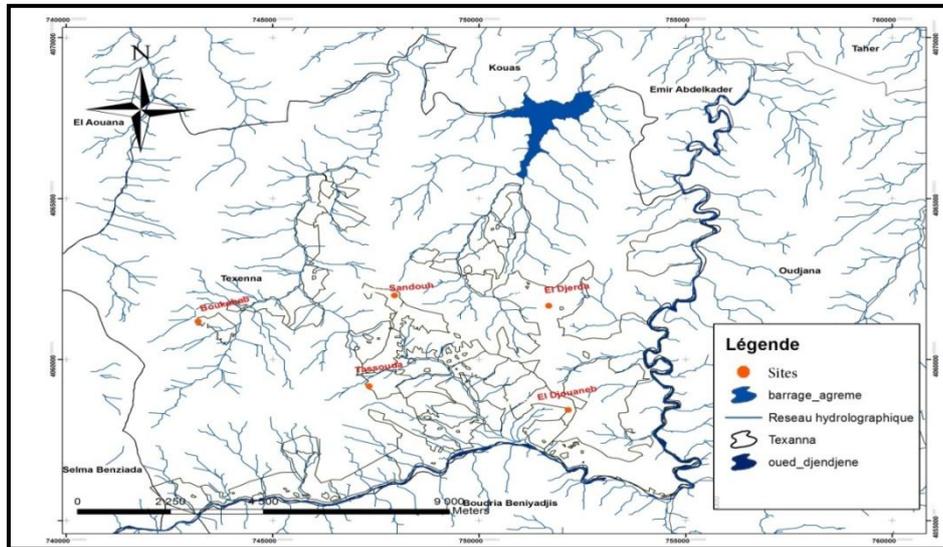


Figure 23 : Réseau hydrographique de la région Texenna (ANRH, 2015 + traitement de l’auteur)

Il est constitué d’une série d’oueds dont nous citons oued Djen Djen, Kissir, Mencha, Boukarma, mais les deux principaux oueds drainant la zone d’étude sont :

- Oued Djen Djen : est le plus important par ses apports en eau ; il draine la partie Sud - Est de la région de Texenna.
- Par contre oued Mencha, draine la partie Nord - Ouest.

Enfin, de nombreuses résurgences sous formes de sources sont enregistrées pour la plupart saisonnières (débits faibles) (A.N.R.H, 2015).

1.3- Géologie et pédologie

1.3.1- Géologie

Les principales formations lithologiques rencontrées dans la région de Texenna sont les calcaires et dolomies durs, les grés, le gneiss et les flysch (Anonyme, 1997). Le tableau 5 suivant consigne l’importance de chaque type de formation géologique et la figure 24 illustre la distribution cartographique de ces formations.

Tableau 5 : Importance des différents types de formation lithologique au niveau de la région de Texenna (Anonyme, 1997)

Substrat	Taux (%)	Résistance à l’érosion
Calcaire et dolomie durs	0,40	Résistant
Grés	3,20	Résistant
Gneiss	15,90	Résistant
flysch	80,50	Moyennement résistant

La lecture de ce tableau montre ce qui suit:

- **Flysch** : c'est une formation détritique où dominent les grès et les schistes. Elle occupe la première place en matière de surface (plus de $\frac{3}{4}$) ; nous trouvons ce substrat dans toutes les forêts de tous les cantons de la région d'étude,
- **Gneiss** : ce sont des roches métamorphiques feuilletées ; ce substrat occupe une superficie qui le place en deuxième position après les flysch,
- **Grès** : ce sont les grès numidiens du tertiaire qui n'occupent qu'une petite surface de l'aire d'étude,
- **Calcaire et dolomie durs** : il ne représente que 0,4 % de la zone d'étude localisé uniquement au sud.
- La lithologie de la zone d'étude peut être classée en deux catégories de résistance d'après la nature pétrographique des roches et leur degré de résistance aux processus érosifs
- Substrats résistants à l'érosion : constitués des trois premières formations, à savoir les calcaires et les dolomies, les grès et de moindre degré les gneiss.
- Substrats moyennement résistants à l'érosion : cette catégorie est constituée de flysch. Elle est en même temps la plus répandue à travers la zone (80 %), rendant ainsi le territoire concerné vulnérable aux agents érosifs (figure 16).

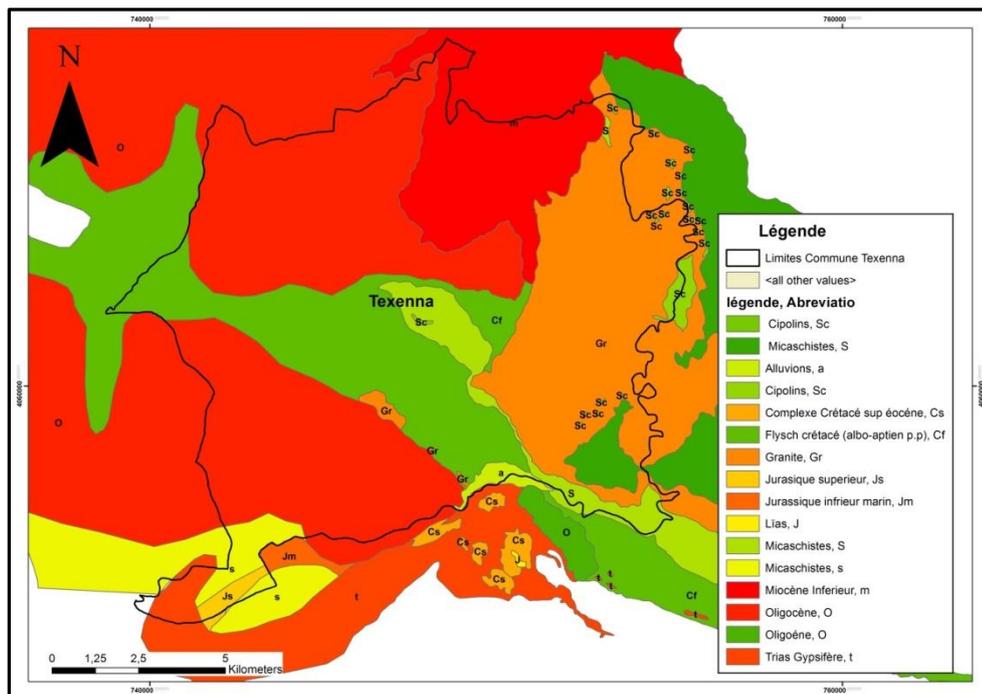


Figure 24 : Carte géologique de la région de Texenna (Delga, 1953)

La lithologie de la zone d'étude peut être classée en deux catégories de résistance d'après la nature pétrographique des roches et leur degré de résistance aux processus érosifs (Djellit, 1987)

- **Substrats résistants à l'érosion** : constitués des trois premières formations, à savoir les calcaires et les dolomies, les grès et de moindre degré les gneiss.
- **Substrats moyennement résistants à l'érosion** : cette catégorie est constituée de flysch. Elle est en même temps la plus répandue à travers la zone (80 %), rendant ainsi le territoire concerné vulnérable aux agents érosifs.

1.3.2- Pédologie

La région de Texenna présente une couverture pédologique composée de quatre unités homogènes réparties à l'intérieur par deux grandes classes (Anonyme, 1997):

1-Classe des sols peu évoluées :

Ce sont des sols peu développés, généralement à profil AC ou AR dépourvus d'horizons diagnostiques et contenant peu de matière organique. Le caractère peu évolué de ces sols est dû à diverses raisons liées aux conditions du milieu (forte pente, érosion, matériau original non ou peu altéré, apport récent...etc.). Dans la zone d'étude cette classe est répartie en deux groupes.

✓ Groupe des sols peu évolués d'érosion :

Ils sont caractérisés par la présence de petites quantités de matière organique qui peuvent apparaître en surface. Les sols de cette classe appartiennent au sous-groupe des sols lithiques et régosoliques réparties essentiellement sur les terrains à forte pente, occupés par des peuplements de chêne-liège peu à moyennement dense,

✓ Groupe des sols peu évolués d'apport colluvial :

Il s'agit des sols d'apport généralement en situation de piémonts à profils homogènes et peu différenciés. De type AC, ils sont très poreux et renferment un horizon humifère peu épais. Ces sols sont constitués d'un matériau d'apport provenant de l'érosion des hautes pentes ; ils occupent les bas de pente et renferment au sein de leur profil ainsi qu'en surface une charge caillouteuse assez importante. Ces types de sols sont occupés par des forêts de chêne-liège et des maquis.

2-Classe des sols brunifiés :

Ce sont des sols profonds à moyennement profonds ; ils sont caractérisés par une roche mère composée essentiellement de flysch. Ils ont évolué sous l'influence d'un climat de type méditerranéen humide, et d'une végétation naturelle composée surtout de chêne-liège. Les maquis sont à base de lentisque, cyste, oléastre, etc occupant souvent les terrains des anciens incendies. Ces sols sont observés essentiellement sur les terrains aux reliefs réguliers situés sur les versants de différentes expositions et à pente modérée (3 à 12,5 %). L'unité des sols brunifiés est fréquente dans la partie centrale.

1.4- Climat

1.4.1- Facteurs climatiques

Le climat par ses différents facteurs joue un rôle déterminant dans la vie des êtres vivants qui ne sont plus à démontrer. Il intervient d'une façon décisive sur la croissance des végétaux et les manifestations des attaques parasitaires. Son action directe sur le chêne-liège en particulier s'observe à plusieurs niveaux, tels que la croissance de l'arbre (Costa et al., 2001), la longévité des arbres et leurs facultés d'émettre des rejets de souches (Messoudene et al., 2009), la régénération par semis (Natividade, 1956), la survie aux opérations culturales comme le démasclage (Saccardy, 1938), l'état sanitaire de l'arbre (Bouhraoua et Villemant, 2005) et la croissance du liège (Costa et al., 2016 ; Ghalem et al., 2018). Il intervient dans le déclenchement des incendies, comme c'est le cas en région méditerranéenne et la persistance de la période de sécheresse. Le climat défavorable intervient aussi sur la dégradation et la réduction de la résilience des peuplements de cette essence et par conséquent sur son devenir (Zouaidia, 2006).

Afin de caractériser au mieux le climat de notre zone d'étude, nous avons jugé utile d'étudier les principaux facteurs climatiques à savoir la pluviométrie et la température. En absence de

postes météorologiques dans la zone d'étude, nous avons utilisé les données climatiques provenant de la station météorologique de l'aéroport de Jijel située presque au même niveau de la mer et à une distance de 10 km de la région de Texenna ; (tableau 6). Les données analysées sont étalées sur une période de 25 années (1992-2017) (ONM, 2018).

Tableau 6 : Coordonnées de la station météorologique de l'aéroport de Jijel (ONM, 2018)

station	Latitude Nord	Longitude Est	Altitude (m)	Période
Aéroport de Jijel	36° 49'	05° 47'	4	1992-2017

1.4.1.1- Précipitations

Le tableau 7 et la figure 25 montrent respectivement la répartition moyenne mensuelle des pluies enregistrées à la station météorologique de Jijel et celle corrigée pour la zone d'étude.

Tableau 7 : Précipitation moyenne mensuelles (mm) enregistrées à Jijel (1992-2017)

Mois	Décembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Total annuel
P (mm)	194,59	128,79	100,84	73,37	83,12	45,46	13,13	3,4	12,46	52,87	80,73	145,65	934,41

P : précipitations (mm)

Pour ramener la pluviométrie moyenne annuelle de la station de Jijel (4m d'altitude) à la région d'étude qui se trouve à une altitude moyenne de 725 m, nous avons procédé à des extrapolations pluviométriques proposées par Seltzer (1946) pour les climats humides. En effet, selon cet auteur, les pluies annuelles augmentent de 40 mm chaque 100 m d'altitude. A partir de cette règle, notre zone d'étude (région de Texenna) reçoit une tranche pluviométrique majorée de 290 mm par rapport à la station météorologique de l'aéroport de Jijel. Ceci correspond donc à une hauteur annuelle totale de 1494 mm.

La pluie mensuelle est calculée à l'aide d'un coefficient de correction ($K = 1,31$) par rapport aux pluies enregistrées dans chaque mois de l'année. Les résultats de ces calculs sont représentés dans la figure 25.

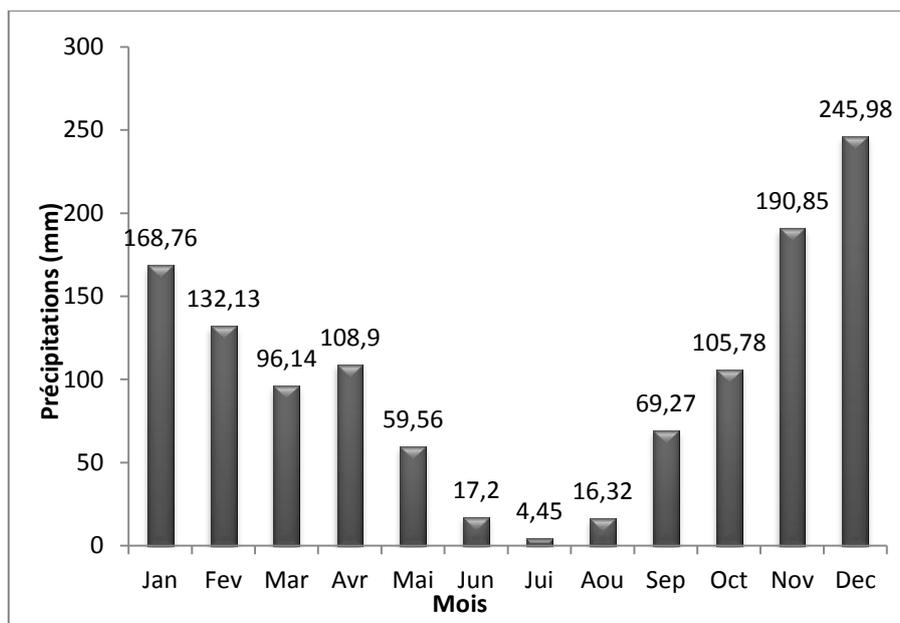


Figure 25 : Répartition moyenne mensuelle des précipitations extrapolées de la région de Texenna de (1992-2017)

La figure 25 montre que la région de Texxena reçoit une tranche pluviométrique moyenne annuelle très importante de plus de 1000 mm ce qui la classe parmi les zones les plus arrosées d'Algérie. Ces pluies montrent une répartition irrégulière au cours de l'année.

La moyenne annuelle des précipitations enregistrée à Texenna durant la période allant de 1992-2017 est de l'ordre de 1224,41 mm (**Figure 25**) contre 1494 mm durant l'ancienne période (1913-1938) (tableau 8). Ceci représente une régression de 269,59 mm, soit un déficit de l'ordre de 18,04 %.

Tableau 8 : Précipitations moyennes mensuelles extrapolées pour la station de Texenna de (1913-1938) (Source : Seltzer, 1946).

Mois	Décembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Total annuel
1913-1938	263,06	239,49	177,44	132,77	101,75	70,73	33,5	3,72	8,69	69,49	155,11	238,25	1494

Tableau 9 : Précipitations moyennes saisonnière (mm) extrapolées pour la région de Texenna (1992-2017)

Saisons	Hiver	Printemps	Eté	Automne	Type
P (mm)	555,87	264,6	37,97	365,9	HAPE

Près de 45 % des précipitations sont enregistrées en Hiver (entre Décembre et Février) (**tableau 9**). Le mois de décembre reste le mois le plus pluvieux avec une valeur moyenne de 245,98 mm. Par contre l'été est la saison où nous enregistrons de très faibles quantités de pluies ne dépassant pas 3,10 % du total annuel.

Sur le plan régime saisonnier, la région de Texenna est caractérisée par un régime saisonnier de type HAPE, c'est-à-dire que les pluies sont abondantes en hiver-automne et avec un degré moindre en printemps.

La figure 26 ci-dessous montre une fluctuation des précipitations annuelles dans la région de Texenna. Celle-ci est exprimée par des quantités de pluies très importantes dépassant les 1100 mm dans la plus part des années. Cependant, nous avons remarqué que les années 2000, 2001, 2003 et 2005 ont enregistré des quantités de pluies inférieures à 1000 mm.

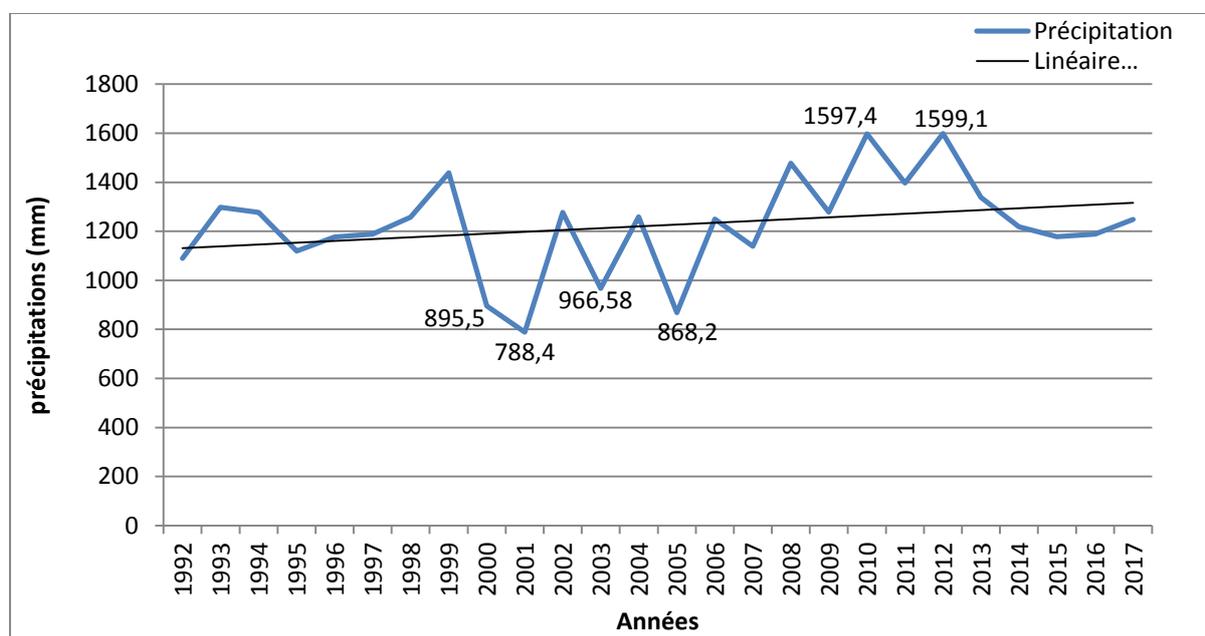


Figure 26 : Evolution annuelle de la pluviométrie extrapolées pour la période 1992-2017 à Texenna

1.4.1.2-Températures

La température, second facteur constitutif du climat, influe sur le développement et la croissance de l'arbre et du liège (Costa et al., 2002 ; Ghalem et al., 2018).Ce sont surtout les températures extrêmes (valeurs moyennes des minima du mois le plus froid « m » et des

maxima du mois le plus chaud « M ») qui ont plus d'influence directe sur la végétation par rapport aux moyennes, sauf si elles sont exceptionnelles et de courte durée.

Le tableau 10 suivant consigne les températures moyennes mensuelles enregistrées au niveau de station de Jijel (ONM, 2017).

Tableau 10 : Températures moyennes mensuelles (°C) enregistrées à Jijel durant la période de 1992 à 2017

Mois	Décembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Moyenne annuelle
M(°C)	16,1	16,7	19,1	19,9	24,3	27,5	30	31	28,5	25,6	20,4	17,1	23,01
m(°C)	6,7	6,5	8,1	9,6	12,9	16,5	19	20,3	18,3	15,1	10,8	8,1	12,65
T(°C)	11,4	11,6	13,6	14,75	18,6	22	24,5	25,65	23,4	20,35	15,6	12,6	17,83

M : température maximale moyenne du mois le plus chaud en °C, m : température minimale moyenne du mois le plus froid en °C et T : température moyenne mensuelle.

Selon Seltzer (1946) et Dreux (1974), les températures minimales diminuent chaque 100 mètre de dénivellation de 0,4 °C et les températures maximales de 0,7°C. Donc pour notre zone d'étude située à une altitude de 725 m par rapport à la station météorologique de référence, les minima diminuent de 2,9°C et les maxima de 5,07 °C. Les coefficients de correction appliqués pour les 12 mois de l'année ont permis d'obtenir de nouvelles valeurs extrapolées pour la zone d'étude (**tableau 11**).

Tableau 11 : Températures moyennes mensuelles (°C) extrapolées pour la région de Texenna (1992-2017)

Mois	Janvier	Février	Mar	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre	Moyenne annuelle
M(°C)	11,63	14,03	14,83	19,23	22,43	24,93	25,93	23,43	20,53	15,33	12,03	11,03	17,94
m(°C)	3,60	5,20	6,70	10,00	13,60	16,10	17,40	15,40	12,20	7,90	5,20	3,80	9,75
T (°C)	7,61	9,61	10,76	14,61	18,01	20,26	22,2	19,41	16,36	11,61	8,61	7,41	14,20

Il ressort du tableau 11 que la température moyenne annuelle au niveau de la région de Texenna est de l'ordre de 14,20 °C. Les minimas thermiques sont enregistrés au mois de janvier avec 3,6 °C et les maximas au mois de juillet avec une valeur de 25,93°C.

La valeur du mois le plus froid pour l'ancienne période (tableau 12) affiche 2,25 °C et 3,6 °C pour la période récente (tableau 11). Ceci indique une augmentation de la température hivernale de l'ordre de 1,35°C. Quant aux températures maximales, elles sont enregistrées

pendant le mois de Juillet (21,40°C et 25,93°C) (tableau 11 et 12 ce qui montre une augmentation de la température estivale absolue de 4,53. Cette élévation est importante.

La température moyenne annuelle pour l'ancienne période est de l'ordre de 12,16°C (tableau 12) ce qui indique une augmentation de la température moyenne annuelle dans la région de Texenna de l'ordre de 2,04 °C.

Tableau 12 : Température moyennes mensuelles, maximale et minimale extrapolées pour la station de Texenna de (1913-1938) (Source : Seltzer, 1946).

Mois	Janvier	Février	Mar	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre	Moyenne annuelle
M(°C)	9,33	11,40	12,55	15,85	18,70	20,60	21,40	20,66	16,20	11,10	10,2	9,15	14,76
m(°C)	2,25	4,80	6,90	10,45	13,60	15,70	17,10	14,66	12,40	8,15	4,92	3,95	9,57
T (°C)	5,79	8,1	9,72	13,15	16,15	18,15	19,25	17,66	14,30	9,62	7,56	6,55	12,16

1.4.1.3- Autres facteurs climatiques

Le climat de notre région d'étude est aussi conditionné par d'autres paramètres climatiques dits secondaires. Nous citons : (i) l'humidité relative de l'air qui varie faiblement au cours de l'année entre 71,6 % en été (au mois d'août) et 78,1% en hiver (au mois de janvier) soit une moyenne annuelle de 75,5 %, (ii) les gelées dues aux basses températures : elles sont fréquentes dans la région et se manifestent pendant 25 jours entre les mois de décembre et mars. Elles peuvent atteindre les parties sensibles de l'arbre (jeunes plants), (iii) les vents ont une direction dominante Nord-Ouest surtout en période froide. Ils soufflent pendant quelques jours en été (sirocco : 11 jours en moyenne) favorisant souvent la propagation des feux des forêt, causant ainsi de grandes dommages aux peuplements et jeunes plantations.

1.4.2- Synthèse climatique

De nombreux auteurs ont utilisé dans leurs travaux des indices climatiques, combinant les deux premiers paramètres afin définir le climat d'une région donnée et préciser ainsi son caractère dominant et son originalité. Les différents indices climatiques que nous avons pris en considération en relation avec les exigences du chêne-liège à savoir: (i) l'amplitude thermique moyenne et l'indice de continentalité, (ii) l'étage altitudinal de végétation, (iii) l'indice de sécheresse estivale, (iv) le diagramme ombrothermique de Gaussen et l'indice xérothermique, (v) le quotient pluviothermique et le climagramme d'Emberger.

1.4.2.1- Amplitude thermique et l'indice de continentalité

L'amplitude thermique moyenne extrême (M – m) est un indice climatique très important car il permet de définir à partir de ce qu'on appelle « l'indice de continentalité » si la zone est sous influence maritime ou continentale. Selon la classification thermique de Debrach (1953) basé sur la valeur de l'écart thermique, nous constatons que la région Texenna jouit d'un climat méditerranéen littoral (ou maritime) (**tableau 13**)

Tableau 13 : Indice de continentalité de la région de Texenna

période	m (°C)	M (°C)	M-m (°C)	Type de climat
1992-2017	3,6	25,93	21,7	Littorale

1.4.2.2- Etage de végétation

La végétation s'individualise souvent entre différents étages altitudinaux en fonction des exigences écologiques des plantes. Plusieurs critères climatiques sont cependant utilisés pour définir ces étages tels que la moyenne des minima du mois le plus froid « m », la moyenne annuelle « T » et l'altitude (Rivas-Martinez, 1981 ; Ben Abid, 1985 ; Quezel, 2000). Le tableau14 regroupe les valeurs de ces critères et les étages correspondants aux peuplements de chêne-liège présents dans la région de Texenna.

Tableau 14 : Etage de végétation du chêne-liège dans la région de Texenna

Périodes	Valeur du « m » (°C)	Valeur du «T» (C°)	Altitude moyenne (m)	Etage de végétation
1992-2017	3,6	14 ,20	725	Méso-méditerranéen

Il ressort de ce tableau que le chêne-liège de la région de Texana appartient au méso-méditerranéen ($12 < T < 16$ °C, $600 < \text{Alt} < 1200$ m) et avec une valeur de « m » légèrement supérieur à 3 °C.

1.4. 2.3- Indice de sécheresse estivale

Cet indice (**Ie**) permet, en complément du régime pluviométrique, de mieux caractériser le climat méditerranéen. Il est exprimé par la formule suivante (Emberger ,1942) :

$$I.e = P.E / M$$

Où « P.E » représente la pluviosité estivale (en mm) définie par les trois mois secs consécutifs (juin, juillet et août) et « M » la moyenne des maxima du mois le plus chaud (en°C). Les valeurs de cet indice calculé pour les subéraies de Texana sont consignées dans le tableau 15.

Tableau 15 : Indice de sécheresse estivale de la région de Texenna

Période	Pluviosité estivale (mm)	Valeur de M (°C)	Indice de sécheresse « I.e »
1992-2017	37,97	25,93	1,46

Il ressort de ce tableau que la valeur de l'indice de sécheresse calculée est très inférieure à 5, ce qui indique selon la grille de Daget (1977) l'appartenance des subéraies de la région de Texenna au climat méditerranéen à sécheresse estivale bien marquée.

1.4.2.4- Diagramme ombrothermique

D'après Bagnouls et Gaussen (1953), un mois est considéré comme sec lorsque le total des précipitations « P » est égal ou inférieur au double de la température moyenne « T », du mois. Partant de ce principe, la période sèche s'individualise lorsque la courbe des précipitations passe sous celle des températures, c'est à dire lorsque $P < 2T$. La durée et l'importance de la période sèche de la région d'étude peuvent être déterminées par le diagramme ombrothermique proposé par ces deux auteurs (**Figure 27**). En plus, l'indice de sécheresse « Ix » défini par Gaussen (1954) qui traduit l'intensité de la durée de la sécheresse, tient compte du nombre de jour sans pluies, de l'état hygrométrique de l'air et des précipitations occultes (brouillards et rosées).

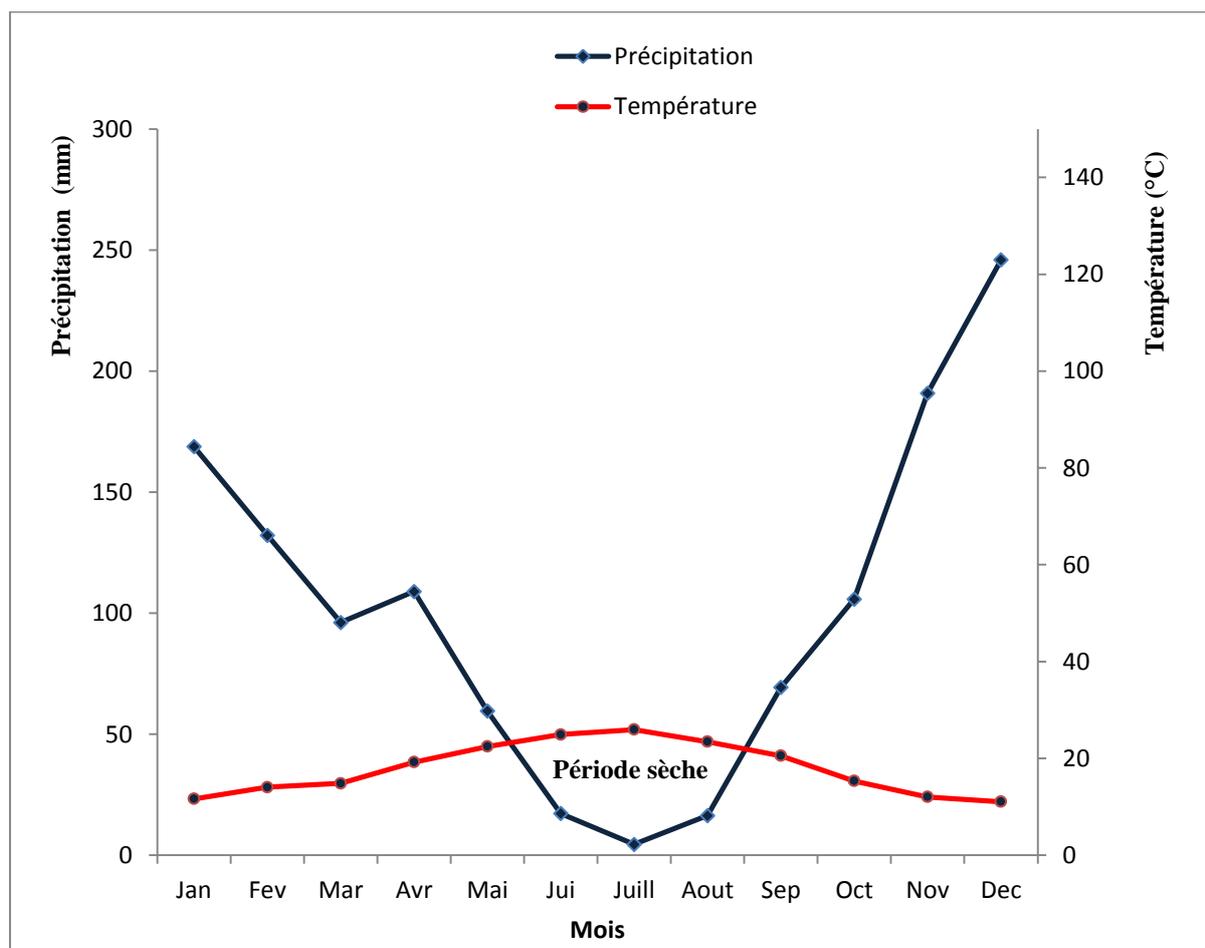


Figure 27 : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen pour la région de Texenna (1992-2017)

Le diagramme ombrothermique ainsi établi montre que la période sèche dans la région de Texenna est courte ; elle est de 3 mois seulement allant de la fin du mois de mai jusqu'à la fin du mois d'août.

1.4.2. 5- Quotient pluviométrique et climagramme d'Emberger

Cet indice climatique est le plus fréquemment utilisé pour caractériser le bioclimat d'une région méditerranéenne, et notamment en Afrique du nord. Le quotient pluviométrique « Q₂ » est déterminé par la formule établie par Emberger (1955) :

$$Q_2 = 2000 P / M^2 - m^2$$

P : moyenne des précipitations annuelles (mm) : 1224,41 mm

M : moyenne des maxima du mois le plus chaud : 299.09°K

m : moyenne des minima du mois le plus froid : 276.76°K

D'une manière générale, un climat méditerranéen est d'autant moins sec que le quotient est plus grand. En combinant sur un climagramme, ce quotient pluviométrique (Q₂ = 232,38), nous déterminons l'étage bioclimatique (ou ambiance bioclimatique) correspondant à nos subéraies d'étude (Figure 28).

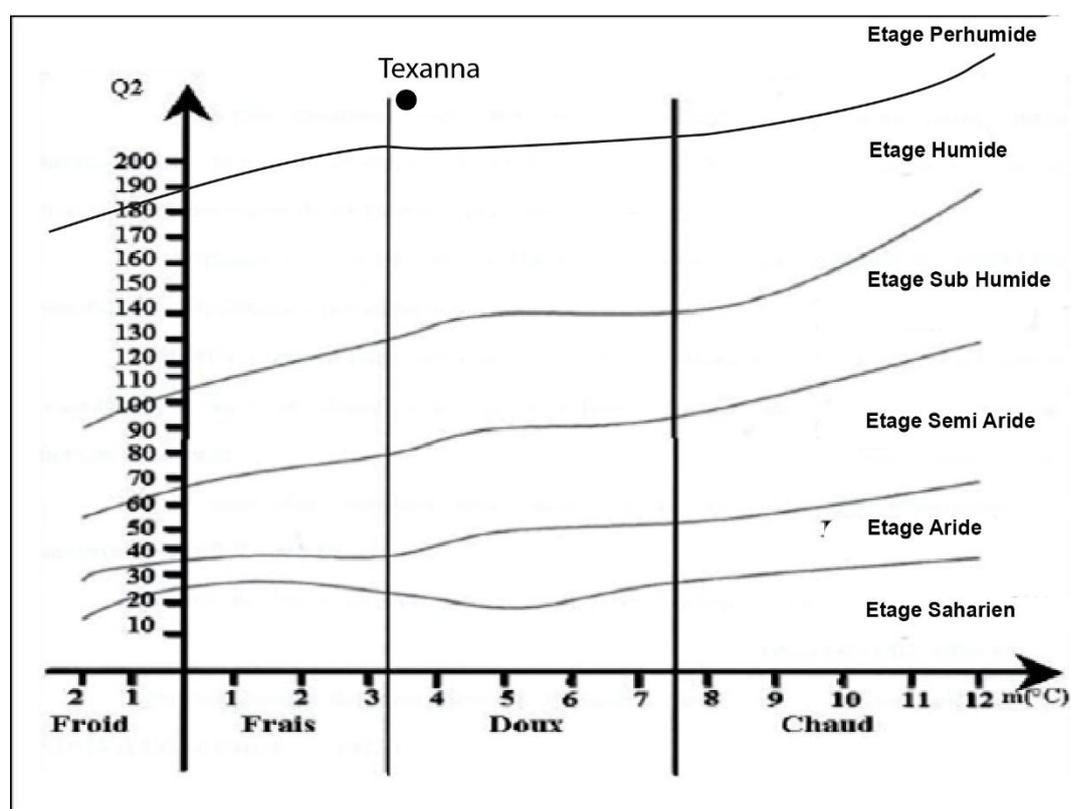


Figure 28 : Climagramme d'Emberger pour la région de Texenna (1992-2017)

Cette figure montre que les subéraies de la région de Texenna jouissent d'un bioclimat hyper humide à hiver doux.

2- Milieu forestier

2.1- Description forestière générale

La circonscription des forêts de Texenna s'étend sur 7 communes. Son patrimoine forestier est évalué actuellement à 14174 ha de forêts domaniales et 3410 ha de forêts privées (CFJ,

2015). Avec une superficie forestière totale de 17584 ha; cette circonscription participe avec un taux global de 45,78 %, ce qui est très appréciable, par rapport à celle de la willaya. Le patrimoine forestier du secteur public est composé de :

- 6026 ha de peuplement de chêne liège (42.51 %)
- 2683 ha de peuplement de chêne zéen (18.92 %)
- 1207 ha de peuplement de chêne farés (8.51 %)
- 766 ha de peuplement de pin maritime (5.40 %)

Le reste est réparti en petits peuplements, autres formations forestières et diverses occupations telles : le Cèdre (0.19 %), le Pin d'Alep (0.01 %), les maquis : 1471 ha (10.37 %), les broussailles : 1149 ha (8.10 %), les reboisements divers : 172 ha (1.21 %), les TPF : 138 ha (0.97 %), les vides et rochers : 302 ha (2.13%) et les affectations et distractions : 105 ha (0.74 %) (CFJ, 2015). En ce qui concerne le secteur privé, son patrimoine forestier est composé essentiellement de petits peuplements de chêne liège sur des parcelles éparses.

La région de Texenna présente une superficie forestière totale de 7983 ha, soit un taux de 56,31 % du total de la circonscription forestière. La répartition par type formation montre que les formations forestières occupent 6286,08 ha, soit un taux de 78,74 %, ce qui qualifie Texenna de région forestière par excellence (Annexe A).

Les formations forestières s'étendent sur 15 forêts de nature juridique différente (communales, domaniales et sectionnelles) ; elles sont réparties entre 39 cantons (Annexe A2). D'un point de vue superficie, les forêts de Rekkada-Metlatine, Beni Khettab et Guerruch occupent 62,89 % de la surface totale forestière de Texenna, soit 5020,58 ha. Parmi ces forêts, nous trouvons celles qui présentent notre milieu d'étude:

- ✓ la forêt domaniale de Rekkada-Metlatine : dans les cantons de Sandouh, Djouaneb, Tassouda et boukebeb,
- ✓ la forêt domaniale de Beni Khettab : dans le canton Djerda.

2.2-Description forestière du milieu d'étude

2.2.1-Forêt domaniale de Rekkada Metlatine

La forêt domaniale de Rekkada Metlatine est entièrement située dans le territoire de la commune de Texenna. Elle est constituée essentiellement de chêne-liège s'étendant sur une superficie de 2440,65 ha. Elle présente un relief montagneux dont la morphologie est confirmée par l'hypsométrie élevée et les terrains pentus. Un réseau hydrique très dense et enchevêtré s'est installé avec des talwegs et drains encaissés. Du point de vue géobotanique cette forêt appartient au domaine Mauritanien-Méditerranéen. La subdivision phytogéographique de l'Algérie proposée par Quezel et Santa (1962 et 1963) sur la base des données floristiques, cette forêt se rattache au secteur de Kabylie Numidienne (K3) et au domaine de chêne liège. Du point de vue physiognomique, la forêt domaniale de Rekkada Metlatine est principalement forestière dominée par la subéraie occupant 75 % de la superficie. Cet écosystème se présente sous divers aspects sylvicoles déterminés par les conditions écologiques et anthropiques (peuplements purs, incendiés, clairs, moyen ou dense, ect). (CFJ, 2015).

Le maquis, formation végétale issue de la dégradation suite aux incendies de forêt, vient en deuxième position en occupant près de 20 % de la forêt. Il est constitué par un sous-bois riche dont nous citons *Erica arboria*, *Calicotom spinosa*, *Rubus ulmifolius*, *Cistus salvifolius*, *Lavandula stoechas*, *Ampelodesmos mauritanicum*, *Erica scoparia*, *Pteridium aquilinum*, *Smilax aspera*, *Myrtus communis*, *Dittrichia viscosa*, *Pistacia lentiscus* L, *Cytisus triflorus*...etc.

Du point de vue géologique, la forêt est constituée principalement de grès, d'argiles et de schistes. Les grès facilement décomposables sous l'action des agents atmosphériques, donnent naissance à un complexe argilo-siliceux très perméable ; ceci surmonte d'un horizon humifère dont l'épaisseur varie de 10 à 15 cm. L'ensemble constitue un excellent sol forestier (Boudy, 1955). Sur le plan aménagement des récoltes du liège, les peuplements du chêne liège de la forêt sont gérés par la méthode de coupons réglés. Selon la période de rotation de 9 années, le patrimoine subéricole est subdivisé en 9 coupons ou parties, récoltées successivement d'année en année.

2.2.2- Forêt domaniale de Beni Khettab

La forêt domaniale de Beni Khettab est aussi entièrement située dans le territoire de la commune de Texenna. Sa superficie totale est de 1332,25 ha ; elle est caractérisée aussi par un relief montagneux et des pentes raides atteignant parfois 70 %. Le réseau hydrographique est très dense marqué par l'existence du barrage d'El Agramme avec une capacité de plus de 250 millions de mètres cube. Plus de 75 % des formations forestières est recouvertes de chêne-liège pur ; le reste est constitué de maquis parsemé par des arbres d'olivier (Boudy, 1952). Le sol de la forêt est marqué par la dominance des grès numidiens en plus de la présence des sols marno-calcaire. Cette forêt est caractérisée par un sous-bois constitué essentiellement des espèces pyrophytes. Nous citons surtout les *Calycotom spinosa*, *Erica arboria* et *Rubus ulmifolius*, *Pteridium aquilinum*, *Rubia peregrina*, *Ampelodesmos mauritanicum*, *Myrtus communis*, *Arbutus unedo*, *Pistacia lentiscus* L, *Daucus carota* L, *Mentha pulegium* ssp. *Pulegium*, *Olea europaea* ssp. *Europaea*...etc.

Cette forêt n'a jamais bénéficié de travaux d'aménagement et la récolte du liège se fait d'une façon arbitraire.

2.2.3- Description des cantons d'étude

a- Canton Djouaneb :

Sa superficie totale est de 409,69 ha. Il se caractérise par un sol profond, brun forestier et riche en matière organique ; l'aspect de la surface est moyen avec 5-10 % de cailloux de grès et schistes. Le chêne-liège est l'essence arborescente principale dans ce canton ; le peuplement est moyennement dense, avec un sous-bois dense marqué par la présence en abondance de *Cytisus salvifolius*, *Erica arboria* et *Calycotom spinosa* (**Figure 29**). Le pâturage est rare.



Figure 29 : Vue générale du peuplement du chêne liège du canton Djouaneb (photos prise par Roula Salaheddine, 2014).

b- Canton Sandouh

Il présente une superficie de 100,12 ha. Il se repose sur une roche mère de nature flysch (schistes et grès). Le sol est siliceux avec de l'argile. Les affleurements rocheux sont souvent observés. Le chêne-liège, essence dominante, est accompagné par des espèces acidiphiles telles que *Pteridium aquilinum* et *Erica arboria*, mais aussi d'autres espèces thermophiles comme *Rubus ulmifolius* et *Ampilodesma mauritanica*. Le sous-bois est moyennement dense (**Figure 30**). Ce canton est souvent fréquenté par des animaux domestiques (ovins, bovins et caprins).



Figure 30 : Vue générale du peuplement de chêne liège du canton Sandouh (Photo prise par Roula Salaheddine, 2014)

c- Canton Tassouda

Il couvre une superficie totale de 342,61 ha. Il repose sur une roche mère argilo-gréseuse. Le sol est en général profond avec un horizon de surface marqué dans certains endroits par la présence de cailloux et de blocs de grès. L'espèce principale est le chêne-liège qui constitue un peuplement de densité moyenne (prés de 258 arbres/ hectare). Le sous-bois très dense à base d'*Asphodelus microcarpus*, *Myrtus communis*, *Lavandula stoechas* *Erica arboria*, (**Figure 31**). Ce canton est toujours fréquenté par l'homme et de ses animaux domestiques.



Figure 31 : Vue générale du peuplement de chêne liège du canton Tassouda (Photo prise par Roula Salaheddine, 2014)

d- Canton Boukebeb

Avec une contenance totale de l'ordre de 46, 25 ha, le chêne liège repose sur un sol de nature siliceuse avec intercalation de l'argile en aval et riche en matière organique en amont. Les peuplements de chêne-liège sont de densité moyenne, avec un sous-bois bien fourni composé essentiellement des espèces acidiphiles et thermophiles (**Figure 32**). Le canton est toujours fréquenté par les animaux domestiques composés essentiellement de caprins.



Figure 32: Vue générale du peuplement de chêne liège du canton Boukebeb (Photo prise par Roula Salaheddine, 2014)

e- Canton Djerda

Il couvre une superficie totale de 115,28 ha. Sa topographie générale est accidentée. Le type de sol est siliceux. Le chêne liège est dominant format des peuplements moyennement denses. Le sous-bois est très marqué à base *Erica arboria*, et *Ampelodesma mauritanica* (**Figure 33**). La fréquentation de ce canton par les animaux domestiques est occasionnelle.



Figure 33 : Vue générale du peuplement de chêne liège du canton Djerda (Photo prise par Roula Salaheddine, 2014)

2.3- Aperçu sur le régime des feux de forêt

Les massifs forestiers de la région Texenna ont été à plusieurs reprises parcourus par des incendies de forêt dont certains étaient catastrophiques. Au cours de la période 1998-2016, toutes les forêts de chêne liège ont été ravagées par des feux récurrents enregistrant ainsi une moyenne annuelle importante de 390,71 ha (CFJ, 2017). Les années 2007 et 2012 étaient particulièrement catastrophiques pour les subéraies de Texenna où les incendies ont affecté près de 2094 ha et 2516,7 ha respectivement de peuplements de chêne-liège (tableau 16).

Tableau 16 : Superficies de chêne-liège incendiées au niveau des forêts de Texenna entre 1998 et 2016 (C.F.J, 2017)

Années	Superficie (ha)	Forêt
1998	61	Forêt domaniale de Rekkada Metlatine
1999	319,55	Forêt domaniale de Rekkada Metlatine Forêt sectionnelle Tabellout Forêt communale Zeghouda
2000	76,5	Forêt domaniale de Rekkada Metlatine Forêt communale El Ghedrane
2001	16,5	Forêt domaniale de Rekkada Metlatine
2002	10	Forêt domaniale de Rekkada Metlatine
2003	43,5	Forêt domaniale de Rekkada Metlatine
2004	203,51	Forêt domaniale de Rekkada Metlatine Forêt sectionnelle Tabellout
2005	170,5	Forêt domaniale de Rekkada Metlatine
2006	34,5	Forêt domaniale de Beni Khetab
2007	2094	Forêt domaniale de Rekkada Metlatine Forêt domaniale de Beni Khetab Forêt communale MerdjSeghir
2008	163	Forêt domaniale de Rekkada Metlatine
2009	151	Forêt domaniale de Rekkada Metlatine Forêt communale El Ghedrane
2010	135,75	Forêt domaniale de Rekkada Metlatine
2011	533,5	Forêt domaniale Rekkada de Metlatine, Forêt domaniale de Beni Khetab

2012	2516,7	Forêt domaniale de Rekkada Metlatine + Abalout Forêt domaniale de Beni Khetab+ Forêt domaniale de Beni Amrane Forêt domaniale de Gherruch Forêt communale de Braker Forêt communale d'Alleguen Forêt domaniale d'Oued Kissir
2013	100,63	Forêt domaniale de Rekkada Metlatine Forêt domaniale de Jijel
2014	600,75	Forêt domaniale de Rekkada Metlatine Forêt domaniale de Beni Amrane Forêt domaniale de Beni Khetab
2015	74,5	Forêt domaniale de Rekkada Metlatine Forêt domaniale de Beni Ahmed
2016	118,21	Forêt domaniale Rekkada Metlatine Forêt domaniale de Jijel Forêt sectionnelle Tabellout

2.3.1-Cas de l'incendie de l'été 2012

2.3.1.1-Description des conditions climatiques de l'événement

Sur le plan climatique, l'année hydrologique 2011-2012 est exceptionnelle pour la région de Texenna car elle est caractérisée par une année pluviométrique très excédentaire de l'ordre de 21,86% (par rapport à la moyenne de la période de référence : **tableau8**). Ceci correspond à une augmentation de la hauteur d'eau de 267,66 mm, soit un total de 1492mm (ONM, 2015). La période automno-hivernale est particulièrement pluvieuse où près de 1160 mm de pluies ont été enregistrées entre septembre 2011 et février 2012 (**Figure 34**).

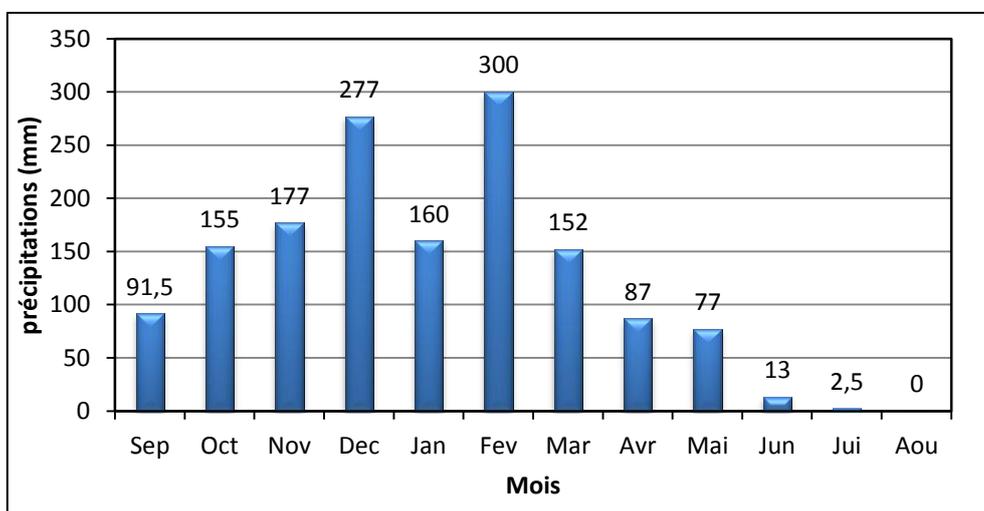


Figure 34 : Répartition mensuelle des précipitations corrigées à Texenna de l'année hydrologique 2011-2012.

La saison hivernale est marquée par une hausse de précipitations de 313 mm (soit un total de 737mm) ce qui représente plus de la moitié de la hauteur moyenne saisonnière et de l'excédent annuel de 2012 (57% et 56% respectivement). Le printemps, saison de reprise de végétation des plantes dont les arbres de chêne liège, est pluvieux aussi avec une augmentation de pluies de 6% par rapport à la moyenne. Cette augmentation est enregistrée

surtout au mois de mars en passant de 73 mm à 152 mm. En plus des pluies, la région a connu près de 15 jours de neige enregistrée entre les mois de janvier et février. Ces deux paramètres climatiques ont favorisé le développement luxuriant de la végétation du sous-bois accompagnant le chêne liège.

En ce qui concerne les températures maximales moyennes de l'été, celles-ci ont dépassé les 30°C au mois de juin pour enregistrer des pics anormalement élevés durant les mois de juillet et août de près de 36°C (**figure 35**). Cette augmentation de températures a provoqué dans la région une vague de chaleur persistante durant tous ces mois (O.N.M., 2015).

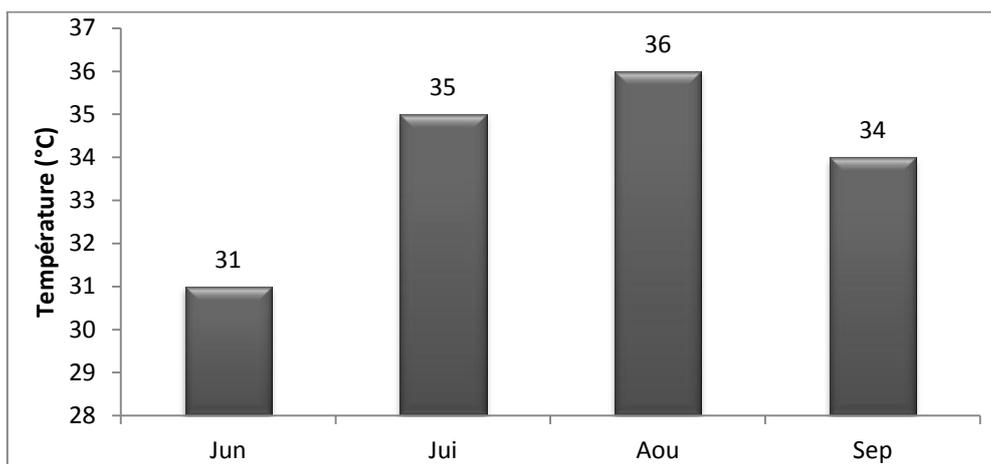


Figure 35 : Températures maximales mensuelles de l'été 2012 à Texenna (CFT, 2012)

2.3.1.2-Données statistiques et répartition des incendies de forêt au niveau des forêts d'étude

Le tableau 17 suivant consigne les surfaces forestières parcourues par le feu de 2012 dans les deux forêts d'étude de chêne liège. L'annexe 3 donne par contre le bilan global des incendies enregistrés au niveau de toutes les forêts de la région de Texenna.

Tableau 17 : Données statistiques sur les incendies de 2012 dans les deux forêts d'étude

forêt	Cantons	Date feux	Superficie (ha)	Nombre feux
Forêt domaniale Rekkada Metlatine	Tassouda*	août	36	1
	ArkDerma	août	84	1
	OuledKhiroune	août	36,5	2
	Boukebbab*	juillet-août	1,5	2
	Béni Foughal	juillet- août	268	3
	Harma	juin- juillet	250	2
	Tabellout	juin- août	38,5	2
	Sendouh*	août – sept	8,5	2
	Cheraia	août	45	1
	Djouaneb*	juillet	8,5	3
	El Hot	Juin	15	1
Total forêt			791.5	

	Sidi Ali	aout	80	3
	Djeraif	aout	158	1
Forêt domaniale	Chouf	aout	5	1
Béni Khettab	Djerda*	Juillet – aout	73	4
	Allioum	aout	7,5	1
	Boubahri	aout	55	1
Total forêt			378.5	
Total forêts d'étude			1170	

*Cantons d'étude

L'année 2012 a été catastrophique pour la région de Texenna en particulier où les feux de forêts ont ravagé près de 2516,7 ha (toute végétation confondues) à partir de 43 feux déclarés entre juin et septembre. Les subéraies ont été brûlées sur une superficie de 1562.2 ha (Annexe A3) ce qui correspond à un taux de 62%. Parmi les forêts les plus touchées par ces incendies, nous citons les deux forêts d'étude qui totalisent une superficie de 1170 ha répartie entre la forêt domaniale Rekkada Metlatine avec 791.2 ha enregistrés à partir de 3 feux et la forêt domaniale de Beni Khettab avec 378.5 ha à partir de 11 feux (tableau 16). En ce qui concerne la répartition mensuelle des feux, nous remarquons que la majorité des feux est déclenchée entre les mois de juillet aout et.

En ce qui concerne l'âge du liège des arbres au moment du passage des feux, le dépouillement des documents forestiers relatifs à l'exploitation du liège, nous constatons que sur une superficie de 649 ha (40% de la superficie totale), près de 72% des arbres sont recouverts d'un liège de plus de 4 ans ; ces arbres ont donc une forte probabilité de survie après le feu (**Figure 36**). Dans cette catégorie d'arbres, nous trouvons le liège de 7 ans qui domine avec un taux de 48%.

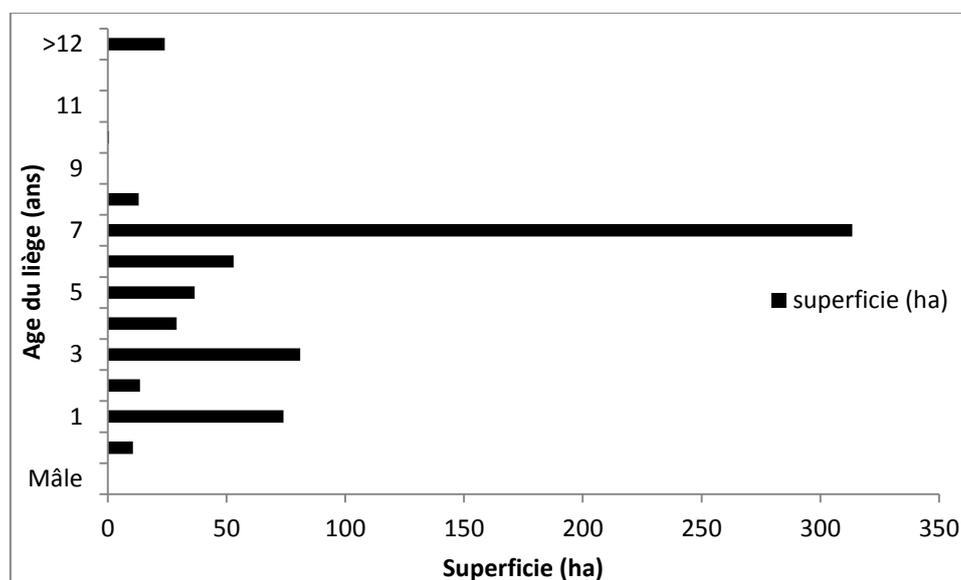


Figure 36 : Répartition des superficies brûlées de chêne liège par âge du liège (à partir de 649 ha) au niveau de Texenna (CFJ, 2012).

Par contre les arbres vulnérables recouverts d'une couche de liège jeune (3 ans et moins), sont brûlés sur une superficie de 28%, ce qui est important. Ces arbres sont exposés à une forte mortalité.

3- Situation économique des forêts de Texenna

3.1- Production du liège

La région de Texenna est considérée comme l'un des pôles les plus importants de la production du liège dans la wilaya de Jijel.

La figure 37 suivante montre l'évolution de la production du liège au niveau de cette région sur une période de 28 ans (1990-2017). Durant cette période nous enregistrons une production totale de 84624,14 quintaux de liège ce qui représente une moyenne annuelle de 3022,29 quintaux ; ce chiffre semble loin des capacités productives des subéraies de Texenna. Nous constatons une fluctuation dans la production du liège d'une année à l'autre avec une tendance générale à la baisse. Les neuf dernières campagnes de récolte du liège (2009-2017) sont marquées par des productions relativement faibles variant entre 980 et 2000 Qx, soit 1564 Qx en moyenne. Cette moyenne représente une perte de l'ordre de 48% par rapport à la moyenne de référence, ce qui est énorme.

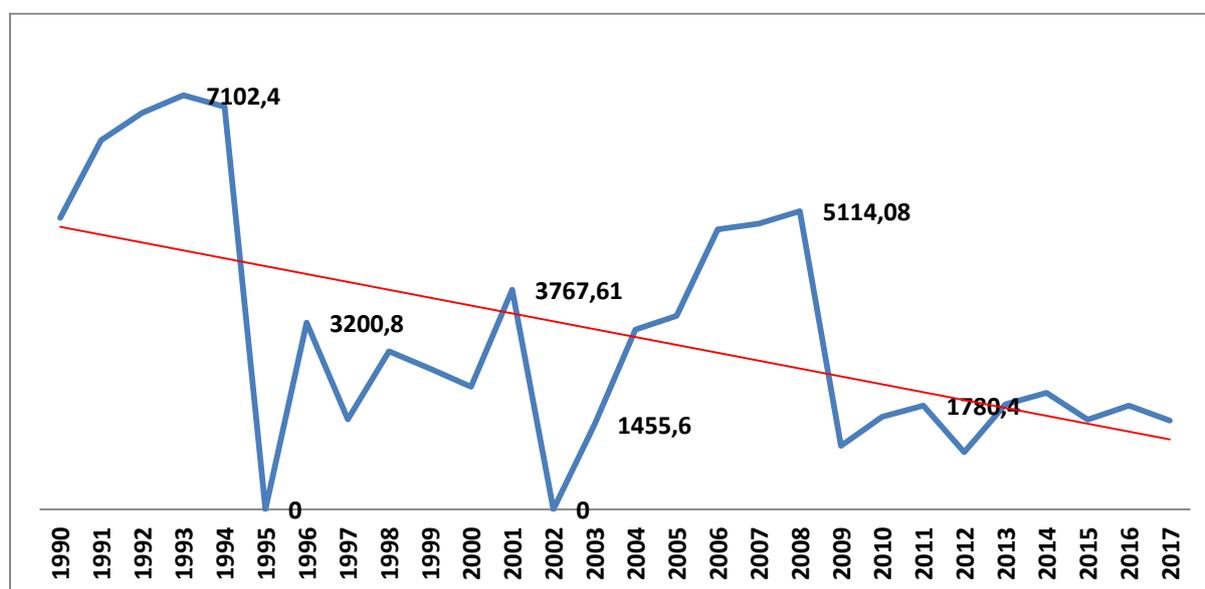


Figure 37 : Production annuelle du liège dans la région de Texenna (1990-2017) (ligne rouge : courbe de tendance)

En effet l'année 1993 est caractéristique car elle enregistre une récolte la plus élevée durant la dite période avec 7102,4 quintaux de liège extrait. Cette production n'a cessé de diminuer pour marquer des années sans récoltes en 1995 et 2002 et cela revient aux conditions sécuritaires difficiles. La dernière campagne de référence (soit en 2017) est marquée par un volume de liège de 1520,4 quintaux ; ceci représente une évolution régressive et un déficit de 5492 quintaux de liège.

Pour que les subéraies de la région de Texenna reprennent leur place dans la production du liège, l'administration forestière devra fournir des efforts considérables dans le domaine de la restauration économique de ses forêts et cela par la récupération post-incendie des forêts brûlées, la bonne gestion restauratoire, la limitation des pressions directes dues aux activités humaines comme le surpâturage.

Chapitre IV :
**Matériel et méthode d'étude de la récupération
forestière poste-feu par recépage**

1- Principaux objectifs de l'étude et du suivi de l'opération de recépage après incendie

Suite aux incendies catastrophiques survenus en été 2012 (**figure 38**), et afin de reconstituer les peuplements par récupération des arbres perdus, l'administration forestière de la circonscription des forêts de Texenna a lancé à titre d'essai une opération de recépage traditionnel des troncs. Cette intervention sylvicole a été réalisée par deux équipes d'exploitants forestiers avant la première saison végétative des arbres (c'est-à-dire au printemps) suivant l'incendie. Cette opération a été mise en œuvre dans des sites brûlés de quelques forêts et de superficie variable. Elle a consisté à couper les arbres gravement endommagés (les arbres sans régénération de la couronne) afin de favoriser la régénération par rejets de souches (**figure 39**).

Les principaux objectifs de cette étude ne diffèrent pas grandement de ceux des autres travaux menés en Europe, en Italie (Sardaigne) plus particulièrement (Barberis et al., 2003, Ruiu et Pintus 2012 ; Sirca et al., 2014).



Figure 38 : Suberaies incendiées à Texenna (a) canton Tassouda, (b) canton Boukebeb (2012) (Photos prises par Roula Salaheddine, septembre 2012)

Grâce à un plan d'observation expérimental à court, moyen et long terme, cette présente étude devrait permettre de :

- évaluer l'efficacité de la reconstitution des peuplements brûlés par le feu par la technique du recépage des troncs des arbres sévèrement brûlés,
- confirmer la validité de cette technique traditionnelle en termes de survie des souches et de développement des rejets,
- identifier les facteurs pouvant intervenir dans la réussite ou l'échec du processus de récupération forestière ; il convient d'identifier les facteurs contribuant dans la viabilité des souches et la croissance des rejets,
- mieux suivre les évolutions interannuelles de la croissance des rejets,
- détecter les détériorations éventuelles de l'état sanitaire des rejets de souche par l'apparition de phénomènes de dépérissement ;
- fournir des éléments clés pour interpréter le processus de récupération forestière complète des peuplements pouvant ralentir le phénomène de dégradation de la forêt vers le maquis,
- fournir des connaissances utiles pour la gestion des peuplements après incendie visant leur restauration économique (remise en production du liège des peuplements) et environnementale (biodiversité du sous-bois).



Figure 39 : Arbres de chêne-liège gravement endommagés (sans régénération de la couronne) après l'incendie de 2012 à Texenna (Photo prises par Roula Salaheddine, 2012)

2- Choix des sites d'étude et des arbres coupés (souches)

Parmi toutes les forêts domaniales partiellement ou complètement brûlées du massif forestier de Texana, deux forêts seulement ont été retenues pour effectuer l'abattage des arbres morts pour favoriser la régénération par rejets de souche. Cette opération a concerné 5 cantons au total ; 4 cantons appartiennent à la forêt de Metlatine-Rekkada (2440,75 ha) et un canton à la forêt de Béni-Khetab (1332,25 ha) (**Tableau 18**). La superficie totale incendiée de ces cantons entre juillet et septembre est de l'ordre de 127,5 ha. Au total 1763 arbres ont été recépés entre 10 et 17 mars 2013 (**figures 40 et 41**) sur une superficie traitée de près de 58,5 hectares répartie d'une manière inégale entre les cantons. Ceci représente un taux moyen de 45% par rapport à la surface totale incendiée. En effet, les proportions d'arbres exploités varient de 27 à 55% pour les cantons incendiés sur de grandes superficies (>30ha ; en l'occurrence Djerda et Tassouda respectivement) voire 100% pour le reste des cantons brûlés sur des petites surfaces (<10 ha). Le nombre d'arbres coupés par canton varie entre 100 et plus de 800 arbres soit à raison de 30 arbres par hectare en moyenne.



Figure 40 : Opération de recépage des arbres de chêne-liège au printemps 2013 à Texenna (Photo prises par Roula Salaheddine, 2013)



**Figure 41: Parcelles recépées au niveau du canton Tassouda (a), Djerda (b) et Djouneb (c)
(Photo prises par Roula Salaheddine, 2013)**

Tableau 18 : Caractéristiques des incendies de l'été 2012 et de l'opération de recépage réalisée en mars 2013 au niveau des cantons d'étude

Forets	cantons	Superficie incendiée (ha)	Dates des incendies				Surface traitée (ha)	Nbre arbres traités	Date coupe
			juin	juillet	août	Sept			
Metlatine-Rekkada	Sendouh	8,5	0	0	7,5	1	8.5	540	10-mars
	Djouneb	8,5	0	8,5	0	0	8.5	125	12-mars
	Boukebab	1,5	0	1	0,5	0	1.5	132	14-mars
	Tassouda	36	0	0	36	0	20	126	13-mars
Beni Khetab	Djerda	73	0	66	7	0	20	840	17-mars
Total		127,5	0	75,5	51	1	58.5	1763	

2.1- Choix des sites d'étude

L'étude a été menée dans tous les cantons dans lesquels les coupes ont été réalisées. L'échantillonnage adopté dépend de plusieurs facteurs tels que le nombre d'arbres coupés dans chaque canton, l'accessibilité au terrain, la topographie du terrain, la surface traitée et les conditions du travail sur le terrain. Pour cela, nous avons adopté un échantillonnage stratifié individuel subjectif. Au total, 6 sites d'étude incendiés entre le 14 juillet le 23 août 2012 ont été installés. Quatre sites sont localisés dans chaque canton de la forêt de Metlatine-Rekkada, à raison d'un site par canton. Par contre dans la forêt de Béni-Khetab, nous avons installé deux sites d'étude dans le même canton. Dans chaque site, nous avons sélectionné au moins 100 souches de chêne-liège dans des parcelles homogènes de formes rectangulaires avec des surfaces variant entre 0,5 et 0,8 hectare. Le taux d'échantillonnage varie entre 25 et 100% selon les sites. Le tableau 19 suivant donne des informations sur le nombre d'arbres coupés (souches) retenus pour chaque site ainsi que les dates de passage de l'incendie.

Tableau 19 : Localisation des sites et répartition du nombre de souches sélectionnées par site d'étude

Sites	cantons	Date des feux (2012)	Nombre souches retenues	Superficie parcelle (ha)	% souche-échantillon	Effectif arbres restants
1	Djerda	14-juil	110	0,50	25	47
2	Djerda	14-juil	100	0,45	30	53
3	Djouaneb	14-juil	125	0,76	100	80
4	Sandouh	23 aout	136	0,64	25	60
5	Tassouda	15 aout	126	0,80	100	80
6	Boukebeb	23 aout	132	0,68	100	80
Total			729	3,83	41	400

2.2- Choix des souches : Echantillonnage

Dans l'ensemble, 729 souches ont été sélectionnées entre octobre et décembre 2014 (pendant la saison de dormance), soit 18 mois après l'opération de coupe. Ceci représente un taux d'échantillonnage de 41 %. A partir de la première souche repérée au hasard dans le terrain à la lisière ou approximativement au centre), le reste des souches a été sélectionné par la méthode de proche en proche, jusqu'à atteindre le nombre de souches souhaitées (> 100 souches). Ces souches ont été choisies sans tenir compte de leur état sanitaire apparent (avec ou sans régénération basale). Chaque souche sélectionnée a été matérialisée à la peinture (de 1 à n) sur la surface basale du bois pour le suivi ultérieure.

3- Caractérisation des sites d'étude et des souches : Collecte des données

3.1- Données caractéristiques des sites d'étude

Pour caractériser les 6 sites d'étude, plusieurs variables ont été mesurées à l'intérieur de chaque site (niveau site). Il s'agit de :

3.1.1- Relevés géographiques et topographiques

Plusieurs variables géographiques et topographiques ont été évaluées dans chaque site et incluaient : i) les coordonnées géographiques relevées par un GPS au centre de chaque site, ii) la pente dominante du terrain mesurée en utilisant un clinomètre optique, iii) exposition dominante, déterminée avec une boussole, et iv) altitude, enregistrée avec un GPS au centre du site (Acacio et al., 2010, Catry et al., 2013).

3.1.2- Relevés forestiers

Certaines caractéristiques forestières des peuplements avant le feu ont été évaluées. Etant donné que tous les arbres n'ont pas été systématiquement coupés dans les sites, un nombre variable d'arbres est resté donc sur pied dans le voisinage des souches cibles dans tous les sites. En plus des arbres coupés, ceux encore debout ont été utilisés pour caractériser davantage les peuplements forestiers avant l'incendie, notamment en termes de densité totale des arbres du peuplement et de surface terrière totale.

CHAPITRE IV : Matériel et Méthodes d'étude de la récupération forestière post-feu par recépage

a-Densité des peuplements (D)

La densité totale d'un peuplement est connue habituellement par le nombre de ses tiges à l'hectare. Elle reflète souvent le degré de compétition entre les arbres (Rondeux, 1999). Elle est déterminée en rapportant l'effectif des tiges inventoriées à la surface de la parcelle puis ramenée à l'hectare (Parde et Bouchon, 1988).

En fonction du nombre de tiges et la surface d'échantillonnage, la densité est calculée à partir de la formule suivante : $D=N/S=\sum ni/ha$.

Où N : nombre total d'arbres (coupés ou restés sur pied) et S : surface de la parcelle,

Ainsi pour chaque parcelle, la densité (Dp) est comme suit : $Dp=\sum ni/s$

Avec ni : nombre de tiges par parcelle et Dp : densité de la parcelle.

Pour chaque parcelle, nous avons distingué trois types de densités :

1-Densité initiale du peuplement avant le passage du feu (Di). Elle prend en compte l'inventaire des arbres coupés et ceux épargnés de l'opération de coupe (**Tableau 20**)

2-Densité du peuplement après la coupe d'arbres morts (Dr) : Elle prend en compte le dénombrement des arbres restants sur pied seulement ; c'est la nouvelle densité du peuplement après recépage,

3-Densité de coupe (Dc) : Elle indique le nombre d'arbres coupés par hectare (intensité de coupe) du peuplement

Tableau 20 : Répartition des arbres coupés et non coupés restants sur pied à l'échelle de la zone d'étude et des six sites d'étude

Sites	Total arbres	Effectif arbres restants	Effectif arbres coupés	Surface de la parcelle (ha)
Global	1129	400	729	3.83
Djerda1	157	47	110	0.50
Djerda 2	153	53	100	0.45
Djouneb	205	80	125	0.76
Sendouh	196	60	136	0.64
Tassouda	206	80	126	0.80
Boukebab	212	80	132	0.68

La densité ainsi obtenue est répartie entre les quatre classes suivantes :

1-Peuplement dense : Densité supérieure à 300 tiges ha⁻¹

2-Peuplement moyennement dense : Densité variant entre 200 et 300 tiges ha⁻¹

3-Peuplement clair : Densité entre 100 et 200 tiges ha⁻¹

4-Peuplement très claire : Densité inférieure à 100 tiges ha⁻¹

b- Surface terrière (G)

La surface terrière est une notion très employée en foresterie. Elle dépend à la fois de la grosseur et du nombre d'arbres. C'est un paramètre qui caractérise au mieux la densité d'un peuplement et elle est liée au volume des arbres sur pied. C'est une mesure utile de la densité des arbres dans un peuplement. En effet, une forte densité du peuplement entraîne souvent une

compétition accrue entre les arbres pour l'espace (lumière) et les éléments nutritifs (Buchon, 1979) en affectant en conséquence la croissance des tiges.

D'après Parde et Bouchon (1988), la surface terrière d'un arbre (g_i) est la surface de la coupe transversale de cet arbre mesurée à 1.30 m au-dessus du sol. En peuplement, cette surface terrière ($G_i : m^2 \cdot ha^{-1}$) est la somme des surfaces terrières de tous les arbres.

$$g_i = \frac{\pi D_i^2}{4} \quad (m^2)$$

Avec g_i : surface terrière d'un arbre ; D_i : diamètre de l'arbre à 1.30 m.

La surface terrière du peuplement du site rapportée en hectare est la somme des surfaces.

$$G = \sum_{k=0}^n g_i \quad (m^2 \cdot ha^{-1})$$

Dans nos conditions de travail, la surface terrière du peuplement est calculée pour (i) le peuplement initial (G_i) avant le passage du feu, (ii) le peuplement restant sur pied (G_r) après le recépage et (iii) le peuplement coupé (G_c).

Selon les valeurs, les surfaces terrières sont classées en quatre catégories (ODARC, 2002) :

- 1- les peuplements à surface terrière importante : $G_i > 30 m^2 ha^{-1}$
- 2- les peuplements à surface terrière moyenne : $G_i : 20-30 m^2 ha^{-1}$
- 3- les peuplements à surface terrière faible : $G_i 10-20 m^2 ha^{-1}$
- 4- les peuplements à surface terrière très faible : $G_i < 10 m^2 ha^{-1}$

c-Structure des peuplements

Afin de définir le type de gestion apporté à la subéraie, il est essentiel de reconnaître le type de peuplement en question (ORDAC, 2008). La structure du peuplement est caractérisée selon la répartition des dimensions des arbres en 5 classes de diamètre mesuré à 1,30m du sol dont chacune correspond à une catégorie de bois particulier (Amandier, 2004 ; IML, 2016): P : Perchis ($\emptyset < 17,5cm$), PB : Petit bois ($17,5 < \emptyset < 27,5 cm$), BM : Bois moyen ($27,5 < \emptyset < 42,5 cm$), GB : Gros bois ($42,5 < \emptyset < 62,5 cm$) et TGB : Très gros bois ($\emptyset > 62,5cm$).

L'importance et la dominance de ces types de bois déterminent la structure et le type de peuplement (ORDAC, 2008).

Pour caractériser la structure à l'échelle du massif et à l'échelle des sites, nous avons pris en considération tous les arbres qui étaient sur pied avant le passage du feu de 2012 (structure initiale des peuplements). Les individus sont composés donc par :

- ✓ Les souches (arbres morts),
- ✓ Les arbres restants (arbres survivants)

Après le recépage, nous avons déterminé la nouvelle structure des peuplements en prenant en compte que les arbres restants sur pied.

3.1.3- Relevés végétatifs et recouvrement du sous-bois

La connaissance de l'abondance de la végétation (c'est-à-dire le sous-bois) avant le feu s'avère indispensable car elle intervient d'une façon directe sur le comportement du feu. Ceci est lié à l'intensité du feu soit à la quantité de chaleur dégagée (Keeley, 2009 ; Pimont et al., 2014) mais aussi à la sévérité du feu (degré de dommages soumis aux arbres) et par conséquent aux réponses des arbres après le passage du feu (Moreira et al., 2007, Fernandes et al., 2008 ; Catry et al., 2010).

Pour caractériser visuellement cette végétation, deux paramètres ont été retenus : i) le recouvrement et ii) la hauteur de la végétation ligneuse (principalement des arbustes). Ces caractéristiques de végétation ont été évaluées dans chaque site à partir de deux transects croisés

en bandes de 10 m de largeur (**Figure 42**), dont les axes correspondent aux 4 directions cardinales N-S-E-W. En automne 2014, 10 à 13 relevés végétatifs ont été réalisés dans chaque site sur des carrés de 100 m² en suivant la méthode de Braun-Blanquet (Schaffhauser et al., 2012a). Seule la végétation ligneuse a été prise en compte, car elle peut rester sur pied après le feu par ses tiges et branches encore brûlées en absence des travaux de gestion post-incendie (travaux d'assainissement).

L'inventaire et l'identification de cette végétation ont été faits en observant la régénération basale des plantes-vestiges après le feu (James, 1984 ; Mesléard et Lepart, 1989). L'abondance de la végétation, appelée ici taux de recouvrement, est évaluée pour chaque site à l'aide d'une échelle phytosociologique de 5 classes : 1 (<10% de recouvrement), 2 (10–24% de recouvrement), 3 (25–49% de recouvrement), 4 (50–74% de recouvrement) et 5 (> 75% de recouvrement). Chacune de ces classes est la moyenne des relevés de toutes les aires d'échantillonnage. En plus, la hauteur de la végétation est mesurée et distribuée en 2 strates : arbustive (arbustes : 2-4m) et sous-arbustive (arbrisseaux : 0.5-2m).

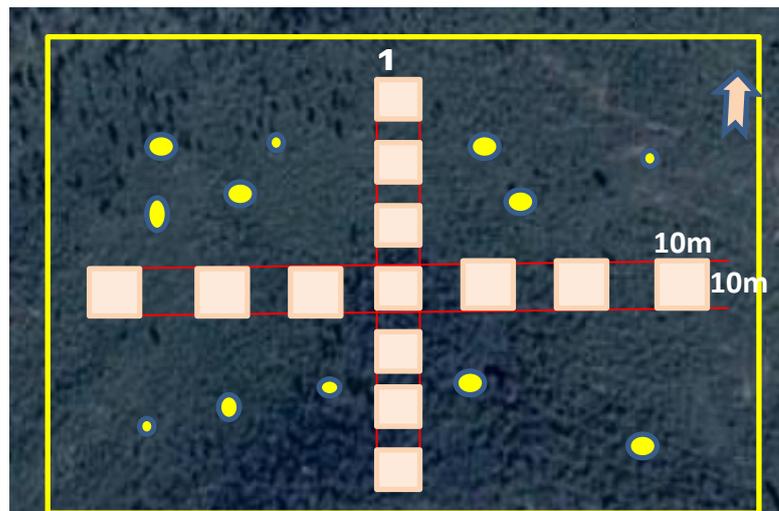


Figure 42 : Méthode d'étude de la végétation avant et après le feu (originale)

En automne 2017, soit cinq années après le passage de feu, un second inventaire a été effectué dans tous les sites afin d'étudier la dynamique de la végétation après feu (Bekdouche et al., 2008 ; Schaffhauser et al., 2012a, 2012b). Pour cela, nous avons adopté la même méthodologie de Braun-Blanquet basée sur le taux de recouvrement des plantes inventoriées ainsi que leur distribution verticale (Figure 42). Mais, en plus de la végétation ligneuse, nous avons pris en considération dans cet inventaire, les espèces vivaces de la strate herbacée.

3.1.4- Relevés de la pression du pâturage

Etant donné que tous les sites recépés ne sont pas clôturés pour protéger les rejets de souche contre les dents des animaux herbivores (**figure 43**), nous avons procédé au mesure de l'impact de la pression de ces animaux sur les rejets et leur avenir sylvicole (Jean-Paul et Charles 1989 ;

CHAPITRE IV : Matériel et Méthodes d'étude de la récupération forestière post-feu par recépage

Moreno et Oechel 1991 ; Nsibi et al., 2006 ; Agreil et Greff, 2008 ; Laaribya et al., 2014). Pour cela, nous avons conduit nos observations journalières du passage du cheptel dans tous les sites

d'étude pendant trois mois consécutifs (d'octobre à décembre 2014). Deux paramètres indicateurs d'herbivorie ont été mesurés dans chaque site. Le premier correspond à la fréquence de la présence du bétail dans les sites ; elle est notée en deux classes : 1 : présence fréquente (>

96% des jours dans un échantillon de 90 jours), et 0 : présence rare (< 7% des jours dans un échantillon de 90 jours) (**Figure 43**).

Le second paramètre indique l'importance de la présence des animaux dans les sites ; elle est répartie en 3 classes : 0 (pas de pression : 0 animal) ; 1 (faible pression : < 30 individus) 2 (haute pression : > 100 individus).

Pour chaque inventaire pastoral, nous avons dénombré les troupeaux en 3 catégories : caprins, ovins et bovins.



Figure 43 : (a) Pâturage caprin à Sandouh, (b) Pâturage caprin et bovin à Tassouda, (c) Pâturage caprin à Boukebeb, (d) Pâturage bovin à Djerda (Photo prises par Roula Salaheddine, 2014)

3.1.5- Régime des incendies de forêt

Le régime des incendies de forêt dans les sites d'étude a été analysé à partir des données statistiques disponibles au niveau de la Conservation des Forêts de la wilaya de Jijel (tableau 16). Une importance particulière a été accordée aux deux derniers incendies de forêt précédant le feu de 2012. Cette analyse concerne plus la fréquence des feux et la saison des incendies, pour indiquer si l'incendie s'est produit plus tôt ou plus tard durant la saison de croissance, car les incendies se produisant lorsque les arbres poussent activement ont un impact négatif sur la capacité de régénération lors des incendies ultérieurs (Catry et al., 2012). D'autres paramètres sont employés dans cette analyse : i) surface brûlée et cycle de feu (tableau 17).

3.1.6- Relevés climatiques

Ils concernent principalement les mesures pluviométriques et thermiques obtenues à partir de la station de référence (station météorologique de Taheir sis à l'aéroport de Jijel). Ces mesures servent à caractériser les conditions climatiques qui règnent dans la région de Texenna durant notre période d'observation (2014 à 2017).

3.2- Données caractéristiques des souches

Plusieurs caractéristiques ont été évaluées à l'échelle de l'arbre coupé. Celles-ci ont été enregistrées qu'une seule fois au début de la période d'étude :

3.2.1- Relevés dendrométriques : le diamètre du bois (D)

Le diamètre de la souche correspond à la moyenne de deux mesures perpendiculaires prises directement à la surface du bois au moyen d'un mètre ruban (**Figure 44**). Ce diamètre du tronc à la base (cm) est réparti en classes de 10cm pour déterminer la ou les classes de diamètres dominantes des arbres qui ont été concernées par le recépage.



Figure 44 : Méthode de mesure du diamètre du bois de la souche (Photo prise par Roula Salaheddine, 2014)

3.2.2- Relevés des épaisseurs (E) et âges du liège

L'épaisseur de liège est mesurée à la base du tronc (mm). Elle correspond à la moyenne de quatre mesures faites sur les quatre directions (**Figure 45**). Elle est mesurée à l'aide d'une jauge à écorce. L'ensemble des mesures est regroupé en sept classes d'épaisseurs.

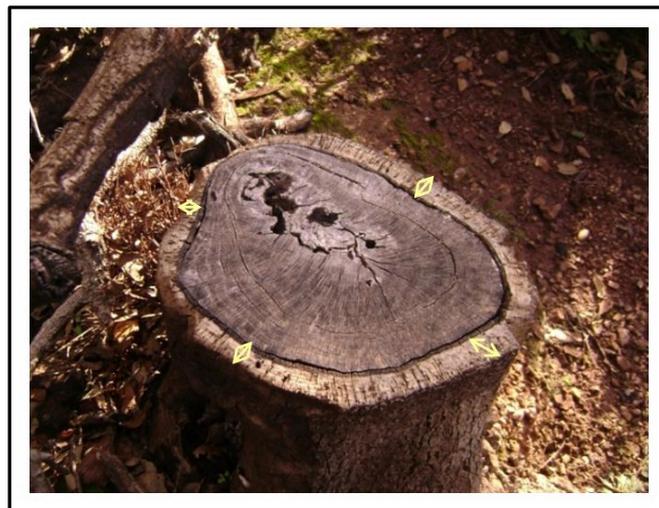


Figure 45 : Mesure de l'épaisseur du liège à la surface de base de la souche (Photo prise par Roula Salaheddine, 2014)

CHAPITRE IV : Matériel et Méthodes d'étude de la récupération forestière post-feu par recépage

En ce qui concerne l'âge du liège, il est déterminé selon la dernière date de récolte sur la base des documents forestiers lorsqu'ils sont disponibles. En cas contraire, nous avons été ramené à estimer l'âge du liège à partir des résultats de la vitesse de croissance du liège de la région

(Roula, 2010). Il convient de souligner que l'écorçage pratiqué dans la région est désordonné ce qui induit la variabilité d'âges du liège dans le même site.

Sur la base de cette recherche (documents forestiers et travaux scientifiques), chaque classe d'épaisseur correspond à une tranche d'âge du liège approximative.

Classe 1 : 0mm (phéllogène nu : liège récolté quelques jours à quelques semaines avant le passage du feu, c'est-à-dire entre les mois de juin et août 2012)

Classe 2 : 1-5mm (liège d'un an : date de récolte : 2011)

Classe 3 : 6-15mm (liège de 2-3 ans : date de récolte : 2009/2010)

Classe 4 : 16-22mm (liège de 4-5 ans : date de récolte : 2007/2008)

Classe 5 : 22-26mm (liège de 6-7 ans : date de récolte : 2005/2006)

Classe 6 : 26-32mm (liège de 8-9ans : date de récolte : 2003/2004)

Classe 7 : >34mm (liège de 10 ans et plus : date de récolte : 2002 et avant).

Il convient de souligner que les variables diamètre et épaisseur du liège ont été mesurées à la base des souches (hauteur de ~ 30 cm) ; cependant, dans la plupart des inventaires forestiers et des recherches forestières, ces mesures sont prises à 1,30 cm (hauteur de poitrine). Afin d'opter à l'utilisation des valeurs mesurées à 0.30 m du sol dans les analyses, nous avons relié ces valeurs aux celles mesurées à 1.30 m du sol à partir de 400 chêne-liège restés sur pied (**Tableau 21**)

3.2.3- Relevés des hauteurs de coupe (Hc)

La hauteur de la coupe pratiquée par les ouvriers, correspond à la moyenne des deux mesures (la plus basse et la plus élevée) prises depuis le sol jusqu'au sommet de la souche. (**figure 46**) (Yaoqin et al., 2013). Elle est mesurée à l'aide d'un ruban métrique et regroupée en cinq classes de hauteur : 1 (< 10cm : ras du sol), 2 (10 - 20 cm), 3 (20 - 30 cm), 4 (30 -40 cm), 5 (> 40 cm).



Figure 46 : Mesure de la hauteur de coupe de la souche (Photos prises par Roula Salah eddine, 2014)

3.2.4- Estimation de l'endommagement du bois (Cr)

CHAPITRE IV : Matériel et Méthodes d'étude de la récupération forestière post-feu par recépage

Les blessures du tronc sont exprimées en proportion (%) de surface basale du bois endommagée par rapport à la surface basale en utilisant la version 1.45 S. du logiciel Image J (Schneider et al. 2012) (**Figure 47**).

Les résultats obtenus sont regroupés en 6 classes de blessures dont chacune correspond à un état d'endommagement particulier des troncs d'arbres coupés :

Classe 1 : 0 % (surface de base non endommagée : tronc non crevassé),

Classe 2 : 1-10% (surface de base faiblement endommagée : tronc faiblement crevassé),

Classe 3 : 10-20% (surface de base moyennement endommagée : tronc moyennement crevassé),

Classe 4 : 20-30% (surface de base assez fortement endommagée : tronc assez fortement crevassé),

Classe 5 : 30-40% (surface de base fortement endommagée : tronc fortement crevassé),

Classe 6 : >40% (surface de base très fortement endommagée : tronc très fortement crevassé).

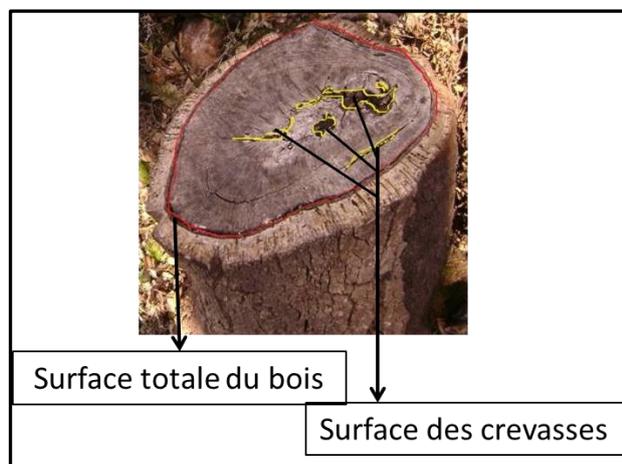


Figure 47 : Mesure de la surface basale du bois endommagée (Photo prise par Roula Salaheddine, 2014)

Image J est un logiciel multiplateforme et open source de traitement et d'analyse d'images développé par les National Institutes of Health, en 1987. Il permet de dénombrer des particules, d'évaluer leurs ratios d'aspect, de mesurer diverses grandeurs (distances et surfaces), d'extraire des coordonnées de contours et prendre même une photo à l'aide d'un appareil photos <http://rsb.info.nih.gov/ij/download.html>.

Pour notre cas, nous avons estimé le pourcentage des zones altérées au niveau de la surface de la coupe de chaque souche en procédant de la manière suivante :

- Positionner la souche perpendiculairement à l'axe de visée de l'appareil photo,
- Mettre à côté de la souche à photographiée un objet de longueur connue en cm qui servira d'échelle,
- Ouvrir la photo dans le logiciel ImageJ, une fois la photo est sélectionnée.
- A l'aide de l'outil "Rectangle" (dans la barre de menu du logiciel ImageJ), la région d'intérêt uniquement a été sélectionnée (la souche à mesurer).
- A l'aide de l'outil "Ligne", une tracée d'une ligne le long de l'objet a été mise pour déterminer l'échelle.
- Une fois, la mesure est notée en centimètre équivalente une fenêtre de calibration de l'échelle est ouverte (Analyze> Set Scale). Ensuite, la distance équivalente dans le champ "Known Distance" ainsi que l'unité (cm) dans le champ "Unit of length" sont introduites et à l'aide de l'outil polygone un contour de toute la souche jusqu'au point de départ apparait clairement.

Une fois cliqué sur l'outil ' mesure Area, la surface totale de la souche (cm²) est déterminée. De la même manière, la détermination des zones endommagées au niveau de la souche est procédée en réalisant le contour de toutes les zones existantes. En conséquence, les surfaces des crevasses

et zones anormales correspondantes sont calculées. Le rapport entre les surfaces détermine le taux des crevasses (%) de la surface de la souche.

3.2.5- Exposition des racines latérales au feu

L'exposition des racines latérales des arbres au feu pendant son passage est évaluée en deux catégories : i) racines latérales non visibles à la surface du sol, ii) racines superficielles visibles sur un ou plusieurs côtés de la souche (**figure 48**)



Figure 48 : (a) Souche avec racines latérales visibles sur plusieurs côtés, (b) Souche avec racines visibles sur un côté et (c) racines non visibles (Photo prises par Roula Salaheddine, 2014)

3.2.6-Manifestation du xylophage *Platypus cylindrus* (Pc)

Les attaques du coléoptère xylophage *Platypus cylindrus* observées le long de la hauteur de coupe de chaque souche se manifestent par : (i) la présence de trous circulaires de 1 mm de diamètre et (ii) sciure rejetée à l'extérieur du tronc (Balachowsky et al., 1963, Sousa et Inácio, 2005). Elles sont notées en codage binaire : code 1 lorsque l'insecte est présent sur le tronçon et le code 0 si l'insecte est absent. Il convient de signaler, que cet insecte comme tous les autres xylophages secondaires s'installe souvent sur les arbres affaiblis, dépéris, incendiés ou fraîchement coupés (Chararas, 1979, Catry et al., 2017, Belhoucine et al., 2011, 2012). Son activité alimentaire dans le bois peut avoir un effet négatif sur la physiologie de la souche et par conséquent sur sa vitalité (**figure 49**).



Figure 49 : (a) Souche avec présence de *Platypus cylindrus* et (b) souche indemne d'insecte (Photos prises par Roula Salaheddine, 2014)

3.3- Données caractéristiques des arbres restants sur pied

Les arbres épargnés de l'opération de coupe des 6 sites d'étude, ont fait l'objet de mesures de diamètre du bois à 1.30m du sol. Ce diamètre (cm) est réparti aussi en classes de 10 cm. Ceci

nous permet de déterminer (i) la ou les catégories de diamètres des arbres qui n'ont pas été concernées par le recépage, (ii) la structure initiale des peuplements avant le passage du feu (en utilisant les diamètres des souches), (iii) la nouvelle structure des peuplements après l'abattage des arbres morts.

Il convient de noter que le diamètre des arbres (diamètre interne ou du bois) mesuré à 1.30 m a été extrait de la règle suivante :

$$D = \frac{C_{1.30}}{\pi} - 2E$$

Avec $C_{1.30}$: Circonférence sur écorce (cm) prise à 1.30m du sol, E : épaisseur du liège (cm)

4- Etude et suivi des rejets de souche

4.1- Vitalité des souches

4.1.1- Chronologie et conduite des inventaires

L'état physiologique de chaque souche après le recépage a été évalué en 2014 et 2017. Chaque année, les inventaires sanitaires ont été effectués après la saison de croissance des arbres ; ils sont notés en code binaire selon la présence ou l'absence de rejets :

- code 0 : les souches sont considérées comme mortes quand il n'y a pas d'émission de rejets ou lorsque les rejets des années précédentes étaient complètement desséchés,
- code 1 : les souches sont considérées comme survivantes se manifestant par des départs d'au moins d'un rejet vivant tout au long de la période d'observation.

4.1.2- Importance des rejets de souches vivantes

Au niveau des souches survivantes, l'importance des rejets produits au niveau de chaque souche a été effectuée par dénombrement de tous les rejets vivants de la première à la quatrième année de croissance. Le nombre de souches ayant émis de nouveaux rejets à partir de la seconde année de croissance a été également enregistré. Le nombre total de rejets au niveau des souches vivantes est déterminé à la fin de la période d'observation (2017).

Ces inventaires nous permettent de déterminer : (i) la densité des rejets à la fin de la période d'étude et (ii) la structure des cépées afin de proposer un mode de gestion adéquat visant la récupération forestière de la subéraie brûlée et sa remise en production du liège (reconstitution de la structure initiale ou aller vers un nouveau régime de peuplement (taillis sous futaie, ou futaie).

4.2- Quantification des dégâts du pâturage

L'impact de la pression du pâturage sur les rejets de souche a été apprécié par des signes de broutage notés en première année de développement en catégorie binaire. Il prend la valeur :

- 1 : lorsqu'il y a de fortes traces de broutage intensif avec des rejets en touffe compacte,
 - 0 : si les rejets sont plus droits, indiquant un broutage nul ou faible (N'Klo et Dominique, 1998).
- C'est un paramètre important qui indique l'avenir sylvicole des brins bien formés, c'est-à-dire prêts à être récoltés selon les normes sylvicoles requises (fût droit, cépée avec un à deux rejets selon le mode de traitement) (Natividade, 1956, Sirca et al., 2014) (**Figures 50 et 51**).



Figure 50 : Souches avec rejets droits (Photos prises par Roula Salaheddine, 2014)



Figure 51 : Souches avec rejets en touffes (Photos prises par Roula Salaheddine, 2014)

4.3-Evolution de la croissance des rejets

Les rejets ont fait l'objet d'un suivi annuel de la croissance pendant la saison de dormance physiologique des individus et ce durant quatre années consécutives (octobre-décembre 2014 à 2017). Ce suivi a concerné seulement trois sites (Djouaneb, Djerda1 et Djerda 2) moins soumis à la pression du pâturage. Les dégâts causés par les animaux aux rejets sont en effet faibles et les tiges sont généralement bien dégagées et mieux formées. Dans les autres sites (Tassouda, Boukebeb et Sandouh) la forte pression exercée par le bétail, a limité le développement normal des rejets et ces derniers ont perdu complètement leur tige devenant touffue. Les différentes mesures sur ces rejets étaient très difficiles et souvent sans succès. Au total, un nombre de 335 souches ont été sélectionnées pour suivre le développement des rejets. Elles ont fait l'objet de mesures de deux critères de croissance de nature dendrométrique : (i) la circonférence et (ii) la hauteur dominantes des arbres. Ces paramètres sont considérées comme des facteurs liés à la fertilité stationnelle (Richard, 1988 ; Sánchez-González et al., 2010).

4.3.1-Hauteur des rejets dominants

Cette mesure a concerné les trois rejets les plus hauts de la souche (en cas d'une souche à 3 rejets et plus) ; elle est prise régulièrement à partir de leur point de départ sur la souche durant les quatre années de croissance à l'aide d'un mètre ruban. Mais durant les dernières années, la croissance rapide de certains brins (>2m) nous a imposé l'emploi d'une règle graduée télescopique afin d'atteindre le sommet des brins. En cas d'une souche à un ou à deux rejets, les mesures sont portées sur tous les rejets. L'ensemble des hauteurs sont réparties par classes de 1m d'intervalle.

4.3.2- Circonférence des rejets dominants

La même méthode est appliquée pour mesurer régulièrement les circonférences des rejets les plus gros de chaque souche durant les trois années de croissance (2015 – 2017) en utilisant un pied à coulisse électronique. Ces mesures ont été prises à 30 cm du collet. Les différentes mesures sont distribuées par tranches de 10cm (soit 3,18cm de diamètre).

5- Traitements des données

5.1- Analyses statistiques uni-variées

Les données collectées sont présentées sous forme graphique et appuyées par une analyse descriptive (moyennes, coefficients de variation, les écarts types, intervalles de confiances, ect.) (Dagnelie, 1973). Cette analyse nous permet de chiffrer la variabilité de quelques mesures dendrométriques, car elle intervient souvent de façon déterminante sur certaines caractéristiques sylvicoles des sites d'étude. Une Analyse de la variance (ANOVA) à un facteur a été utilisée pour tester les effets de chacune des caractéristiques des souches sur leurs capacités de survie par production de rejets. En plus, les tests de comparaison de Tukey sont utilisés pour mettre en évidence les facteurs intervenant sur l'évolution temporelle des rejets. Nous avons utilisé des tables de contingences comprenant également le «Khi-2» afin de déceler les effets du pâturage sur la mortalité et l'évolution des rejets des souches.

Les structures globales des peuplements avant le passage du feu et des taillis après cinq années du recépage et de croissance des rejets sont appréciées à l'aide d'histogrammes de répartition des effectifs des arbres et des brins en fonction des classes de diamètres pour les peuplements avant le feu (futaie) et hauteurs et diamètres pour les brins (taillis). Elles sont appuyées par le test de Kolmogorov et Smirnov pour vérifier la normalité de distribution des individus.

5.2- Analyses statistiques multi-variés

Afin d'analyser les facteurs influençant la mortalité des arbres à la suite d'un incendie, nous avons utilisé des modèles linéaires à effets mixtes (GLMM) (Zuur et al., 2009). Dans un premier temps, nous avons analysé la mortalité globale observée en 2014 et en 2017 comme variable de réponse binomiale (présence et absence de mortalité) en considérant tous les arbres échantillonnés (n = 729) et en second lieu, nous avons analysé la mortalité différée qui a eu lieu entre 2014 et 2017, en considérant seulement les arbres qui étaient vivants en 2014 (n = 406).

Pour analyser les variables influençant la hauteur maximale des rejets de souche en 2014 et en 2017, nous avons utilisé des modèles à effets mixtes linéaires. La mortalité et la hauteur des rejets de souche ont été examinées en fonction de toutes les variables indépendantes (explicatives) recueillies au niveau des souches et des sites (**tableau 21**).

CHAPITRE IV : Matériel et Méthodes d'étude de la récupération forestière post-feu par recépage

Tableau 21 : Résumé des variables évaluées en 2014 (6 parcelles et 729 chênes-lièges)

Variables (Codes)	Unités	Niveau	Moyenne (SD)	Intervalles	Modèles
Diamètre du tronc à la base (DB)	cm	Arbre	39.0 (13.9)	16-112	M, DM, and H
Diamètre du tronc à 1.30 m (D _{1.30})	cm	Arbre	39.8 (14.1)	16-114	-
Épaisseur d'écorce à la base (BTB)	mm	Arbre	13.8 (8.4)	0-34	M, DM, and H
Épaisseur de l'écorce à 1.30 m (E)	mm	Arbre	14.0 (9.2)	0-38	-
Age du liège (CA)	an	Arbre	3.6 (2.3)	0-9	M, DM, and H
Hauteur de coupe (CH)	cm	Arbre	27.8 (10.0)	5-78	M, DM, and H
Exposition des raciness (RE)	2 cat. ¹	Arbre	1.3 (0.6)	1-2	M, DM, and H
Blessures au tronc (TI)	%	Arbre	14.6 (16.4)	0-77	M, DM, and H
Mortalité des souches (TM)	2 cat. ²	Arbre	0.44 (0.50)	0-1	-
Hauteur maximale des rejets (HR)	cm	Arbre	51.6 (67.6)	0-380	DM
Broutage des animaux (HB)	2 cat. ³	Arbre	0.82 (0.38)	0-1	DM and H
Altitude (EI)	m	Parcelle	709 (106)	600-890	M, DM, and H
Pente (SI)	%	Parcelle	24.8 (7.2)	17-35	M, DM, and H
Exposition (As)	3 cat. ⁴	Parcelle	-	-	M, DM, and H
Recouvrement du sous-bois (SC)	%	Parcelle	77.6 (6.5)	65-85	M, DM, and H
Hauteur du sous-bois (SH)	m	Parcelle	94.6 (26.4)	52-125	M, DM, and H
Densité des arbres avant le feu (TD)	tige ha ⁻¹	Parcelle	298 (28)	258-340	M, DM, and H
Surface basale avant le feu (BA)	m ² ha ⁻¹	Parcelle	34.9 (14.2)	19-61	M, DM, and H
Fréquence du pâturage (H)	2 cat. ⁵	Parcelle	-	-	M, DM, and H
Pression du pâturage (HP)	3 cat. ⁶	Parcelle	1.37 (0.76)	0-2	M, DM, and H
Saison de feu (FS)	2 cat. ⁷	Parcelle	0.46 (0.50)	0-1	-

Note: Variables were used as potential predictors in the post-fire tree response models: M, mortality model; DM, delayed mortality model; H, resprouts maximum height model, ¹Root exposure (RE) categories: (0) Roots are not visible; (1) Roots are visible in one or more sides of the stump; ² Tree mortality (TM) categories: (0) alive, resprouting from the base, (1) dead; ; ³Heavy browsing (HB) catégories: (0) no clear presence, (1) clear presence; ⁴Aspect (As) categories: Northeast, South, Southwest; ; ⁵Herbivore presence (H) categories: (0) rare presence, (1) frequent presence; ⁶Herbivory pressure (HP) categories: (0) none, (1) low, (2) high, ⁷ Fire seasons (FS) categories: (0) end of summer season, (1) beginning of summer.

Aux fins de la modélisation, la variable ordinaire RE a été traitée comme continue. Nous avons inclus les sites de feux de forêt comme un effet aléatoire, car nous nous attendons à ce que les observations à l'intérieur des sites soient plus semblables les unes aux autres qu'aux valeurs provenant de sites différents.

Toutes les analyses de données principales ont été réalisées en utilisant R (R Core Team, 2017). Pour GLMM nous avons utilisé la fonction glmer du paquet lme4 (Bates et al. 2015), et pour LMM nous avons utilisé la fonction lme du paquet nlme (Pinheiro et al., 2017). Avant la construction du modèle, nous avons calculé les facteurs d'inflation de la variance (VIF) pour sélectionner l'ensemble final de variables en évitant la multi-colinéarité entre les prédicteurs (VIF <4) avec le paquet usdm (Naimi, 2014).

Pour chaque type de réponse, nous avons commencé avec un modèle incluant toutes les variables explicatives. La sélection du modèle a été effectuée en supprimant, à chaque étape, la variable

CHAPITRE IV : Matériel et Méthodes d'étude de la récupération forestière post-feu par recépage

qui expliquait le moins de déviance (élimination rétroactive, Zuur et al., 2009), jusqu'à ce que toutes les variables restantes dans le modèle soient significatives ($P < 0,05$). Plusieurs modèles

ont été testés et sélectionnés en utilisant les critères d'information Akaike (AIC). Enfin, pour évaluer la contribution relative de chaque variable, les modèles sélectionnés ont été évalués en ajoutant toutes les variables significatives séquentiellement et testées avec un test de vraisemblance. La performance du modèle a été évaluée sur la base de pseudo-R² pour GLMM et LMM (marginalR² représentant la variance expliquée par des facteurs fixes et R² conditionnel représentant la variance expliquée par des facteurs fixes et aléatoires) et pseudo-R² basé sur le rapport de vraisemblance (Nagelkerke'sR²), en utilisant the MuMInpackage (Barton, 2017). De plus, pour GLMM binomial, nous avons utilisé la zone sous la courbe des caractéristiques de fonctionnement du récepteur (Pearce et Ferrier, 2000), qui évalue la performance du modèle indépendamment du seuil et de la prévalence (Hosmer et Lemeshow, 2000).

La courbe ROC est typiquement évalué comme suit : des valeurs comprises entre 0,5 et 0,7 indiquent une faible précision, des valeurs comprises entre 0,7 et 0,9 applications informatives et des valeurs supérieures à 0,9 haute précision (Swets, 1988).

L'influence de la hauteur des souches, du diamètre des souches, circonférence du brin dominant, altération du bois, hauteur d'un brin dominant, et la hauteur de trois brins dominants sur le nombre de brins et la hauteur dominante des brins en 2017 a été analysée par régression multiple (Aiken et al., 2003) et l'équation, qui avait une valeur R² élevée et chaque paramètre dans l'équation, a été choisi. Toutes les analyses ont été effectuées avec SPSS 13.0 (SPSS Inc., Chicago, IL, USA) pour Windows. Un niveau alpha de 0,05 a été utilisé pour déterminer la différence significative.

Chapitre V : Résultats

1-Caractéristiques physiques des sites d'étude

1.1-Géographie et topographie

Le tableau 22 consigne les principales caractéristiques physiques des 6 sites d'étude et la figure 52 illustre l'emplacement de ces sites dans les deux forêts domaniales.

Tableau 22 : Principales caractéristiques géographiques et topographiques des sites d'étude

Sites	cantons	Cordonnées (GPS)	Pente (%)	Altitude. (m)	Expo.	Distance Mer (km)
Site1	Djerda1	X1 581325 Y1 3666663 X2 581702 Y2 3666833	35	620	S	19
Site2	Djerda2	X1 581330 Y1 3666670 X2 581709 Y2 3666842	30	620	S	19
Site3	Djouaneb	X1 582000 Y1 3663742 X2 582120 Y2 3663917	32	600	S	22
Site4	Sandouh	X1 576415 Y1 3664452 X2 576836 Y2 3664658	20	890	NE	18
Site5	Tassouda	X1 577343 Y1 3666676 X2 577595 Y2 3667170	17	780	SW	24
Site6	Boukebeb	X1 572092 Y1 3666494 X2 572352 Y2 3666588	18	700	NE	20

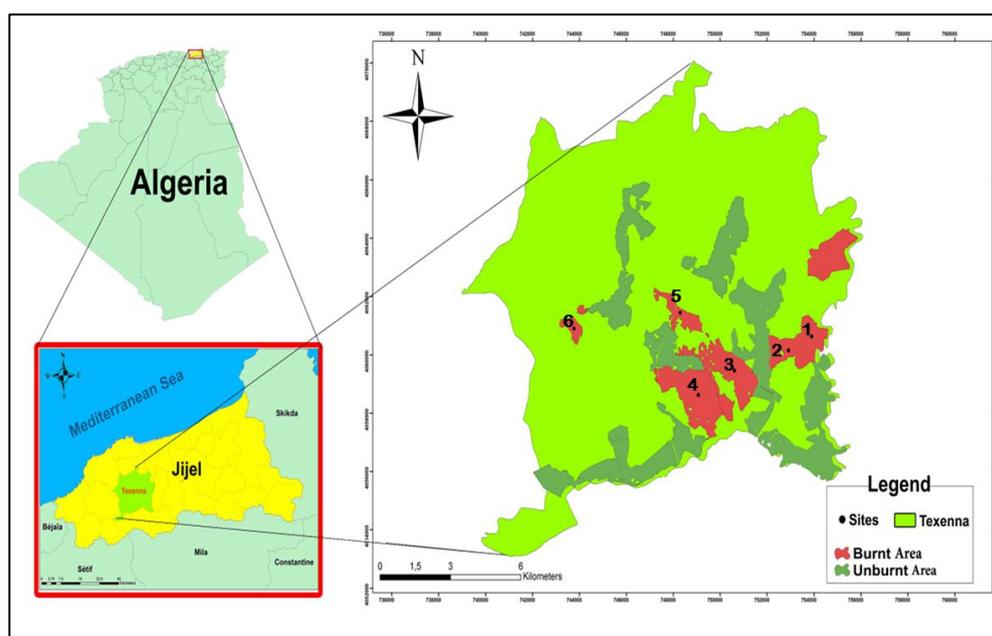


Figure 52 : Carte d'emplacement des sites d'étude

Le tableau 22 montre que l'ensemble des sites d'étude appartient à 5 cantons. Deux sites sont situés dans le même canton de Djerda, espacés de quelques centaines de mètres (**Figure 52**). Les autres sites sont par contre installés au centre de chacun des cantons suivants : i)-Djouaneb, ii)-Sandouh, iii)-Boukebeb et iv)-Tassouda. Tous ces sites se situent à une vingtaine de kilomètres de la mer. L'altitude oscille entre un minimum de 600 m enregistrée au niveau du site de Djouaneb et un maximum de 890 m enregistré au niveau du site de Sandouh. Dans l'ensemble des sites, le terrain est accidenté ; il est marqué par la présence des pentes raides qui varient entre 17 % à Tassouda et

CHAPITRE V : Résultats

35% à Djerda1. Selon Aussenac (2000), les terrains pentus accentuent souvent les conditions hydriques ; la profondeur du sol est fortement influencée par les différences de pentes : les sols sont superficiels et pierreux sur les pentes fortes et l'érosion est donc plus forte (Carles et al., 2001). Par contre sur les pentes faibles, les sols sont plus frais et meubles. Sur le plan exposition, les sites d'étude sont plus orientés vers le Sud ou le Nord-Est. Cependant, les versants exposés au Sud sont plus secs que ceux exposés au Nord. Les incendies y sont plus fréquents et la végétation a plus de mal à se réinstaller (Carles et al., 2001) . D'après ces mêmes auteurs, sur les versants exposés au Nord, les sols sont généralement profonds et frais, sur schistes notamment.

1.2- Climat

Les conditions climatiques qui ont régné dans la région de Texenna entre 2014 et 2017 sont représentées dans les tableaux 23 et 24

Tableau 23 : Précipitations saisonnières (mm) et régime saisonnier des pluies au cours des années (2014 -2017) dans la région de Texenna

Texenna	Saisons	2014/2015	2015/2016	2016/2017	Moyenne
Texenna	Automne	340,6	370,5	390,2	367,1
	Hiver	576,4	550,3	530,2	552,3
	Printemps	277,3	285,4	340,6	301,1
	Eté	40,5	55,5	33,4	43,13
	Total	1234,8	1261,7	1294,4	1233,63
	Régime saisonnier	HAPE	HAPE	HAPE	HAPE

Ce tableau montre que les pluies durant la période d'étude sont abondantes. Elles dépassent les 1200mm par an. Les trois saisons sont bien arrosées (>300mm) ; elles sont plus abondantes en hiver et avec un degré moindre en automne et au printemps. Ceci correspond à un régime saisonnier de type HAPE. Ce type correspond aux zones littorales à ambiance maritime (Musset, 1935). Ces pluies sont bénéfiques à la croissance des arbres et aussi aux accroissements du liège (Dahane, 2012).

Tableau 24 : Température moyenne annuelle (T), moyenne des minima (m) et des maxima (M) enregistrées à Texenna entre 2014 et 2017. Les chiffres entre parenthèses indiquent les valeurs extrêmes des mois le plus froid et le plus chaud.

Années	Texenna		
	m (°C)	M (°C)	T (°C)
2014	9,80 (3,70)	18,30 (25,60)	14,05
2015	10,20 (4,50)	19,40 (26,05)	14,80
2016	9,66 (5,30)	17,90 (24,80)	13,78
2017	10,30 (3,60)	18,80 (26,30)	14,55

Dans la région d'étude, les valeurs de « m » durant la période de recherche oscillent entre 3,6 °C et 5,30 °C. Les risques de gelées sont très occasionnelles voire nuls. Les températures maximales des mois les plus chauds varient entre 24,80 °C et 26.30 °C. Ce sont des températures estivales douces résultant de l'influence maritime qui compense en partie, la menace de la sécheresse et maintient

CHAPITRE V : Résultats

une atmosphère humide. Ceci favorise les phénomènes de condensations et de rosées. Le diagramme ombro-thermiques de la figure 53 représente une analyse synthétique de ces données climatiques (pluviométriques et thermiques). Il révèle la présence d'une période sèche courte de 3 mois allant du mois de juin au mois d'août.

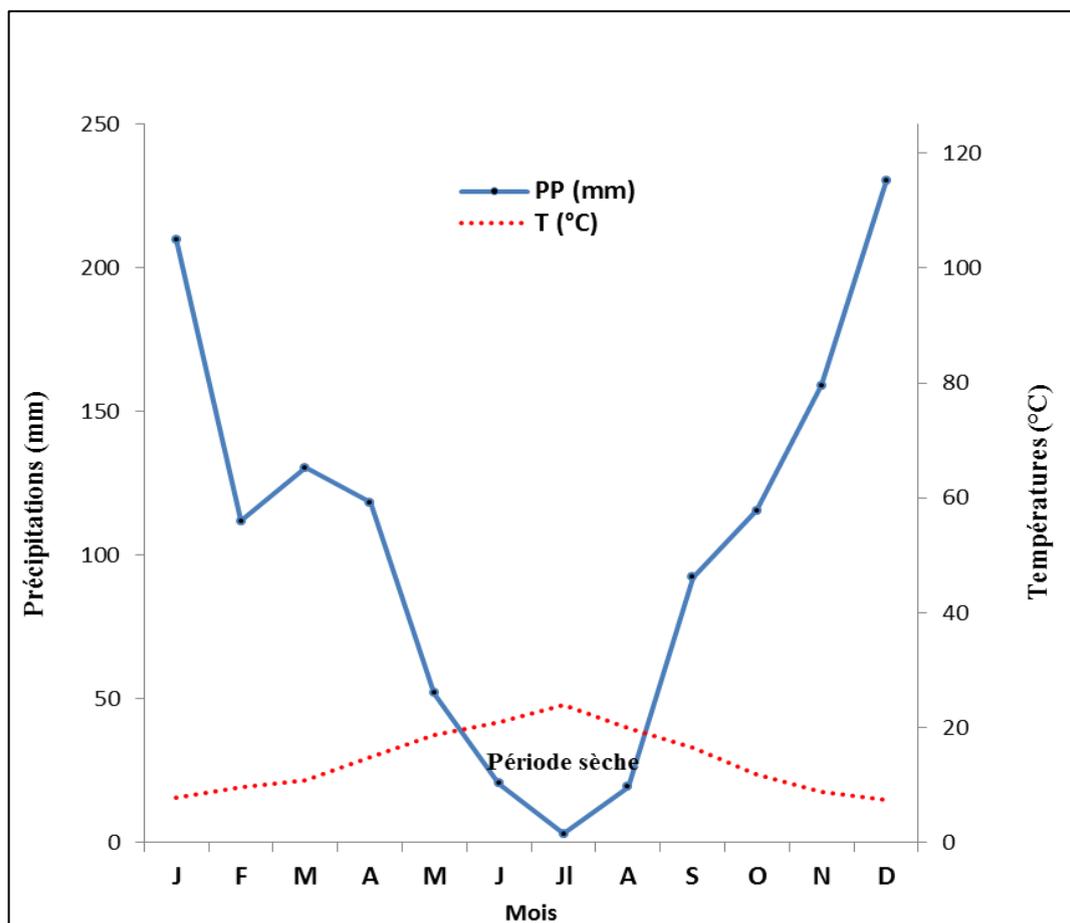


Figure 53 : Diagramme ombrothermique de Texenna entre 2014 et 2017

2- Relevés forestiers

2.1-Relation entre les mesures de diamètres prises à 0,30 m et 1,30m du sol

Les résultats des mesures des diamètres prises à la base des souches (hauteur de ~ 30 cm) et celles obtenues à 1,30 m du sol à partir de 400 chêne-liège restés sur pied sont représentés dans la figure 54.

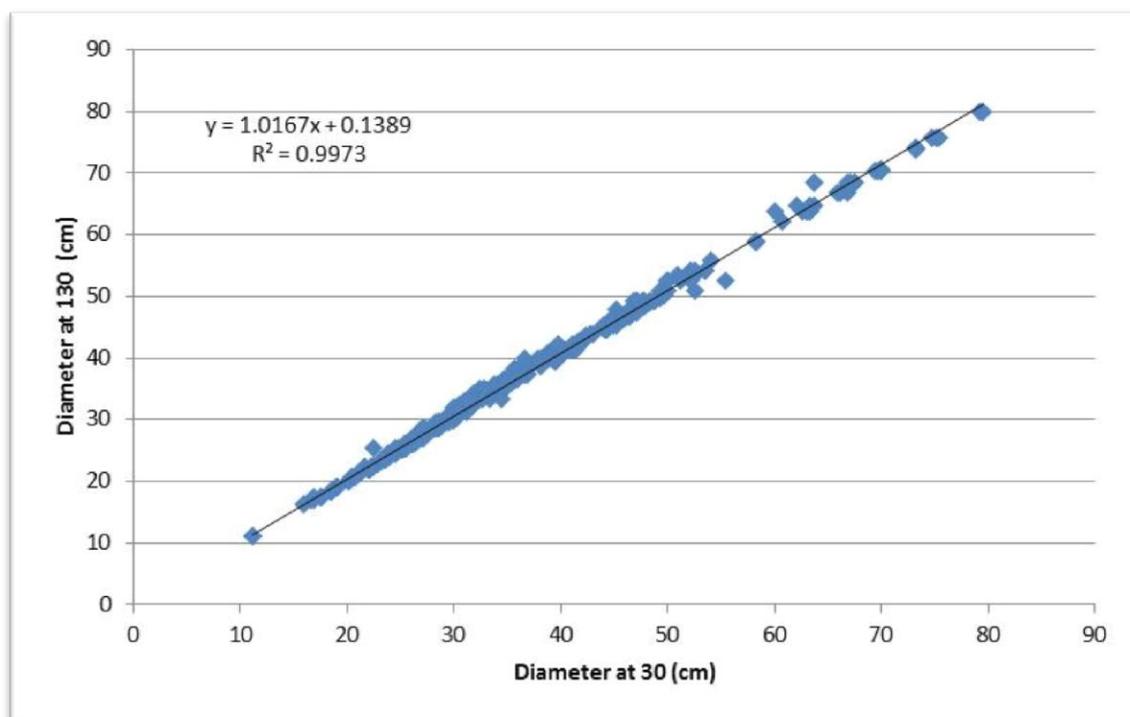


Figure 54 : Relation entre les mesures de diamètre de tronc prises à 30 cm et à 1,30 cm de hauteur

La lecture de cette figure montre que les mesures des diamètres prises à la base des troncs sont fortement corrélées avec celles prises habituellement à 1,30m du sol ($r=0.99$). Nous pouvons dire que la mesure des diamètres des troncs n'est pas affectée par la hauteur. En conséquence, les données des diamètres prises à la base des souches sont similaires avec celles prises à hauteur de poitrine. L'emploi de ces données n'affecte en aucun cas les résultats.

2.2- Structure des diamètres des peuplements

La structure des peuplements est une pratique forestière assez récente. Elle est mise en place depuis quelques années en forêt privée ou publique. Elle a pour ambition d'aider à la description des peuplements forestiers afin de mieux les gérer. (C.R.P.F., 2005). Selon Leutreche-Belarouci (2009), la structure des peuplements est à la base de l'étude dont l'objectif est d'apprécier l'évolution des peuplements forestiers dans le temps, mais aussi de recommander des règles sylvicoles à appliquer en fonction des objectifs de gestion assignés à la forêt. Elle est un outil de gestion intégrée qui permet de nommer efficacement les peuplements grâce à un langage commun de description, de les décrire et de donner leurs principales caractéristiques.

2.2.1-Avant le passage du feu

Pour caractériser la structure des peuplements du chêne-liège avant le feu, nous avons pris les résultats des mesures des diamètres des souches (arbres coupés) à la base et celles des arbres restants sur pied à 1,30m du sol.

2.2.1.1-Structure des diamètres des arbres

Les résultats des mesures de 1129 arbres échantillons montrent que le diamètre moyen dans l'ensemble des sites d'étude avant le passage du feu est de 36,29 ($\pm 0,42$ cm). Ce diamètre moyen oscille entre un maximum de 46,92 ($\pm 1,17$ cm) enregistré au niveau du site de Boukabebe et un minimum de 26,07 ($\pm 0,86$ cm) enregistré au niveau du site Djerda1. Mais les valeurs extrêmes

brutes varient entre 11,01 cm à Djerda1 et 108,26 cm à Boukebeb (**Annexe, A5**). Par ailleurs, la distribution des arbres par classes des diamètres à l'échelle de la zone d'étude est monomodale marquée par une dissymétrie à gauche et suivant une tendance d'une distribution normale (**Figure 55**). Si cette structure globale de la subéraie apparaît irrégulière avant le passage du feu de 2012, et composée d'arbres de différentes classes d'âge et donc de dimensions (diamètres) diverses, le test de Kolmogorov et Smirnov (Test K et S, seuil de 5%) confère à cette futaie une structure relativement régulière. Dans cette dernière, nous trouvons deux classes d'arbres mieux représentées ; il s'agit des arbres jeunes et des arbres mûres, en début et en pleine production du liège (\varnothing : 20-40cm) avec une proportion de 54,64% (taux respectifs de 25.64 et 28.66%). Les très jeunes arbres ($\varnothing < 20\text{cm}$) qui n'ont pas encore atteint les dimensions d'exploitabilité sont par contre très peu représentés (3%) par rapport aux vieux et très vieux arbres ($\varnothing > 50\text{cm}$) qui sont présents avec 23% de la composition du peuplement. Les sujets trop jeunes de faibles dimensions ($\varnothing < 10\text{cm}$) sont complètement absents. Ceci indique l'absence quasi-totale de toute forme de régénération naturelle (par semis) ou artificielle (par plantation) ou leur élimination lors des passages d'incendies de forêt. Ces derniers éliminent souvent les sujets trop jeunes car ils sont couverts d'une couche de liège trop mince pour les protéger ou trop vieux épuisés par les récoltes du liège.

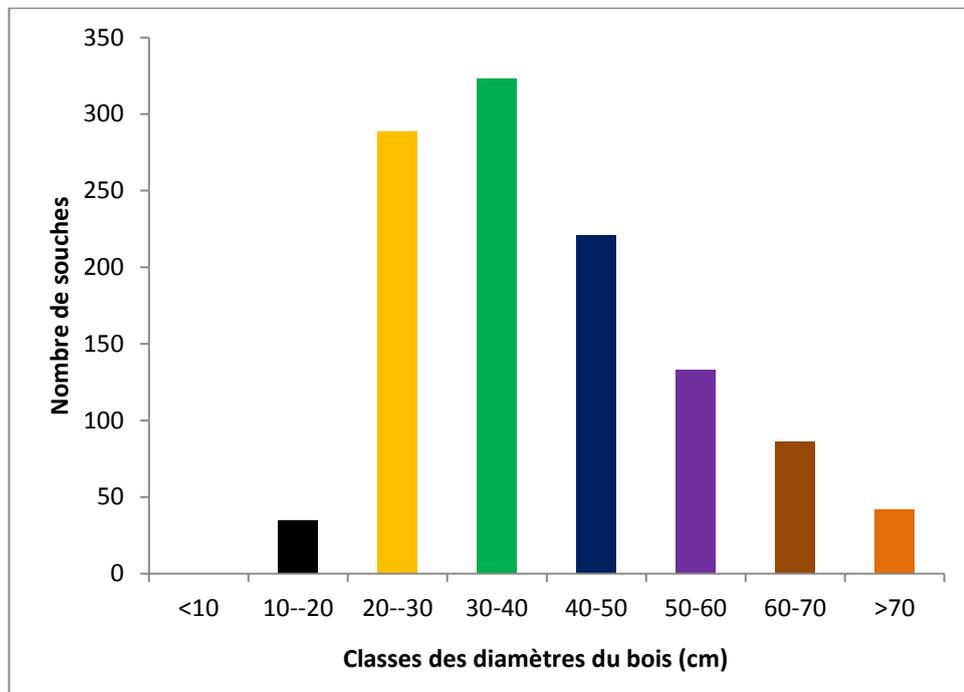


Figure 55 : Histogramme de distribution des arbres (n=1129) par classes de diamètres à l'échelle de la zone d'étude avant le passage du feu

La distribution des diamètres des arbres par site montre des structures de diamètres variables d'un site à un autre (Figure 56). Dans les 2 sites du canton de Djerda, la répartition des classes des diamètres est de type normal et confère à cette subéraie une structure régulière (Test K et S, seuil de 5%) ; nous trouvons la dominance nette d'une classe de diamètre (\varnothing : 20-30cm) à Djerda 1 et avec un degré moindre d'une autre classe (\varnothing : 30-40cm) à Djerda 2. C'est une jeune futaie en début de production du liège dominée par des franc-pieds issus certainement des anciennes régénérations naturelles abondantes par semis.

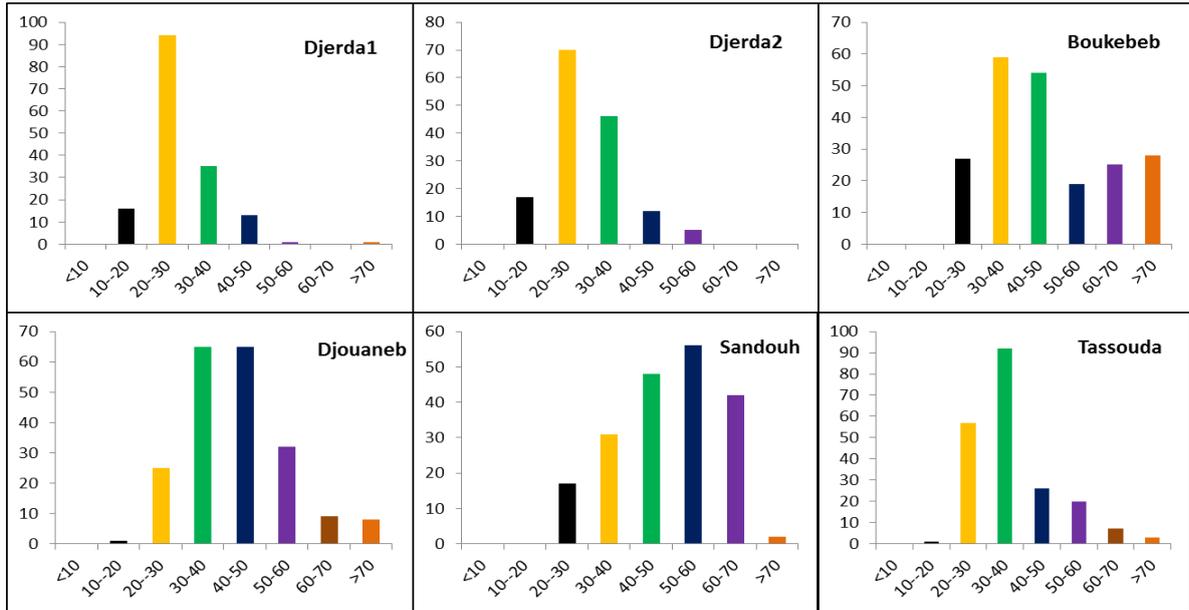


Figure 56: Histogramme de distribution des arbres par classes de diamètre (cm) dans les six sites d'étude avant le passage du feu.

Aucune trace de plantation (alignements) n'est enregistrée contrairement aux cépées qui sont visibles au sein du peuplement. Ces dernières sont issues des coupes d'arbres morts restant dans le cadre des opérations d'assainissement suite aux anciens incendies. Il s'agit aussi vraisemblablement de la chute naturelle des arbres sains (chablis) suite aux vents violents ou morts après une certaine durée du passage du feu.

Dans les sites de Tassouda et de Djouaneb, la répartition des classes de diamètre est aussi monomodale; elle suit la tendance d'une distribution normale et s'apparente à la structure régulière ((Test K et S, seuil de 5%) avec une dominance de deux classes (classes 2 et 3 : 30-50cm) à Djouaneb et une classe (classe 3 : 30-40cm) à Tassouda. Ces peuplements constituent une futaie adulte en pleine production. Dans ces sites, les jeunes arbres non démasclables aux diamètres inférieurs à 20cm sont rares ce qui réduit les chances de reconstitution des peuplements. Ainsi, les arbres aux gros diamètres (très vieux arbres : $\varnothing > 50\text{cm}$) sont peu présents. Ceci explique que le peuplement est davantage régularisé par les passages de feux en détruisant les arbres des classes extrêmes mais sans que ceux-ci aient la capacité de se régénérer par souche. Dans le reste des sites (Boukebeb et Sandouh), la structure des diamètres du peuplement est irrégulière où plusieurs classes de diamètre sont présents. Nous sommes dans une vieille futaie surtout à Sandouh où les arbres ont subi plusieurs récoltes du liège.

2.2.1.2-Structure des peuplements

Sur le plan structural, la figure 57 montre dans toute la zone d'étude (massif forestier) la prépondérance des classes de type bois moyen (BM) et avec un degré moindre de petit bois (PB). Ces deux catégories de diamètre totalisent en effet, près de 70 % des sujets inventoriés soit avec un effectif de 788 arbres. Ces résultats révèlent une structure globale de la subéraie à bois moyen et petit bois ce qui indique que nous sommes en face d'une futaie adulte ou mûre en pleine production.

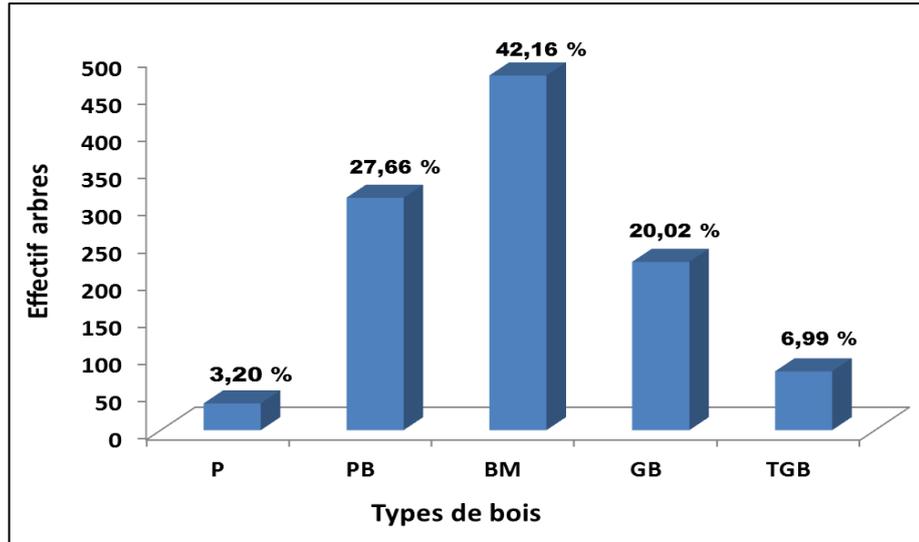


Figure 57 : Structure générale du peuplement de la zone d'étude (distribution des arbres par type de bois (n=1129))

Les perches (très jeunes sujets) issues généralement de la régénération naturelle sont rares et représentent un taux très faible de l'ordre de 3%, soit 36 arbres seulement. Enfin, les gros diamètres appartenant aux catégories de gros et très gros bois (GB et TGB : vieux sujets) représentent moins du tiers des échantillons (27 %), soit 305 arbres.

A l'échelle des sites, les résultats de distribution des types de bois ont montré que la majorité des peuplements comprennent tous les types de bois mais avec des taux très variables ce qui a induit une diversité structurales des peuplements (Figure 58).

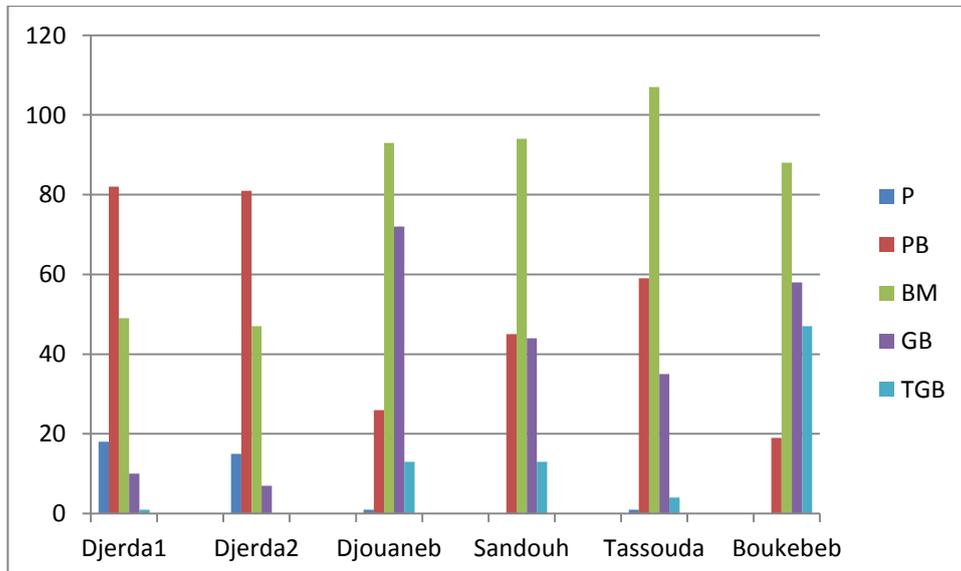


Figure 58: Structure des peuplements du chêne liège des 6 sites d'étude (n=1129) avant le passage du feu (Distribution des arbres par type de bois)

Au niveau des sites de Djerda, les peuplements sont essentiellement représentés par la catégorie de petit bois; ceux-ci indiquent que les subéraies à petit bois sont dominants. Les jeunes et les vieux sujets aux diamètres extrêmes sont très réduits et peu représentés. Cette réduction est plus

CHAPITRE V : Résultats

prononcée chez les vieux arbres aux gros diamètres (gros et très gros bois : 6%) par rapport aux jeunes sujets (perches). Ces derniers sont présents avec un taux de 11%.

Par contre dans les autres sites, nous remarquons la dominance des arbres de type bois moyen dont nous distinguons : (i) la subéraie à bois moyen dominant à Sandouh et Tassouda (ii) la subéraie à bois moyen et à gros bois à Djouaneb (iii) et la subéraie à bois moyen et à gros bois à Boukebeb. Dans ces quatre sites, les perches sont toujours rares voire absentes à Boukebeb. Les gros bois sont plus représentés à Djouaneb et Boukebeb et relativement moins fréquents dans les autres sites. Enfin les très gros sont dominants à Boukebeb qu'à Sandouh .

2.2.2-Après le passage du feu et l'opération de recépage

2.2.2.1-Structure des diamètres des arbres restants sur pied

Les résultats d'inventaire des arbres montrent qu'à l'échelle de la zone d'étude, le taux d'arbres restants sur pied est en moyenne de 35% (tableau 25). Ce taux varie entre 30% et près de 40% selon les sites. Ceci indique que le taux moyen de coupe d'arbres morts est important de l'ordre de 65%.

Tableau 25 : Taux d'arbres restants sur pied (%) à l'échelle de la zone et des sites d'étude

Sites	Total sujets	Effectif arbres restants	Taux arbres restants (%)
Global	1129	400	35,43
Djerda1	157	47	29,94
Djerda 2	153	53	34,64
Djouaneb	205	80	39,03
Sendouh	196	60	30,61
Tassouda	206	80	38,83
Boukebab	212	80	37,74

Selon les proportions d'arbres coupés, nous remarquons que les sites de Djerda 1 et de Sandouh sont les plus affectés par l'opération de recépage en ne gardant que moins du tiers des arbres sur pied ($\approx 30\%$). Dans les autres sites, excepté Djerda2, le taux d'arbres restants est supérieur atteignant près de 40%.

Les résultats de la répartition des effectifs des arbres restants sur pied par classes des diamètres ($n=400$) est toujours monomodale avec une dissymétrie à gauche (figure 59). Cette distribution conserve à la subéraie sa structure régulière. La lecture de cette figure montre que toutes les catégories de diamètres sont présentes dans le peuplement mais avec une dominance nette en faveur des diamètres compris entre 20 et 30 cm (33%) et avec un degré moindre de ceux de la classe 30-40 cm (29%). Cependant, la première classe (20-30cm) est relativement plus présente dans le peuplement après abatage des arbres que dans la structure des diamètres avant le feu qui était de l'ordre de 25 %.

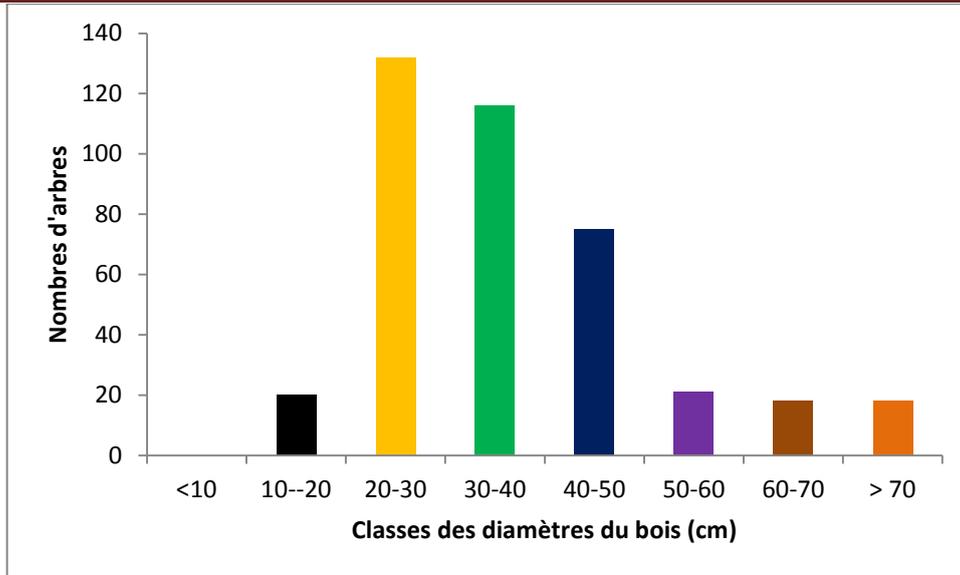


Figure 59: Histogramme de distribution des 400 arbres restants par classe de diamètre dans les six sites d'étude

Ceci explique que cette catégorie d'arbres est moins affectée par la coupe. Par contre, les arbres aux diamètres supérieurs compris entre 50 cm et 70cm ont subi plus de coupe et devenus par conséquent moins présents dans le peuplement. Le reste des classes ont conservé globalement leur proportion dans la nouvelle structure des diamètres comparativement à celle enregistrée avant le passage du feu. Au niveau des sites d'étude, la figure 60 montre la distribution des diamètres des arbres restants sur pied.

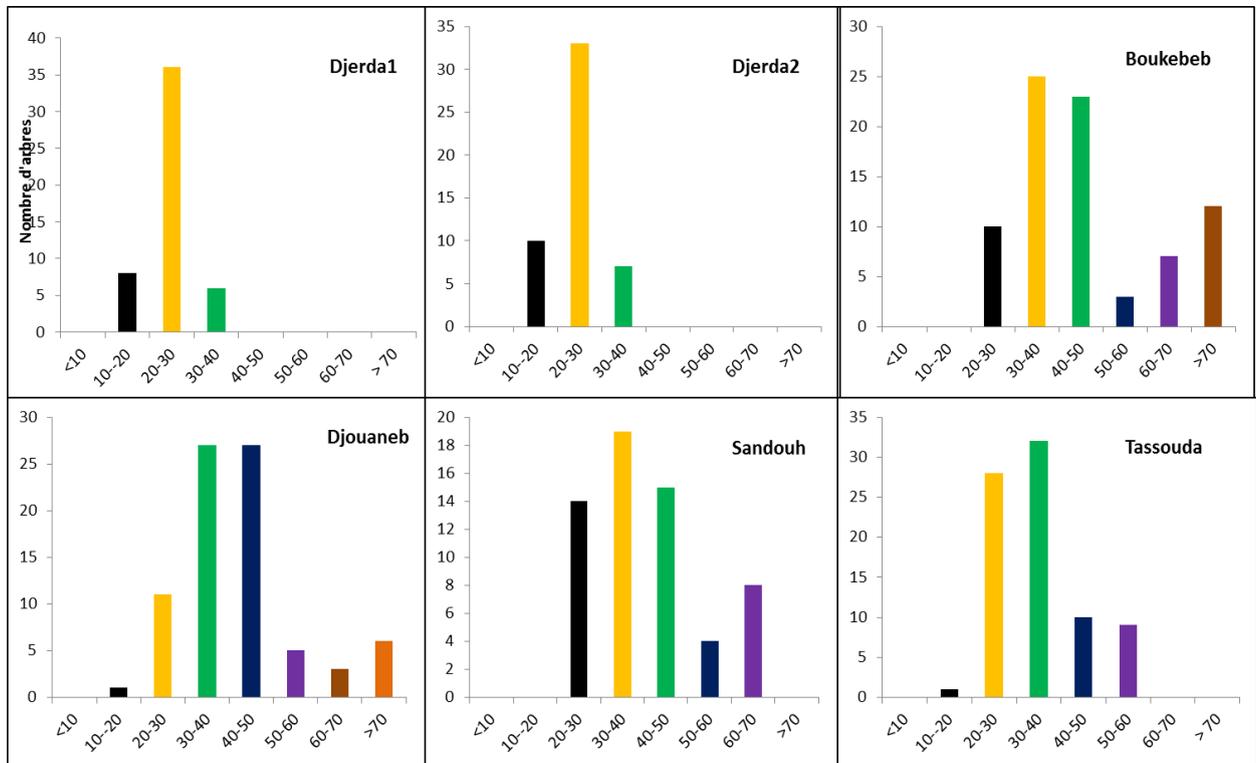


Figure 60 : Distribution des classes de diamètres des arbres après recépage (n=400) au niveau des sites d'étude

La lecture de cette figure montre que la majorité des sites ont conservé globalement la structure des diamètres de leurs arbres. En effet, dans les deux sites de Djerda, la structure des diamètres reste toujours dominée par la classe 20-30cm malgré le recépage modéré qui a affecté près de 42% des arbres de cette catégorie. Par contre, les diamètres supérieurs à 40cm sont compétemment absents dans la nouvelle structure. Ceci explique que tous les gros arbres ont été coupés.

A Djouaneb, nous trouvons la même situation qu'à Djerda où la nouvelle structure des diamètres est similaire à celle notée avant le feu. Elle est dominée par deux classes successives 30-50cm dont chacune représente 34% de la composition diamétrale du peuplement contre 32% à l'origine. Chacune de ces deux classes a connu une régression de son effectif (à cause des coupes) de près de 58%. La même remarque est faite pour les jeunes arbres appartenant à la classe 20-30cm qui conserve sa proportion à l'échelle du peuplement de l'ordre de 14% contre 12% avant le feu. Cette classe représente 44% des arbres restants de l'opération de recépage. La catégorie des arbres la plus affectée par la coupe est ceux ayant un diamètre 50-60cm, avec un taux de coupe de 84%. Elle est présente donc dans la nouvelle structure avec une proportion de 6% contre 16% dans la structure initiale. Enfin les arbres de gros diamètres (>60cm) sont présents dans le peuplement avec un taux de 11% mais dominés par le diamètre supérieur à 70cm car 68% des arbres de la classe 60-70 cm est éliminé par la coupe.

A Tassouda, la nouvelle structure des diamètres est nettement dominée par deux classes 20-40cm par rapport à la structure initiale qui était dominée par la classe 30-40cm. Ceci est expliqué par (i) l'augmentation du taux d'arbres de la classe 20-30cm (de 28 à 35%) en raison de la coupe modérée ($\approx 50\%$) des arbres de cette catégorie et (ii) la diminution du taux d'arbres de la classe 30-40cm (de 45 à 40%) à cause de la coupe sévère des arbres de l'ordre de 65%. Les gros arbres (>60cm) ont été complètement coupés et par conséquent, ils sont absents dans la nouvelle structure. Enfin, les arbres des diamètres 40-60cm ont conservé leur taux de présence dans la nouvelle structure (11% en moyenne) et ce malgré la coupe sévère de la classe 40-50cm (61%).

A Boukebeb, la nouvelle structure reste dominée par les deux classes 30-50cm avec un taux moyen de présence de 30% contre 27% avant le feu. Ces catégories d'arbres ont subi un recépage modéré de 57%. En ce qui concerne les autres classes, nous citons une coupe sévère des classes 50-70cm de l'ordre de 80% ; elles sont devenues plus rares dans le peuplement (6% contre 11 % avant le feu).

Enfin dans le dernier site, nous enregistrons un changement global dans la structure de diamètres des peuplements. Il s'agit en effet du site de Sandouh où la structure est dominée par les classes (20-50cm) avec une proportion moyenne de 27% contre les classes (40-70cm) avec un taux moyen de 25%. Ceci est expliqué par l'élimination importante des arbres des diamètres des deux classes (50-60cm et 60-70cm de près de 88% et la conservation des arbres des diamètres 20-40cm de l'ordre de 70%. Par contre la classe 40-50cm de diamètre (classe commune aux deux structures) constitue près du quart dans les deux structures (avant et après coupe) malgré que son effectif initial soit réduit de 69%.

2.2.2.2-Structure des peuplements

Les résultats des mesures des diamètres des arbres restants sur terrain nous ont permis de caractériser la structure globale et par site des peuplements du chêne-liège après l'opération de recépage. En effet, la figure 61 suivante montre une allure globale similaire à celle enregistrée avant le passage du feu (**Figure 57**).

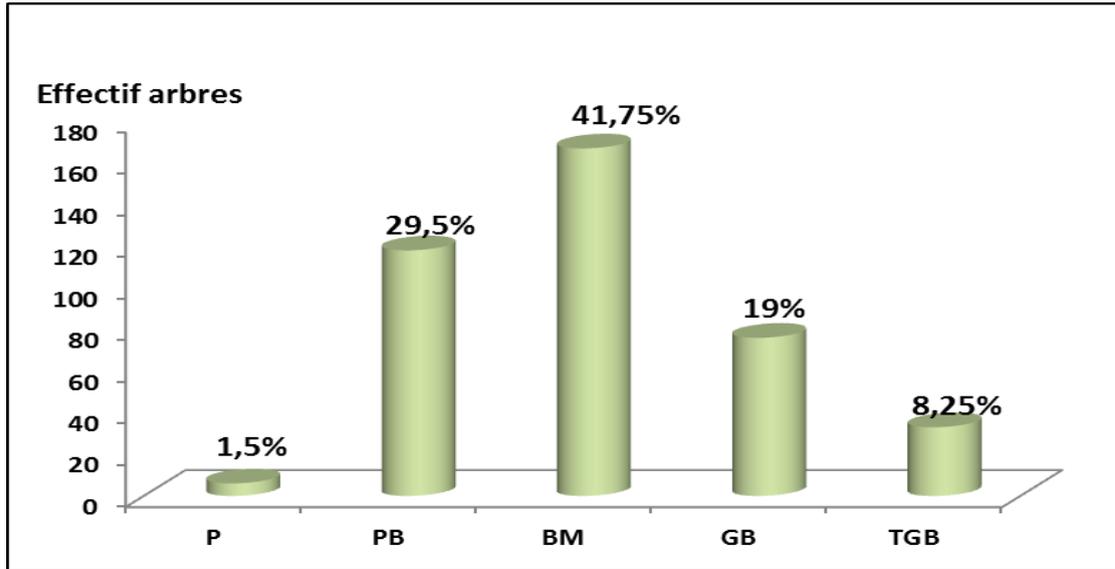


Figure 61 : Histogrammes de distribution globale des types de bois des arbres restants (n=400) après le recépage (% : taux de bois épargné de recépage)

Ceci indique que chaque type de bois est coupé avec des proportions relativement égales. Ainsi, les petits, moyens et gros bois sont préservés dans le peuplement avec les mêmes taux moyens ($\approx 30\%$). Dans cette nouvelle structure, les arbres sont présents avec des taux variant entre 30% pour les petits bois et 42% pour les bois moyens contre 28% et 42% respectivement dans l'ancienne structure (**Figure 57**). Ceci indique que ces types de bois sont préservés dans le peuplement à près de 36%. Par contre, les très gros bois sont anormalement plus épargnés de l'opération de recépage (soit 42%) et ce pour des raisons certainement techniques car il est plus difficile d'abattre un arbre de grand diamètre que celui de diamètre plus faible. Cette dernière catégorie a subi une coupe la plus importante de l'ordre de 84%. Ceci explique qu'un taux de 16% de la catégorie de perches n'a pas subi de coupe.

Après le recépage, le peuplement préserve toujours sa structure globale avant le feu. Nous trouvons alors la dominance du bois moyen et petit bois ce qui indique la subéraie à moyen et petit bois. Ces deux types de bois représentent 71% du peuplement global. Les perches sont devenues très rares (1.5%) ainsi que les très gros bois (8.25%).

A l'échelle des sites, les résultats d'inventaire montrent une similitude de structure que celle décrite avant le passage du feu (**Figure 62**).

En effet, les 2 sites de Djerda préservent la subéraie à petit bois avec l'élimination totale des arbres de grands diamètres tels que les gros et très gros bois. Les autres types de bois (perches et bois moyen) sont présents avec des taux plus réduits. Par contre dans les autres sites, les peuplements ont conservé leur structure à dominance bois moyen mais avec quelques changements dans les proportions des autres types de bois.

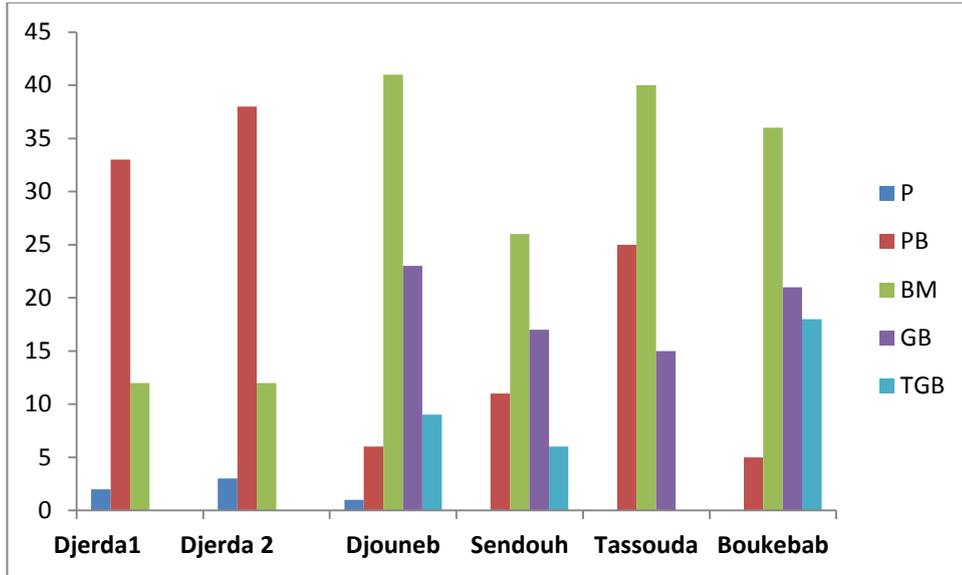


Figure 62 : Structure des peuplements du chêne liège des 6 sites d'étude après l'opération de recépage (Distribution des arbres par type de bois, n=400)

2.3-Densité des peuplements

Les résultats consignés dans le tableau 26 montrent que la densité moyenne du peuplement de chêne-liège à l'échelle de notre zone d'étude avant le passage du feu est de 298 (± 28 tiges ha⁻¹). Ceci indique un peuplement globalement dense. Mais cette densité varie de 258 tiges ha⁻¹ enregistré au niveau du site de Tassouda à 340 tiges ha⁻¹ enregistré au niveau du site Djerda2.

Tableau 26 : Densité des peuplements (Dp : tiges/ha) avant le feu et après le recépage des sites d'étude (% : taux de réduction de la densité initiale)

	1	2	3	4	5	6	Global
Densité initiale du peuplement avant le feu (Di)	314	340	268	258	306	312	298
Densité de coupe (Dc)	220	222	163	157	212	194	195
	(70%)	(65%)	(60%)	(61%)	(70%)	(62%)	(65%)
Densité restante (Dr)	94	118	105	100	94	118	105

¹(Djerda1), ²(Djerda 2), ³(Djouaneb), ⁴(Tassouda), ⁵(Sandouh) et ⁶(Boukebeb)

A partir de ces résultats, nous considérons selon la densité des sites:

- les peuplements denses : Djerda 1 et 2, Sandouh et Boukebeb
- les peuplements moyens : Djouneb et Tassouda.

Mais après l'opération de recépage, le peuplement est devenu globalement clair avec une densité moyenne de 105 tiges ha⁻¹ ($D < 200$ tiges ha⁻¹) ce qui représente une diminution importante de l'ordre de 65%. Cette densité oscillant entre 94 et 118 tiges ha⁻¹ est enregistrée dans tous les sites d'étude. Ceci est expliqué par la réduction des arbres variant entre 60 et 70% par rapport à la densité initiale.

2.4-Surface terrière (G)

Les résultats de calcul de la surface terrière des peuplements avant et après le feu pour l'ensemble des sites d'étude sont représentés dans le tableau 27. La lecture de ce tableau montre que la surface terrière du peuplement global est importante de l'ordre de $33,78\text{m}^2 / \text{ha}$; elle oscille entre un maximum de $61,02\text{ m}^2/\text{ha}$ enregistrée au niveau du site de Boukabebe et un minimum de $18,69\text{ m}^2/\text{ha}$ enregistrée au niveau du site Djerda1.

Tableau 27 : Surfaces terrières ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$) des peuplements avant le feu, coupés et restants sur pied des sites d'étude

Surface basale/Sites	1	2	3	4	5	6	Global
Surface terrière avant le feu (G_i)	18,69	20,98	38,19	26,77	37,02	61,02	33,78
Surface basale coupée (G_c)	14,08	15,31	22,33	17,27	23,96	39,19	22,02
Surface terrière restante (G_r)	4,61	5,66	15,86	9,5	13,07	21,83	11,76

¹(Djerda1), ²(Djerda 2), ³(Djouaneb), ⁴(Tassouda), ⁵(Sandouh) et ⁶(Boukebeb)

Selon les valeurs de la surface terrière initiale (G_i), nous pouvons classer les peuplements des sites d'étude avant le passage du feu en trois catégories :

- Les peuplements de Djouaneb, Sandouh et Boukebeb sont plus productifs avec une surface terrière importante ($G_i : 38.19 - 61.02\text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) :
- Les peuplements de Djerda 2 et Tassouda sont de productivité moyenne avec une surface terrière moyenne : $G_i : 20.98-26.77\text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$:
- le peuplement de Djerda 1 est moins productif avec une surface terrière faible ($G_i : 18.69\text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$)

Après le recépage, les peuplements ont connu une réduction variable de leur surface terrière (G_r). A l'échelle de la zone d'étude, la surface terrière est devenu faible ($G_r : 11,76\text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) ce qui représente une diminution de 65%. Au niveau des sites, les surfaces terrières sont très faibles ($G_r < 10\text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) et enregistrées à Djerda et Tassouda. Par contre, elle est faible à Djouaneb et moyenne à Boukebeb. Ceci est expliqué non seulement par le nombre d'arbres coupés mais aussi par leur dimension (diamètre). La coupe était très importante à Djerda qui a perdu près de 75% de sa surface terrière initiale et importante à Tassouda, Sandouh et Boukebeb. Ces derniers sites ont connu une diminution de leur surface terrière de 64%. Enfin à Djouaneb, la surface terrière du peuplement est réduite de près de la moitié.

2.5- Végétation et recouvrement du sous-bois

2.5.1-Composition floristique post-feu

La composition floristique et l'abondance de la végétation traduisent non seulement des conditions édapho-climatiques et même anthropiques bien précises (Quezel, 2000) mais aussi de l'intensité du feu et de sa sévérité en cas de son passage (Moreira et al., 2007). Les résultats d'inventaire floristique post-feu accompagnant le chêne-liège au niveau des 6 sites d'étude sont représentés dans le tableau 28 suivant. Les résultats détaillés des 13 relevés floristiques réalisés dans chaque site sont représentés en annexe A4.

Tableau 28 : Inventaire de la flore accompagnatrice du chêne-liège et modalités de régénération après le feu.

Espèces de plante	Mode Régénération*	S1	S2	S3	S4	S5	S6
<i>Ampelodesmamauritanica</i>	R	+	+	+	+	+	+
<i>Asparagus acutifolius</i>	R	+	+	+	+	+	.
<i>Asphodelus microcarpus</i>	S	.	.	.	+	.	.
<i>Calycotom spinosa</i>	R	+	+	+	+	+	+
<i>Cistus salvifolius</i>	S	+	+	+	+	+	+
<i>Crataegus monogyna</i>	R	.	.	+	+	+	.
<i>Cytisus triflorus</i>	R	+	+	+	+	+	+
<i>Daphne Gnidium</i>	R	+	+	+	+	+	+
<i>Erica arborea</i>	R	+	+	+	+	+	+
<i>Dittrichia viscosa</i>	S/R	+	+	+	+	+	.
<i>Lavandula Stoechas</i>	R	+	+	+	+	+	+
<i>Myrtus communis</i>	R	+	+	+	+	+	+
<i>Pistacia lentiscus</i>	R	+	+	+	+	+	+
<i>Pteridium aquilinum</i>	R	+	+	+	+	+	+
<i>Rubus ulmifolius</i>	S/R	+	+	+	+	+	+
<i>Silybum marianum</i>	R	.	.	.	+	.	+
Total		13	13	14	16	14	12

* Semis (S), rejets de souche (R)

La végétation accompagnant la subéraie semble être une communauté adaptée aux passages du feu. En effet, elle retrouve très rapidement sa composition floristique initiale en raison de l'adaptation de ses taxons à l'un des modes de régénération (semis ou rejets). La majorité des taxons reprennent par voie végétative à partir des souches comme le Diss, Calycotome épineux, Bruyère arborescente, Lentisque, ect. D'autres plantes par contre, se régénèrent par semis et ce grâce à leur banque de graines dans le sol (tableau 28).

2.5.2-Importance du sous-bois avant le passage du feu

Les résultats de l'importance de la végétation ligneuse avant le passage du feu effectuée à partir des 13 relevés en automne 2014 (soit deux ans après le passage du feu) sont représentés dans les tableaux 29 et 30 suivants.

Tableau 29: Importance du sous-bois ligneux avant le passage du feu dans les sites d'étude

Strate/Sites	1	2	3	4	5	6
Hauteur moyenne du sous-bois (cm)	123	125	70	106	52	100
Taux de recouvrement (%)	81	80	80	85	65	75

¹(Djerda1), ²(Djerda 2), ³(Djouaneb), ⁴(Tassouda), ⁵(Sandouh) et ⁶(Boukebeb)

Le tableau 29 montre que le sous-bois était important dans tous les sites d'étude avec un taux de recouvrement moyen variant entre 65% à Sandouh et 81% à Djerda1. Ceci indique que le milieu était envahi par une végétation ligneuse abondante (combustible important) couvrant d'une façon

CHAPITRE V : Résultats

continue tout le sol. La hauteur moyenne de cette végétation oscille entre 52cm et 125cm mais avec des valeurs extrêmes dépassant les 2m de hauteur. Cette végétation est largement dominée par la bruyère arborescente (Tableau 30).

Tableau 30 : Abondance des plantes accompagnatrices du chêne liège dans les sites d'étude avant le passage du feu

Strate /Sites	1	2	3	4	5	6
Arbustive (2-4m)						
<i>Erica arborea</i>	5	5	5	5	5	5
<i>Pistacia lentiscus</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Myrtus communis</i>	1	1	1	1	1	1
sous arbustive (<2m)						
<i>Calycotom spinosa</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Crataegus monogena</i>	0	0	1	1	1	0
<i>Lavandula staechas</i>	1	1	1	1	1	1

¹(Djerda1), ²(Djerda 2), ³(Djouaneb), ⁴(Tassouda), ⁵(Sandouh) et ⁶(Boukebeb)

Ce tableau montre qu'avant le passage du feu, le sous-bois ligneux au niveau des sites d'étude était dominé dans la strate arbustive par *Erica arborea* accompagnée avec quelques autres espèces telles que le Lentisque et le Myrte. Selon (Schaffauser et al., 2015), la subéraie résulte souvent de l'association entre *Quercus suber* et *Erica arborea*. Ce sont là les deux espèces les plus caractéristiques d'un groupe acidiphile, de large répartition sur les terrains siliceux et de bioclimat humide à subhumide. Cette plante qui arrive à couvrir le sol présente sous forme d'arbustes de plus de 2m de hauteur. Dans cette strate, nous trouvons quelques pieds de lentisque et de myrte avec un taux de recouvrement faible (<10%). En revanche, dans la strate sous-arbustive, nous avons inventorié trois espèces vivaces couvrant moins de 10% du sol.

2.5.3-Importance de la végétation 5 ans après le passage du feu

Les résultats de l'abondance de la végétation ayant repris après cinq années du passage du feu sont représentés dans le tableau 31.

Tableau 31: Abondance et taux de recouvrement de la végétation dans les différents sites cinq ans après le feu (inventaire 2017)

Espèces de plante/Sites	1	2	3	4	5	6
<i>Ampelodesmos mauritanicus</i>	3	3	2	1	3	3
<i>Asparagus acutifolius</i>	2	2	1	1	1	0
<i>Asphodelus microcarpus</i>	0	0	0	4	0	0
<i>Calycotom spinosa</i>	1	1	2	2	3	3
<i>Cistus salvifolius</i>	4	4	4	4	4	2
<i>Crataegus monogyna</i>	0	0	1	3	1	0
<i>Cytisus triflorus</i>	1	1	3	2	2	2
<i>Daphne Gnidium</i>	2	2	1	1	1	2
<i>Erica arborea</i>	5	5	5	5	5	5
<i>Dittrichia viscosa</i>	1	1	1	1	2	0
<i>Lavandula Stoechas</i>	1	1	2	1	1	2
<i>Myrtus communis</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Pistacia lentiscus</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Pteridium aquilinum</i>	4	4	2	2	3	4
<i>Rubus ulmifolius</i>	1	1	1	3	2	2
<i>Silybum marianum</i>	0	0	0	2	0	2

¹(Djerda1), ² (Djerda 2), ³ (Djouaneb), ⁴ (Tassouda), ⁵ (Sandouh) et ⁶ (Boukebeb)

Le passage du feu élimine momentanément toute la végétation épigée mais un nouvel équilibre s'installe au cours de la cicatrisation de l'écosystème. En effet, les communautés végétales perturbées se reconstituent identiquement à celles préexistant aux feux (**tableaux 28 et 31**). La reconstitution biologique des zones brûlées s'effectue à la fois floristiquement et structurellement. Ce sont les espèces qui composaient les communautés avant le feu qui réapparaissent les premières et se maintiennent par la suite.

Le sous-bois réoccupe progressivement son espace. Il n'y a pas de succession dans le sens où les espèces ou les communautés se remplacent successivement les unes aux autres, mais retournent vers les communautés initiales métastables. Ce phénomène est appelé «auto-succession». Le retour vers un stade identique à celui qui existait avant le feu est rapide.

La hauteur du sous-bois varie selon le stade de dégradation. Suite aux incendies que connaît la subéraie de Texenna, le sous-bois ainsi développé après les feux est formé des espèces caractéristiques de la dégradation ultime de l'écosystème. En effet, le maquis se distingue par une formation épineuse remarquable dominée par le calycotome épineux (*Calycotome spinosa*) qui donne en printemps un joli tapis entièrement jaune. D'autres espèces sont constamment présentes comme le diss (*Ampelodesmos mauritanicus*), les Cistaceae (*Cistus salvifolius*), les lavandes (*Lavandula stoechas*), et laurier des bois (*Daphné gnidium*). (tableau 31). La strate sous arbustive haute (2-4m) est dominé par tout par la Bruyère arborescente avec un taux de recouvrement important (>75%). Par contre la strate herbacée est dominée par les espèces vivaces comme le Diss et la fougère aigle. Entre ces deux strates, nous notons la dominance par endroit du Calycotome épineux et le Ciste à feuilles de sauge.

3.-Régimes des incendies

Les résultats d'analyse des régimes des incendies de forêt dans les sites d'étude sont représentés dans le tableau 32.

Tableau 32 : Dates des deux derniers incendies avant 2012 et caractéristiques des feux de l'été 2012

Sites	1	2	3	4	5	6
Date des deux derniers feux de forêt	2004-2005	2004-2005	2003-2004	2006-2007	2011	1983-2007
Durée entre deux feux (ans)	1	1	1	1	.	25
Durée entre le dernier feu et celui de 2012 (ans)	7	7	8	5	1	5
Dates des Feux 2012	14 juillet	14 juillet	14 Juillet	23 Août	15 Août	8 Août
Superficie brûlée (ha)	73		8.5	8.5	36	1.5
Température maximale (°C)	34	34	34	36	35	34
Vitesse du vent (km/h ⁻¹)	14	14	12	17	18	19

¹(Djerda1), ² (Djerda 2), ³ (Djouaneb), ⁴ (Tassouda) , ⁵ (Sandouh) et ⁶ (Boukebeb)

Le tableau 32 montre que nos sites sont fréquemment touchés par des incendies de forêt. En effet, avant l'incendie de 2012, la majorité de nos sites ont été affectés par des feux consécutifs dans un intervalle d'un an seulement sauf à Boukebeb où le feu était espacé dans le temps. Il s'agit des feux de l'année (i) 2003 qui a touché le canton de Djouaneb, (ii) 2004 enregistré à Djouaneb et Djerda, (iii) 2005 à Djerda et (iv) 2006-2007 à Djerda et Boukebeb et (v) 2011 à Sandouh. Ce dernier incendie survient donc une année avant celui de 2012. Les feux dans la majorité des sites sont récurrents et à fréquence élevée, à raison d'un feu tous les 3 à 4 ans.

Enfin, les peuplements du site Boukebeb ont été épargnés des feux sur une longue période de plus de 20 ans. Ce n'est qu'à partir de 2007, que le site a commencé à enregistrer des passages de feux fréquents dont le dernier (2012) est survenu dans un espace de 5 ans.

En ce qui concerne le dernier incendie de l'été 2012, ceci a parcouru des superficies variables allant de 73 ha dans le canton de Djerda à 1,5 ha dans le canton Boukebeb. Ce feu a coïncidé avec des conditions climatiques particulières des mois de juillet et août. Elles sont caractérisées par i)- des vitesses des vents assez lents (14-17 km.h⁻¹) ce qui ont augmenté la durée de séjour des feux favorisée par les pentes abruptes, ii)- des températures maximales anormalement élevées (34-36°C). Ce sont ces hautes températures persistantes (canicules) qui ont déclenché les feux coïncidant avec la phase de croissance de l'arbre et du liège.

4-Relevés du pâturage

Le domaine forestier est partout occupé par un bétail nombreux constitué par une multitude de petits troupeaux difficilement contrôlables et identifiables. Cette situation entrave une gestion saine du domaine forestier et constitue un frein à l'amélioration et au développement durable des forêts de chêne-liège (Nsibi et al, 2006).

CHAPITRE V : Résultats

Le pâturage en forêt est une tradition encore vivace dans les pays d’Afrique du Nord. Les bovins, les ovins, mais aussi les caprins y ont de tout temps trouvé en partie ou en totalité leur ration alimentaire. Ce cheptel a ainsi exploité les forêts, les parcours collectifs, les jachères et les chaumes, en alternance, selon les saisons (Karmouni, 1997).

Le parcours en forêt revêt une très grande importance dans la nutrition animale et l’importance réside dans sa contribution au bilan fourrager (Boussaidi et Rebail, 2017), ce qui nous invite à entreprendre des mesures quantitatives et qualitatives de la composante du cheptel dans notre milieu d’étude. Les résultats de nos observations journalières sur le passage du cheptel dans tous les sites d’étude pendant trois mois consécutifs sont représentés dans le tableau 33 suivant.

Tableau 33 : Analyse statistique descriptive des relevés de pâturage enregistrés entre octobre et décembre 2014: soit 18 mois après le recépage) dans les 6 sites d’étude : (Moyennes± erreur standard)

Sites	1	2	3	4	5	6
Fréquence du pâturage						
Nombre de jours	86	86	6	90	90	90
Pression du pâturage (nombre de têtes)						
Valeurs extrême	0_25	0_25	0_12	125_146	100_130	140_160
Moyenne	21,36	21,36	0,35	132,94	119,23	150,76
Erreur standard	5,83	5,83	1,92	7,16	7,51	8,59
Nombre de têtes par type d’animaux						
Caprins	20	18	0	130	120	145
Bovins	3	5	4	6	4	5
Ovins	2	2	8	10	6	10

¹(Djerdal), ² (Djerda 2), ³ (Djouaneb), ⁴ (Tassouda) , ⁵ (Sandouh) et ⁶ (Boukebeb)

4.1-Pression du pâturage

Le tableau 33 montre que la répartition du nombre de têtes du bétail est différentes dans les six sites d’étude ; il présente une moyenne de 74,33(± 6,14 têtes). Dans les sites de Sandouh, Tassouda et Boukebeb, le nombre moyen de têtes est supérieur à 100 individus ce qui les qualifient de sites à haute pression du pâturage, tandis que les sites de Djouaneb et de Djerda sont des sites à faible pression du pâturage (nombre de têtes < 30 individus). L’effet du pacage est bien visible surtout dans les sites à haute pression du pâturage. En conséquence, la régénération naturelle est bien détériorée à inexistante à cause du broutage et l’écimage par les animaux. Les sols sont affectés par le tassement des bêtes ce qui augmente leur facteur d’érodabilité. Dans cette zone, les troupeaux sont gérés selon des méthodes pastorales traditionnelles héritées de père en fils avec un mode d’alimentation basé sur le pâturage naturel. La charge pastorale reste toujours préoccupante quant à ses conséquences sur la dégradation des milieux.

4.2- Fréquence du pâturage

Les observations journalières du passage du cheptel dans tous les sites d’étude pendant trois mois consécutifs (d’octobre à décembre 2014) (**tableau 33**) montrent une présence fréquente du pâturage dans les sites de Sandouh, de Tassouda, de Boukebeb et de Djerda et une présence rare au niveau du site de Djouaneb.

CHAPITRE V : Résultats

Le tableau 33 montre aussi que les caprins constituent le type de bétail le plus dominant soit 86 % de la composition total du cheptel fréquentant la zone d'étude durant la période d'observation. Ce cheptel se concentre beaucoup plus dans les sites de Tassouda, Sandouh et Boukebeb. Par contre le site de Djouaneb est marqué par une absence totale des caprins. Les bovins et les ovins sont réparties sur l'ensemble des sites d'étude avec des effectifs assez faibles par rapport aux caprins.

5- Caractéristiques des souches

5.1- Relevés dendrométriques : Diamètre du bois

Le tableau 34 donne les résultats des mesures dendrométriques de 729 souches retenues dans l'étude.

Tableau 34 : Analyses descriptives des diamètres du bois des souches (cm) des 6 sites d'étude

Sites	1	2	3	4	5	6	Total
Moyenne	29,90	31,80	43,00	38,60	38,30	49,50	36,23
Erreur standard	0,93	0,94	1,04	1,10	0,97	1,58	0,53
Minimum	12,41	12,52	19,57	16,70	17,82	18,25	12,41
Maximum	70,06	52,13	73,25	77,39	78,22	108,26	108,26

¹(Djerda1), ²(Djerda 2), ³(Djouaneb), ⁴(Tassouda), ⁵(Sandouh) et ⁶(Boukebeb)

Le tableau 34 montre que le diamètre moyen des 729 souches-échantillons des six sites d'étude est de 36,23 (± 0.53 cm). Cette moyenne varie entre les sites ; elle est de 29,90cm (± 0.93 cm) à Djerda 1 et 49.50 (± 1.58 cm) à Boukebeb. Globalement, les diamètres des souches oscillent entre un maximum de 108,26cm enregistré au niveau du site de Boukabebe et un minimum de 12,41cm enregistré au niveau du site de Djerda1.

Sur le plan distribution diamétrale, la figure 63 suivante montre la prépondérance des classes des diamètres des arbres coupés compris entre 20 et 50 cm, avec près de 70 %, soit 510 souches. Chacune de ces trois classes participe dans le lot coupé avec un taux moyen de 23%. Ceci représente un taux total de coupe de 61% par rapport à la structure des diamètres avant le feu. Mais la classe des diamètres des arbres recépés comprise entre 30 et 40 cm est la plus dominante avec 208 souches, ce qui représente un taux élevé de 29%. Les classes des diamètres inférieurs à 20cm (jeunes arbres coupés) sont moins représentées et participent avec un taux réduit de 2% seulement. Ainsi, les classes des vieux arbres coupés ayant des diamètres supérieurs à 60 cm sont faibles de l'ordre de 12% (soit 92 souches).

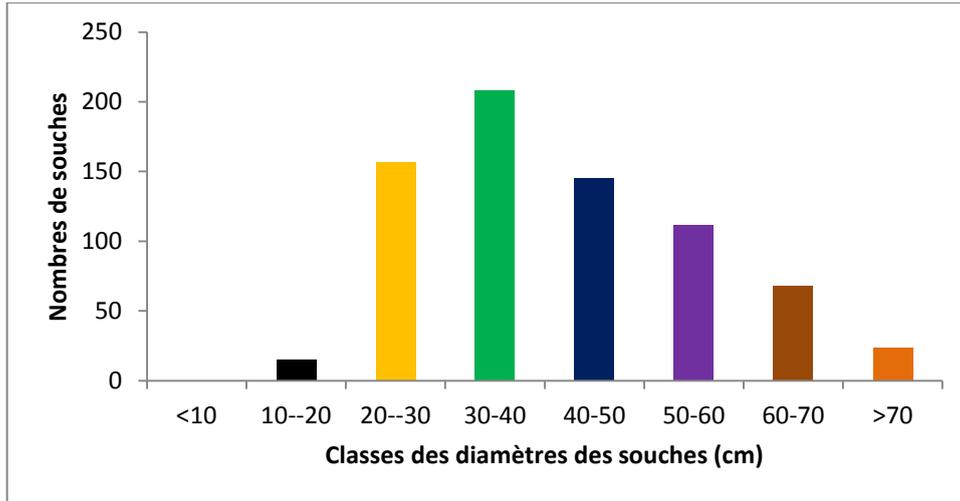


Figure 63 : Histogramme de distribution du nombre de souches (n=729) par classes de diamètre à l'échelle de la zone d'étude (tous sites confondus)

La distribution des diamètres des souches par sites est représentée dans la figure 64 suivante.

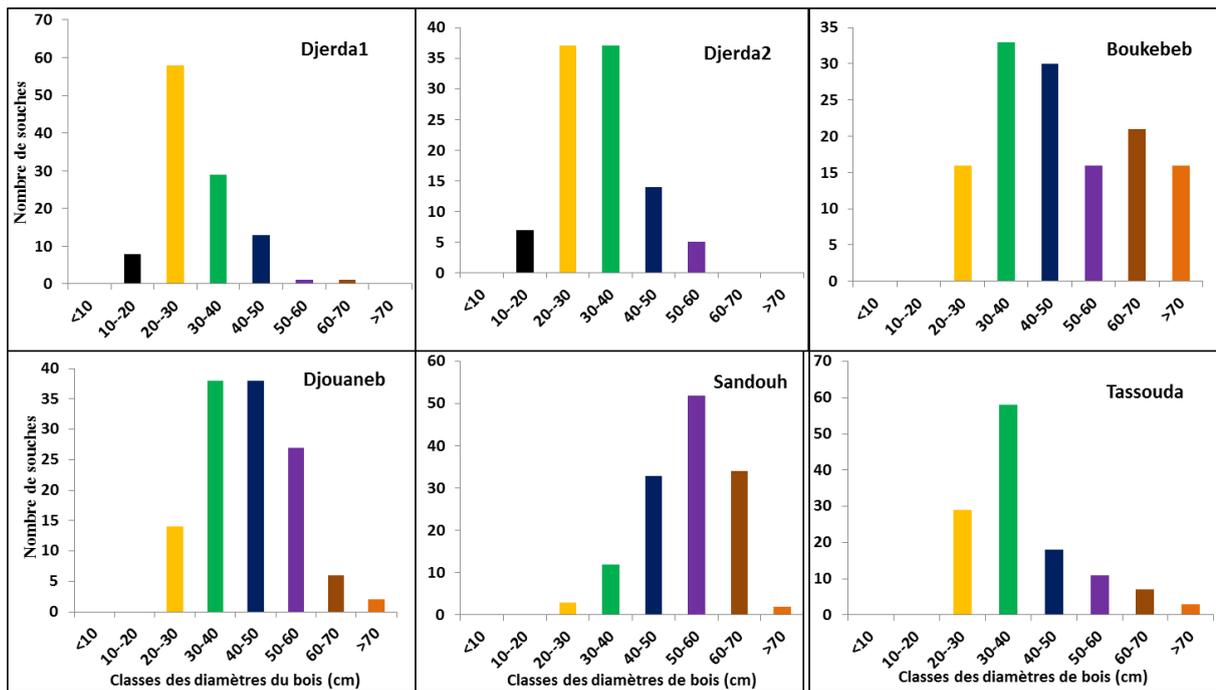


Figure 64 : Histogramme de distribution du nombre de souches (n=729) par classes de diamètre au niveau des sites d'étude

La lecture de cette figure montre que le nombre d'arbres coupés par classe de diamètre est variable selon les sites.

Dans les sites de Djerda, nous trouvons plus d'arbres coupés de 20-40cm de diamètre par rapport à d'autres dimensions. Mais les jeunes arbres (\emptyset : 20-30cm) sont les plus concernés par le recépage (53% à Djerda1 et 37% à Djerda2). Dans ce dernier site, les souches de 30-40cm de diamètre sont présentes avec le même pourcentage que celles de 20-30cm. Les très jeunes arbres aux dimensions non démasclables sont coupés avec un taux faible de l'ordre de 7% contre 3% pour les vieux

Arbres.($\varnothing > 50\text{cm}$).

A Djouaneb, les souches aux diamètres compris entre 30-50cm sont dominantes avec 61% du total. Le reste est composé de souches aux dimensions plus supérieures surtout aux diamètres allant de 50 à 60cm (22%) et avec un degré moindre pour les vieilles souches au gros diamètre ($\varnothing > 60\text{cm}$). Les jeunes arbres sont toujours concernés par le recépage mais avec une proportion toujours faible (11%).

A Sandouh, les arbres adultes à vieux sont les plus concernés par l'abattage et la majorité des souches ont des dimensions oscillant entre 40 et 70cm (88%). Les autres catégories de diamètres (jeunes et très vieux) sont moins présentes. Dans le site de Tassouda, le recépage a concerné plus les arbres de 30-40cm de diamètre (46%) que les jeunes arbres ($\varnothing : 20-30\text{cm} : 23\%$) et les vieux arbres aux très gros diamètres ($\varnothing > 60\text{cm} : 8\%$). Enfin au niveau du site Boukebeb, les arbres de dimensions intermédiaires ($\varnothing : 30-50\text{cm}$) sont les plus coupés avec 48% du total. Les autres catégories de diamètres des souches sont présentes avec des proportions similaires (12-15%).

5.2- Relevés d'exploitation : Epaisseur et âge du liège

5.2.1-Relation entre les mesures des épaisseurs à la base et à la hauteur de poitrine

Les résultats de mesures des épaisseurs du liège prises à la base des souches (hauteur de ~ 30 cm) et celles obtenus à 1,30 m du sol à partir de 400 chênes liège restés sur pied sont représentés dans la figure 65.

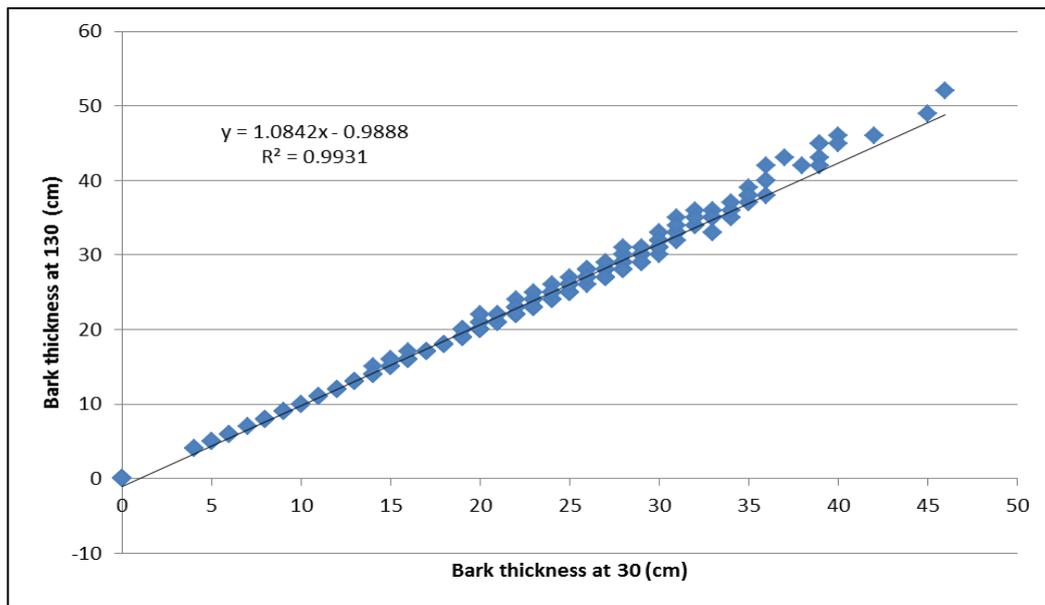


Figure 65 : Relation entre les mesures de l'épaisseur du liège à 30 cm et 1,30cm de hauteur

D'après cette figure, nous remarquons que les mesures de la couche du liège prises à la base des souches sont fortement corrélées avec les mesures prises habituellement à 1,30m du sol ($r=0.99$). Nous pouvons dire que les mesures de l'épaisseur du liège à la base des troncs ne sont pas affectées par la hauteur. En conséquence, les données des épaisseurs prises à cette hauteur des souches sont similaires avec celles prises à hauteur de poitrine.

5.2.2-Distribution par classe d'épaisseurs et âges du liège des souches

Selon les documents forestiers disponibles, nous remarquons que les deux dernières dates importantes de récoltes du liège avant le passage du feu sont variables (Tableau 35).

CHAPITRE V : Résultats

Tableau 35 : Dates des deux dernières campagnes de récolte du liège dans chaque site d'étude

Sites	Djerda1	Djerda 2	Djouneb	Sandouh	Tassouda	Boukebab
Deux dernières dates importantes de récolte du liège	2011-2007	2011-2007	2012-2007	2012-2009	2012-2008	2011-2008

D'après ce tableau, nous constatons que le massif forestier de Texenna a connu depuis les six dernières années précédant le feu (2007-2012), cinq campagnes de récolte du liège. Ceci indique que le liège est exploité chaque année selon un programme préalablement établi par les services forestiers. Mais au niveau des sites, les deux importantes dates d'écorçage sont variables. En effet, en 2007, la récolte du liège a concerné les cantons de Djerda et de Djouneb tandis qu'en 2008, la récolte est réalisée dans les cantons Tassouda et Boukebeb.

En 2009, la campagne de récolte n'a eu lieu que dans le canton de Sandouh. Trois à quatre années plus tard (2011: une année avant le feu), la moitié des cantons a fait l'objet d'une nouvelle récolte du liège mais dans d'autres sites. (Djerda et Boukebeb). Enfin en 2012, le passage du feu a coïncidé avec la récolte du liège dans les cantons de Djouneb, de Sandouh et de Tassouda).

Ainsi, les résultats de mesures des épaisseurs du liège réalisées au niveau du collet ainsi que leur âge approximatif sont présentés dans le tableau 36, Il convient de noter que toutes les couches du liège recouvrant les souches sont de type de reproduction car les arbres ont été déjà exploités au moins une fois.

Tableau 36 : Analyses descriptives des épaisseurs et âges du liège

	Sites	1	2	3	4	5	6	Moyenne
Epaisseur du liège (mm)	Moyenne	15,60	18,30	14,40	14,48	11,34	10,51	13,84
	Ecart type	7.25	6.07	8.19	8.20	9,07	7,44	8.23
	Erreur standard	1,36	1,19	1.61	1.43	1,52	1,27	1,35
	Minimum	0.00	3,25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Maximum	34.00	34,00	30.00	30.00	31.00	32.00	34.00
Age du liège (ans)	Moyenne	3,70	4,53	4,02	3,78	3,31	2,83	3,61
	Erreur standard	0,35	0,37	0,36	0,39	0,41	0,32	0,37
	Minimum	0	1	0	0	0	0	0
	Maximum	10	10	9	9	9	9	10

¹(Djerda1), ² (Djerda 2), ³ (Djouneb), ⁴ (Tassouda) , ⁵ (Sandouh) et ⁶ (Boukebeb)

La lecture de ce tableau, montre que les couches de liège ont une valeur moyenne de 13,84 (\pm 1,35 mm) ce qui correspond approximativement à un âge de 3-4 ans. Ceci montre que la majorité des arbres ont été exploités durant les années 2008 et 2009. Cette valeur moyenne ne diffère pas beaucoup entre les sites (10,51mm et 18,30mm).

La valeur minimale de l'épaisseur du liège est de 0 mm, c'est-à-dire que les arbres ont été écorcés quelques jours à quelques semaines avant le passage du feu de 2012; elle est enregistrée au niveau

CHAPITRE V : Résultats

de tous les cantons. Mais d'après le tableau 33, la récolte de cette année n'a été programmée que dans les cantons de Djouneb , de Sandouh et de Tassouda ce qui veut dire que le liège récolté dans d'autres cantons (Djerda et Boukebeb) était hors programme. L'Entreprise (ERGR) pratique certainement ce mode de récolte avec l'accord de l'administration forestière (se rabattre sur d'autres arbres d'autres sites) pour atteindre le volume du liège initialement prévu. Par contre la valeur maximale de 34 mm est notée dans le site de Djerda ; cette valeur ne diffère pas avec celle des autres sites (30-32mm). Ces lièges d'épaisseur commerciale (27-32mm) sont en fin de cycle de production ; ils sont âgés de 9 à 10 ans. Ces arbres ont été donc récoltés entre les années 2000 et 2002.

L'âge moyen du liège dans les différents sites d'étude est de 3,61 ($\pm 0,37$ an); cette valeur ne diffère pas beaucoup entre les sites (2,83-4,53ans).

D'après la figure 66, nous notons que la classe d'épaisseur du liège comprise entre 16 et 22 mm est dominante et représente près de 42% (n= 303). Les arbres de cette classe ont été récoltés entre 2007 et 2008 et le liège est âgé de 4 à 5 ans lors du passage du feu. Les classes des jeunes lièges à couche mince (<16mm) et âgés de 1 à 3ans représentent près de 30% ; cette couche est constituée souvent d'un à trois accroissements annuels de liège.

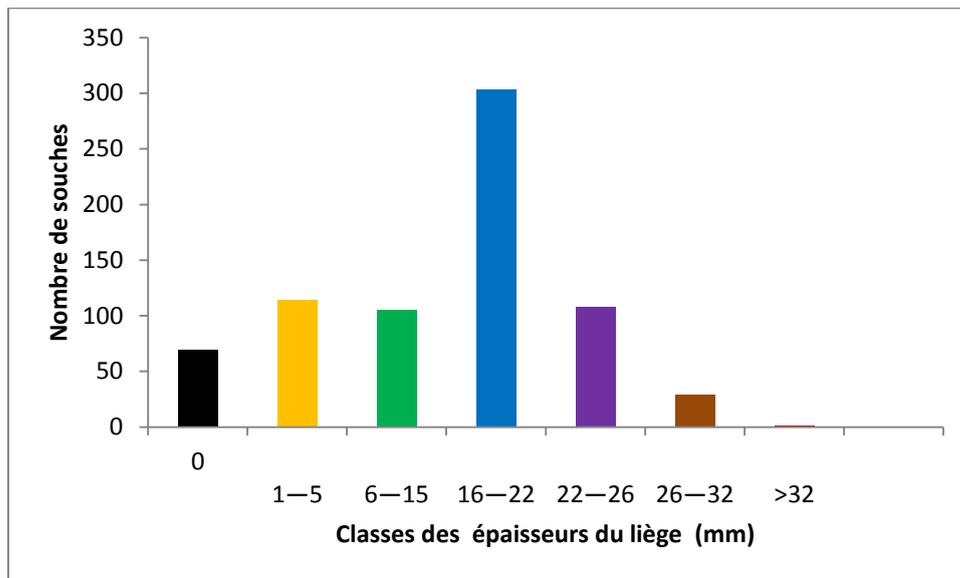


Figure 66: Distribution des souches (n=729) par classe d'épaisseur du liège dans les six sites d'étude

Les souches dont les arbres ont été écorcés juste avant le passage du feu (soit en 2012) constituent une fraction non négligeable de l'ordre de 9% (n=69). En revanche, les souches recouvertes d'une couche de liège épaisse (>26mm) sont rares et participent avec un taux de 4% (n=30).

Les résultats de l'analyse de la variance montrent qu'il y a une différence hautement significative pour ce paramètre ($F_{obs} = 14.41$, 5 ddl, $P < 0,0001$). (Annexe A1).

Le test de Tukey au seuil de 5 % (**tableau 37**) fait ressortir 4 groupes homogènes ; un groupe (A) dominant représenté par le site de Djerda2 avec une épaisseur de liège la plus élevée (18,30mm), vient ensuite un deuxième groupe (AB) (Djerda1) avec une moyenne de 15,60mm, un troisième groupe (B) représenté par les sites de Tassouda et de Djouaneb avec respectivement 14,48mm et 14,40mm, et enfin un dernier groupe (C) représenté par les sites de Sandouh et de Boukebeb

CHAPITRE V : Résultats

marquant l'épaisseur la plus faible de liège avec respectivement 11,34 et 10,51mm.

Tableau 37: Test de Tukey (Epaisseur du liège)

Sites	Moyenne estimée (mm)	Groupes
Djerda2	18,30	A
Djerda1	15,60	AB
Tassouda	14,48	B
Djouaneb	14,40	B
Sandouh	11,34	C
Boukebeb	10,51	C

5.2.3- Relevés de recépage : Hauteur de coupe

Les résultats des mesures des hauteurs de coupe des arbres morts lors de l'opération de recépage sont consignés dans le tableau 38. La figure 67 représente la distribution des classes de hauteurs de coupe.

Tableau 38 : Analyses descriptives des hauteurs de coupes des arbres morts (n=729)

	Statistiques	1	2	3	4	5	6	Total
Hauteur de coupe (cm)	Moyenne	27,71	30,00	32,90	24,25	23,57	29,24	27,82
	Coef Var. (%)	34.64	34.50	33.48	32.66	33.26	32.69	33.75
	Ecart-type	5,58	10,31	10,96	7,82	7,84	9,52	9,39
	Erreur standard	1.79	2,02	1,92	1,38	1,31	1,62	1,36
	Minimum	5.00	11,50	13,50	10.00	9,50	14.00	5.00
	Maximum	55.00	63,50	77,50	50.00	50.00	55.00	77,5

¹(Djerda1), ²(Djerda 2), ³(Djouneb), ⁴(Tassouda) , ⁵(Sandouh) et ⁶(Boukebeb)

Le tableau 38 montre que la hauteur moyenne de coupe dans l'ensemble des sites recépés est de 27,82 (\pm 1,36 cm). Cette moyenne varie faiblement entre les sites (CV : 33.75%) ; elle est de 23.57cm à Sandouh et 32.90cm à Djouneb. La même variabilité des hauteurs est enregistrée entre les souches dans le même site (CV : 32.66-34.64%). La hauteur la plus faible est de 5 cm (soit au ras du sol) et celle la plus élevée est de 77,50cm.

Les résultats de l'analyse de la variance montrent qu'il y a une différence hautement significative ($F_{obs} = 17.11$, 5ddl, $P < 0,0001$) pour ce paramètre. (Annexe A1). Le teste de Tukey au seuil de 5 % (tableau 39) fait ressortir 6 groupes homogènes :

Un groupe dominant (A) représenté par le site de Djouneb avec une hauteur moyenne de coupe la plus élevée de 32,86cm ; le second groupe (AB) est représenté par le site de Djerda2 avec une hauteur moyenne de coupe de 30,00cm. Le dernier groupe est représenté par le site de Sandouh avec une hauteur moyenne la plus faible avec 23,57cm.

Tableau 39 : Test de Tukey sur la Hauteur de coupe au niveau des sites d'étude

Sites	Moyenne estimée (cm)	Groupes
El Djouaneb	32,90	A
El Djerda2	30,00	AB
Boukebeb	29,24	B
El Djerda1	27,71	BC
Tassouda	24,25	CD
Sandouh	23,57	E

La figure 67 montre que la majorité des arbres (n= 589 ; près de 81 %) ont été recépés à une hauteur anormalement élevée (plus de 20 cm). Dans cette catégorie d'arbres, domine la classe 3 (43.2% : coupe à 20-30cm) suivie par la classe 4 (24.8% : 34-40cm). Les hauteurs de coupe excessives (>40cm) sont enregistrées sur 12.75% des arbres. La hauteur la plus recommandée dans ce type d'opération sylvicole est au ras du sol (<10cm). Cette hauteur est rarement pratiquée de l'ordre de 0.2%.

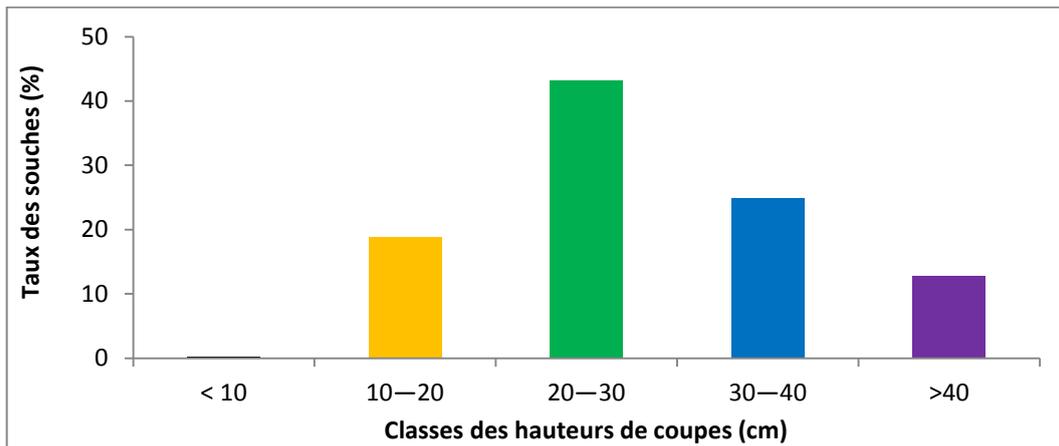


Figure 67 : Histogramme des distributions des fréquences relatives des souches par classe de hauteurs de coupe (cm)

5.2.4- Endommagement du bois

Les résultats d'observation et d'évaluation de l'endommagement de la surface basale du bois des souches sont représentés dans le tableau 40 suivant et distribué par classes dans la figure 67.

Tableau 40 : Analyses descriptives de l'endommagement du bois des souches (%)

	1	2	3	4	5	6	Ensemble des sites
Moyenne	9,10	5,50	8,80	11,60	22,14	26,74	14,43
Écart-type	15,90	12,75	14,51	13,27	14,04	15,65	14,35
Erreur standard	2,97	2,50	2,54	2,32	2,36	2,47	2,53
Minimum	0	0	0	0	0	0	0
Maximum	77	56	53	44	66	52	77

¹(Djerda1), ²(Djerda 2), ³(Djouneb), ⁴(Tassouda), ⁵(Sandouh) et ⁶(Boukebeb)

Le tableau 40 montre que le taux moyen de l'endommagement de la surface basale du bois des troncs des arbres coupés est faible de l'ordre de 14,43 ($\pm 2,53$ %). Cette moyenne varie entre les sites (CV : 53%) et classe globalement les souches dans la catégorie de surface de base moyennement endommagée. Ce taux oscille entre un minimum de 0 % (surface du bois saine : tronc non crevassé) enregistrée dans toutes les sites d'étude et un maximum de 77 % (surface de base très fortement endommagée : tronc très crevassé) enregistré au niveau du site de Djerda1. Ce tableau montre aussi que dans les trois premiers sites (Djerda, Djouaneb et Tassouda), les arbres coupés avaient des troncs faiblement endommagés ou crevassés (<10%). Par contre dans les deux autres sites (Bonkebeb et Sandouh), le bois du tronc était assez fortement endommagé.

Les résultats de l'analyse de la variance montrent qu'il y a une différence hautement significative ($F_{obs}=42.14$, 5ddl, $Pr < 0,0001$) pour ce paramètre. (Annexe A1). Le test de Tukey au seuil de 5% (tableau 41) fait ressortir 5 groupes homogènes : un groupe dominant (A) représenté par les souches aux taux d'endommagement du bois plus élevé (>22%). Il est enregistré au niveau des sites de Boukebeb et de Sandouh avec respectivement 26,74 % et 22,14 %. Les sites de Djouaneb et de Djerda 2 représentent les valeurs du taux d'endommagement du bois les plus faibles (groupes CD et D) avec respectivement 8,83 % et 5,46 %.

Tableau 41: Test de Tukey (Endommagement du bois)

Sites	Moyenne estimée (%)	Groupes
Boukebeb	26,74	A
Sandouh	22,14	A
Tassouda	11,60	B
Djerda1	9,05	BC
Djouaneb	8,83	CD
Djerda2	5,46	D

Par ailleurs, l'examen de la figure 68 montre que près de la moitié des arbres coupés avaient un tronc non crevassé; cette catégorie d'arbres représente un taux de 45,13 % (n= 329). Le reste des arbres recépés avait un taux d'endommagement variable du bois de leur tronc. Il est dominé par la classe des souches ayant perdu plus de 30% de la surface basale du bois (soit un taux de 20%) et avec un degré moindre pour la classe 4 des souches assez fortement endommagées avec un taux de 15%. Enfin, les souches sévèrement endommagées sont moins représentées avec un taux de 7%.

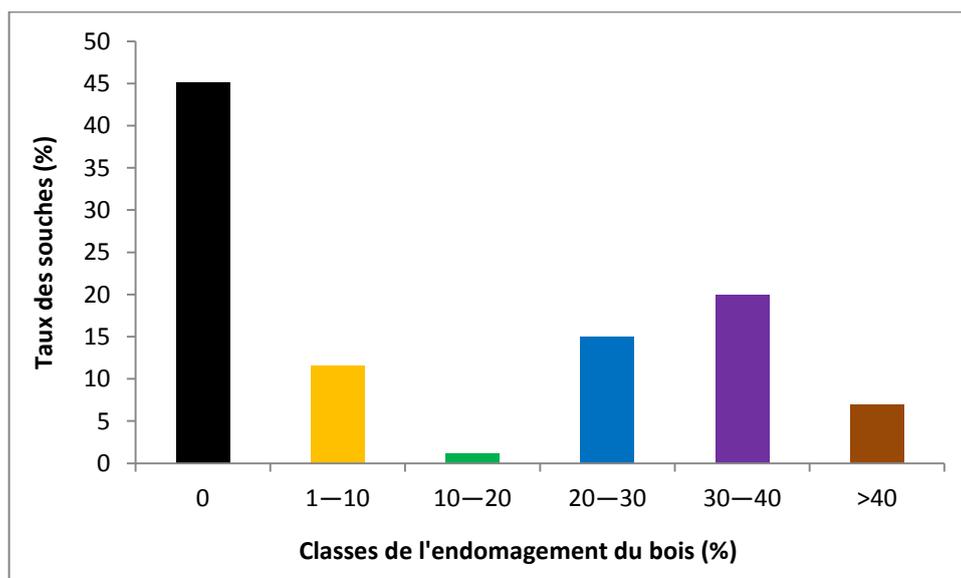


Figure 68 : Histogrammes de distribution de nombre de souches par classes d'endommagement du bois dans les six sites d'étude

5. 2.5- Exposition des racines latérales

Les résultats d'observation du système d'enracinement des arbres sont représentés dans le tableau 42.

Tableau 42: Répartition des types de racines des arbres coupés dans les 6 sites

Type racinaire	1	2	3	4	5	6	Total
Racines latérales	27 (25%)	5 (5%)	2 (2%)	16 (13%)	31 (23%)	26 (20%)	107 (15%)
Racines profondes	83 (75%)	95 (95%)	123 (98%)	110 (87%)	105 (77%)	106 (80%)	622 (85%)

¹(Djerda1), ²(Djerda 2), ³(Djouaneb), ⁴(Tassouda), ⁵(Sandouh) et ⁶(Boukebeb)

La lecture de ce tableau, montre que la majorité des arbres ont formé un système racinaire profond et ce dans l'ensemble des sites d'étude (85%) ; un taux moyen varie entre 75 % à Djerda 1 et 98% à Djouneb. Ces racines sont généralement non atteintes par la chaleur des feux de forêt. Une fraction seulement d'arbres ont développé des ramifications latérales (15%), capables d'une expansion horizontale. Ce type d'enracinement est enregistré plus à Djerda 1, Sandouh et avec un degré moindre à Boukebeb.

5.2.6- Attaque des souches par les xylophages : Cas de *Platypus cylindrus*

Les résultats d'observation des attaques par le Xylophage *Platypus cylindrus* le long de la hauteur de coupe des souches dans les 6 sites d'étude sont consignés dans le tableau 43.

Tableau 43 : Taux d'attaque des souches par l'insecte *Platypus cylindrus* dans les sites d'étude

<i>Platypus cylindrus</i>	1	2	3	4	5	6	Total
Présence	29 (26.36%)	7 (7%)	0 (0%)	2 (1.59%)	1 (0,74%)	0 (0%)	39 (5.35 %)
Absence	81 (73.64%)	93 (93%)	125 (100%)	124 (98.41%)	135 (99.26%)	132 (100%)	690 (94,65%)

¹(Djerda1), ²(Djerda 2), ³(Djouaneb), ⁴(Tassouda), ⁵(Sandouh) et ⁶(Boukebeb)

Ce tableau montre que la majorité des souches de chêne-liège sont indemnes d'attaques par le xylophage (n=690) ; il représente un taux de près de 95%. Un faible nombre de souches sont donc atteintes par le ravageur dans l'ensemble des sites d'étude (n=39).

Néanmoins, une infestation assez forte des souches est enregistrée dans le premier site de Djerda avec un taux d'infestation de 26%, ce qui est important. Dans les autres sites, l'activité du ravageur est rare voire absente.

5.3- Suivi des rejets de souche

5.3.1- Vitalité des souches

Les résultats des deux inventaires d'appréciation de la vitalité des souches après incendie (2^{ème} et 5^{ème} année) sont représentés dans les tableaux 44 et 45 et la figure 68.

5.3.1.1- Vitalité des souches en 2^{ème} année post-feu : 2014

Les résultats statistiques du tableau 44 révèlent que deux ans après l'incendie, un taux important de souches de l'ordre de 44,31 % n'ont pas émis de rejet (n=323) ; cette catégorie de souches est considérée comme morte. Donc, un peu plus de la moitié des souches seulement (n=406) qui ont conservé leur vitalité après le passage du feu en produisant un nombre variable de rejets (55,69%).

Tableau 44 : Fréquences relatives de la vitalité des souches des sites d'étude selon l'inventaire de 2014

Sites	1	2	3	4	5	6	Total
Souches survivantes	79 (71.82%)	82 (82.00%)	88 (70.40%)	47 (34.56%)	77 (61.11%)	33 (25.00%)	406 (55,69%)
Souches mortes	31 (28.18%)	18 (18.00%)	37 (29.60%)	89 (65.44 %)	49 (38.89%)	99 (75.00%)	323 (44,31%)

¹(Djerda1), ²(Djerda 2), ³(Djouaneb), ⁴(Tassouda), ⁵(Sandouh) et ⁶(Boukebeb)

Les tests statistiques faits sur la vitalité des souches des six sites d'étude, montrent une différence très hautement significative ($\chi^2 = 863.15$, $df = 16$, $p\text{-value} < 0.000$). Ceci indique que la vitalité des souches présente une répartition hétérogène entre les sites d'étude.

CHAPITRE V : Résultats

En effet, la mortalité a affecté beaucoup plus les sites de Boukebeb et de Sandouh, avec respectivement 75% et 65% du total des souches inventoriées. Par contre dans les sites de Djouaneb, de Djerda et de Tassouda, les taux de souches survivantes ont enregistré des valeurs plus élevées oscillant entre 71 et 82%.

5.3.1.2- Vitalité des souches en 5^{ème} année post-feu : 2017

Les résultats d'observation du second inventaire fait après cinq années de passage du feu sont mentionnés dans le tableau 45.

Tableau 45 : Effectifs et fréquences relatives (valeurs entre parenthèses) de la vitalité des souches des sites d'étude selon l'inventaire de 2017

Sites d'étude	1	2	3	4	5	6	Total
Souches survivantes	79 (71,82 %)	82 (82%)	88 (70,40%)	19 (13,97%)	46 (36,51%)	27 (20,45%)	341 (46,78%)
Souches mortes	31 (28,18%)	18 (18%)	37 (29,60%)	117 (86,03 %)	80 (63,49%)	105 (79,55%)	388 (53,22%)
Nouveaux cas de mortalité	0	0	0	28	31	6	65

¹(Djerda1), ²(Djerda 2), ³(Djouaneb), ⁴(Tassouda), ⁵(Sandouh) et ⁶(Boukebeb)

Le tableau 45 montre qu'après cinq ans de l'incendie, le taux de mortalité des souches a augmenté d'environ 9 % en passant de 44.31% en 2014 à 53.22% en 2017. Ceci s'explique par l'apparition de 65 nouveaux cas de mortalité de souches, ce qui a permis d'atteindre un effectif total de 388 souches mortes (comparé à 323 souches en 2014).

Cette mortalité retardée est enregistrée particulièrement dans trois sites à savoir Tassouda et Sandouh et avec un degré moindre Boukebeb. Le taux de mortalité a augmenté entre 0,82% à Boukebeb et 4,25% à Sandouh. Dans ces sites, le taux de mortalité cumulée varie donc entre 63.49% à Sandouh et 86.03% à Tasouda. Ce dernier site considéré le plus affecté par la perte de vitalité des souches Par ailleurs, le tableau 45 montre clairement l'absence totale de nouvelles souches mortes au niveau des sites de Djouaneb et de Djerda.

5.3.2- Importance des rejets de souches survivantes entre 2014 et 2017

5. 3.2.1-Nombre moyen de rejets par souche

Les résultats de dénombrement des rejets produits des souches survivantes en seconde et cinquième années suivant le feu sont représentés dans le tableau 46.

D'après ce tableau, nous remarquons que le nombre moyen de rejets par souche survivante en seconde année suivant l'incendie (2014) est satisfaisant de l'ordre de 4,68 (\pm 0.30 rejets). Les valeurs extrêmes ainsi enregistrées varient entre un seul rejet à Djouneb et une trentaine de rejets à Boukebeb. Cette valeur moyenne est très variable (CV : 66.64%) entre les sites. Elle est plus élevée dans les sites de Tassouda, de Sandouh et de Boukebeb où chaque souche a pu émettre entre 6,57 (\pm 1,63) et 8.87 (\pm 0,07) rejets. Dans ces sites, beaucoup de souches ont produit un nombre très important de rejets variant entre 14 et 31 rejets.

Tableau 46 : Analyses descriptives de l'importance de rejets par souche survivante

Sites	1	2	3	4	5	6	Total sites	
Rejets des souches survivantes (2014)	Moyenne	3,48	3,30	2,05	6,68	8,87	6,57	4,68
	Ecart-type	1,19	1,21	0,99	2,41	3,61	4,62	3,11
	Erreur standard	0,26	0,26	0,21	0,55	0,07	1,63	0,30
	Minimum	2	2	1	2	4	5	1
	Maximum	8	9	5	14	18	31	31
Rejets des souches survivantes 2017	Moyenne	5,56	4,79	2,21	31,52	30,51	28,85	14,28
	Ecart-type	1,85	1,66	1,84	16,60	15,07	12,75	13,81
	Erreur standard	0,33	0,31	0,21	1,82	1,07	1,63	1,35
	Minimum	2	2	1	12	18	20	1
	Maximum	10	9	5	50	44	38	50

¹(Djerda1), ² (Djerda 2), ³ (Djouneb), ⁴ (Tassouda) , ⁵ (Sandouh) et ⁶(Boukebeb)

Par contre dans les autres sites, le nombre moyen de rejets par souche est inférieur à la moyenne générale ; elle est entre 2,05 (± 0.21 rejets) et 3,48 (± 0.26 rejets). Des faibles valeurs maximales de rejets sont enregistrées de l'ordre de 5 à 8 rejets seulement.

Mais trois ans après le premier dénombrement de rejets de souches (2017), nous remarquons que le nombre moyen de rejets de souche a été multiplié par trois pour atteindre une valeur moyenne de 14,28 ($\pm 1,35$ rejets) et ce pour l'ensemble des sites. Cette augmentation de rejets diffère d'un site à l'autre ce qui nous a permis de dégager deux groupes (Figure 69) :

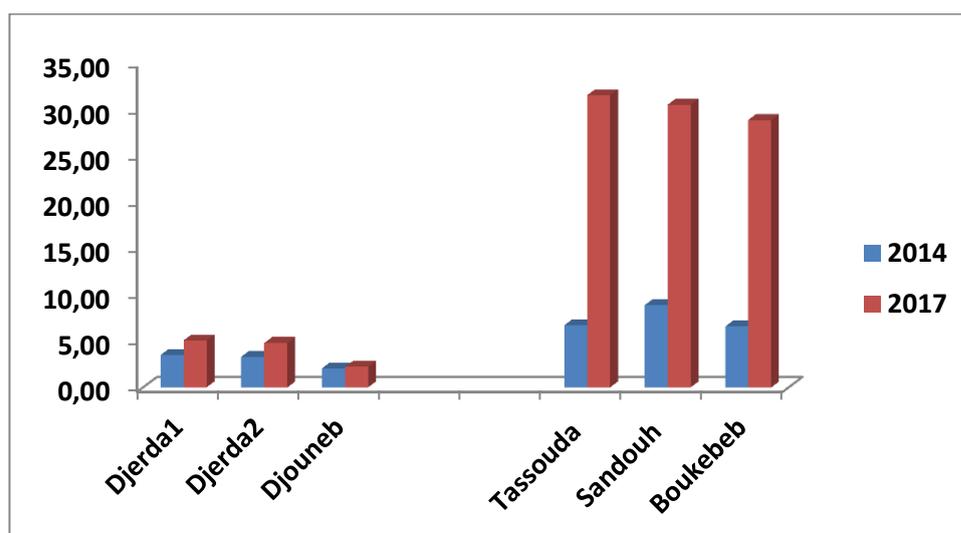


Figure 69 : Evolution du nombre moyen de rejets de souche dans les sites d'étude entre 2014 et 2017 (n=406)

Groupe 1 : comprenant les sites de Djerda et de Djouaneb : dans ces sites, le nombre moyen des rejets en 5^{ème} année de formation est de 4.13 rejets par rapport à la 2^{ème} année où le nombre moyen de rejets était de 2.94 ; ceci indique une augmentation de 71,18%. Cette augmentation est sensiblement enregistrée à Djerda (5,17 rejets en moyenne contre 3,39 rejets lors du premier inventaire de 2014) qu'à Djouaneb. Dans ce site, le nombre moyen de rejets est resté presque stable (2,05 rejets contre 2,21 rejets en 2014).

Groupe 2 : comprenant les sites de Tassouda, de Sandouh et de Boukebeb : dans ces sites, le nombre moyen de rejets a augmenté d'une manière spectaculaire en passant de 7.37 rejets en 2014 à 30.29 rejets en 2017. Cette valeur a quadruplé en cinq années après la formation des rejets en 2013. Le nombre moyen des rejets ne varie pas entre les trois sites ; il est de 28.85 ($\pm 1,63$ rejets) à Boukebeb à 31.52 ($\pm 1,07$ rejets) à Sandouh.

5.3.2.2-Densité de rejets de souche

Les résultats du calcul de la densité des rejets de souche au niveau des sites entre 2014 et 2017 sont représentés dans la figure 70.

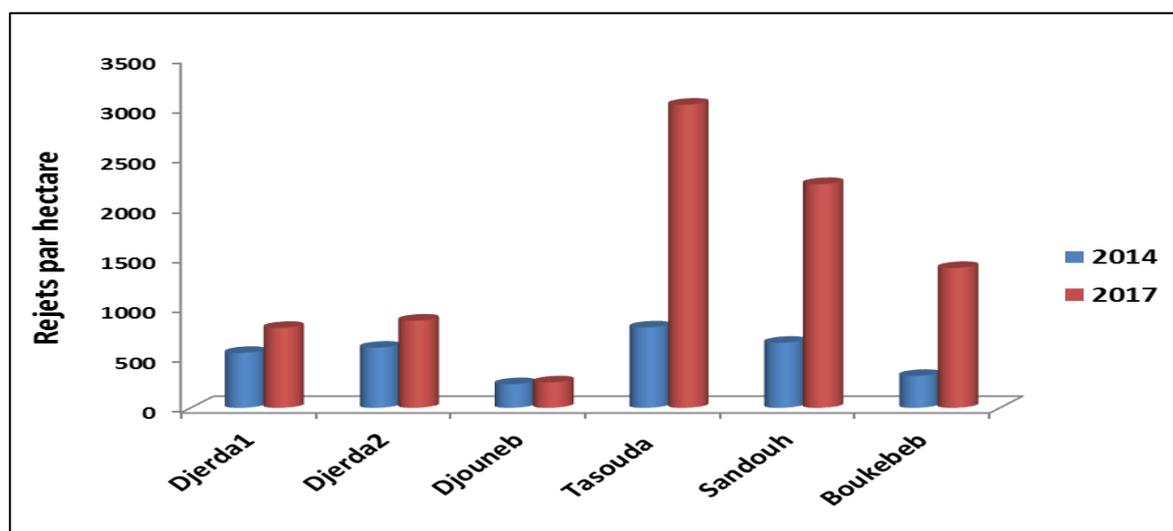


Figure 70 : Evolution de la densité des rejets de souche (brins/ha) entre 2014 et 2017 dans les sites d'étude

D'après cette figure, nous constatons que la densité moyenne des rejets en seconde année de formation est de 527.50 (± 222.99 rejets/ha). Cette densité varie entre 237 rejets/ha à Djouaneb et 805 rejets/ha à Tassouda.

Le second inventaire de 2017 (soit en 5^{ème} année de formation) a montré une densité de rejets dans les sites beaucoup plus importante de l'ordre de 1433.67 (± 222.95 rejets/ha). Deux groupes de densités sont dégagés :

Groupe 1 : comporte les sites avec une densité moyenne inférieure à 1000 rejets/ha : elle est enregistrée dans les sites de Djerda et de Djouaneb avec une densité moyenne de 642 rejets/ha. Ceci représente une augmentation de 72% par rapport en 2014. Les valeurs les plus élevées sont cependant notées à Djerda (800-873 rejets/ha respectivement) par contre les plus faibles sont notées à Djouaneb avec une densité de 255 rejets/ha. Dans ce site, la densité a augmenté très faiblement de 7% seulement.

Groupe 2 : comporte les sites avec une densité moyenne supérieure à 1000 rejets/ha. Il concerne les sites de Tassouda, de Sandouh et de Boukebeb. La densité moyenne dans ces

sites est de 2225 rejets/ha. Elle varie entre 1400 rejets/ha à Boukebeb et 3034 rejets/ha à Tassouda. Ceci indique que la densité en 5^{ème} année a été quadruplée comparativement à celle enregistrée en 2^{ème} année de formation (inventaire 2014).

5.3.2.3-Distribution du nombre de rejets par type de souche

Les résultats de distribution du nombre de rejets par type souche entre 2014 et 2017 sont représentés dans la figure 71 pour les trois premiers sites à savoir Djerda et Djouneb.

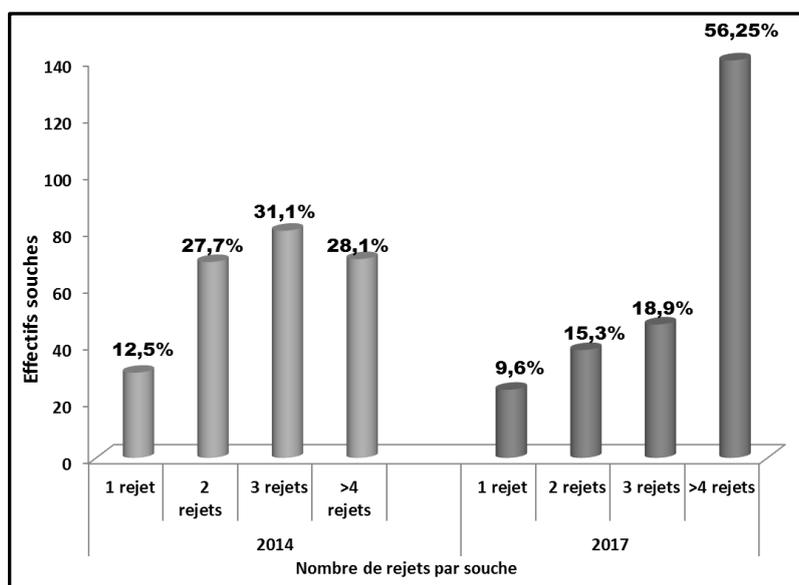


Figure 71 : Distribution du nombre de brins par type de souche entre 2014 et 2017 dans trois sites d'étude (n=249)

D'après cette figure, nous remarquons qu'en seconde année de formation des rejets, la majorité des souches ont produit de 2 à 9 rejets avec des taux variables entre 28 et 32%. Les cépées à un brin sont les moins représentés avec un taux de 12.5%.

Par contre en 5^{ème} année de formation (soit trois ans plus tard), la majorité des souches ont formé de nouveaux rejets et les cépées ont bénéficié davantage de nouveaux brins. En effet, près de 80% des souches ayant émis un rejet en 2013 n'ont pas produit de nouveaux rejets avec le temps et les souches sont restées à un seul brin avec un taux de 9.64%. En revanche, les souches à 2 ou 3 rejets sont devenues moins importantes (15-18% respectivement) et ce en raison de la formation de nouveaux rejets en faveur des souches à 4 brins et plus (maximum : 10 brins). Cette dernière catégorie de souches est dominante avec un taux de 56,22%. Ceci explique que la majorité des souches doivent subir des éclaircies lent et progressif des rejets pour obtenir des sujets à une à 3 tiges selon le régime préalablement choisi (futaie ou taillis sous futaie).

5.3.2.4-Distribution du nombre de rejets par diamètre des souches (type de bois)

La distribution du nombre de rejets par souche (n=249) enregistré en 2017 en fonction du diamètre de la souche (appréciée par le type de bois de l'arbre avant la coupe) est représentée dans la figure 72.

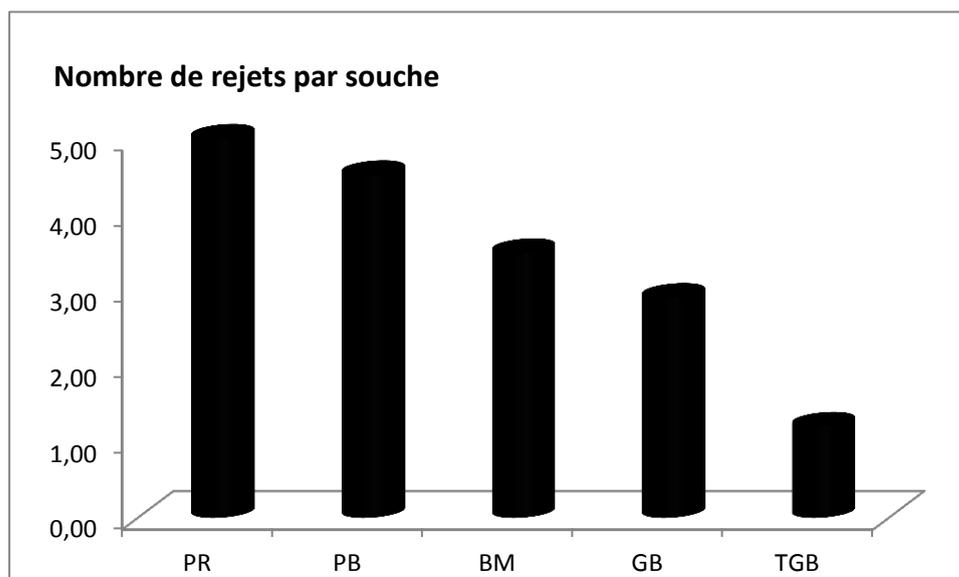


Figure 72 : Distribution du nombre de rejets par souche selon le type de bois de l'arbre (inventaire de 2017)

Cette figure montre que le nombre de rejets par souche n'est pas homogène ; il varie selon le diamètre de la souche ou le type d'arbre coupé. En effet, les souches aux diamètres réduits (perche et petit bois) produisent plus de rejets à raison de 4.63 (± 0.31 rejets/souche), soit entre 3 et 10 rejets. Par contre, les souches aux diamètres des arbres supérieurs de type bois moyen et gros bois, émettent un nombre relativement réduit de rejets soit 3,35 (± 0.30 rejets/souche). Ce sont les souches aux très gros diamètres (très vieux arbres) qui produisent les plus faibles rejets (entre 1 et 2 rejets seulement). Ces résultats sont confirmés par l'analyse de la variance qui montre un effet significatif ($F_{obs} = 5.59$, 4ddl, $Pr < 0,000$) (Annexe A1). Ceci explique que les souches des jeunes arbres produisent significativement plus de rejets que celles des arbres à âge avancé.

Le teste de Tukey au seuil de 5 % (tableau 47) fait ressortir deux groupes homogènes : (i) le premier groupe (A) comporte les arbres aux diamètres réduits (<20cm : PR et PB) dont les souches peuvent fournir un nombre élevé de rejets (entre 4 et 10 rejets : 4.20 et 5.08 rejets en moyenne) et (ii) le deuxième groupe B représente les arbres aux diamètres plus grands (>35cm) dont les souches peuvent émettre un nombre de rejets plus faible (1 à 4 rejets : 2,53 souches en moyenne).

Tableau 47: Test de Tukey sur le nombre de rejets par souche selon le type de bois de l'arbre (inventaire de 2017)

Modalités (type bois)	Code	Moyenne estimée	Groupes
Perche	PR	5,08	A
Petit bois	PB	4,20	A
Bois Moyen	BM	3,49	B
Gros Bois	GB	2,90	B
Très Gros Bois	TGB	1,20	B

5. 4- Effets du pâturage sur les rejets de souches

5. 4.1-Caractéristiques du pâturage dans les sites d'étude recépés

Les résultats d'observation et de suivi pendant trois mois (90 jours) de l'herbivorie (fréquence et importance du pâturage) enregistrés dans chaque site d'étude recépé sont représentés dans le tableau 48 suivant.

Tableau 48 : Caractéristiques du pâturage dans les sites d'étude pendant 3 mois d'observation (Octobre-Décembre 2014)

Sites/Herbivorie	Fréquence du pâturage (nombre de jours de passage des animaux)	Importance du pâturage (nombre d'animaux)
Djerda 1	86	20
Djerda 2	86	20
Djouaneb	6	1
Sandouh	90	130
Tassouda	90	135
Boukebeb	90	141

La lecture de ce tableau montre que la présence du bétail est fréquente (> 96% des jours dans un échantillon de 90 jours) dans la majorité des sites recépés. Un seul site a fait l'exception où la présence des animaux est occasionnelle (< 7% des jours dans un échantillon de 90 jours) ; il s'agit du site de Djouaneb.

Cependant, dans les sites pâturés, nous distinguons selon l'importance des animaux dénombrés deux catégories de sites: (i) les sites à haute pression du pâturage où le troupeau a dépassé journalièrement les 100 individus (entre 130 et 141 têtes) : Sandouh, Tassouda et Boukebeb, (ii) les sites à faible pression du pâturage où le cheptel compte habituellement moins de 30 individus : Djerda et Djouaneb.

5. 4.2- Effet de la fréquence du pâturage sur la vitalité des souches survivantes

Les résultats des deux inventaires sur l'évolution de la vitalité des souches survivantes entre 2014 et 2017 selon la fréquence du pâturage dans les sites d'étude sont représentés dans la figure 73 et le tableau 49.

Tableau 49: Taux de mortalité (%) des souches (dépérissement de leurs rejets) entre 2014 et 2017 en fonction de la fréquence du pâturage dans les sites d'étude

Fréquence du pâturage /Période	2014-2017
Présence rare du pâturage	0 %
Présence fréquente du pâturage	41%

D'après ce tableau, nous remarquons que la vitalité des souches survivantes en 2014, caractérisée par un bon état végétatif de leurs rejets, évolue différemment dans les sites d'étude selon la fréquence du pâturage. En effet, la mortalité différée des souches survivantes expliquée par le dépérissement des rejets, est enregistrée dans les sites fréquemment pâturés ; elle est estimée à près de 41%. Ceci est obtenu par le dénombrement de 65 nouveaux

CHAPITRE V : Résultats

cas observés par rapport à un effectif initial de 157 souches (Figure 73). Au contraire; dans les sites où la présence du pâturage est rare, aucun cas de mortalité de souches n'a été enregistré (0%).

Le test statistique calculé à un taux d'erreur de 5 % révèle une différence très hautement significative de l'effet de la fréquence du pâturage sur la vitalité des souches ($Chi^2 = 798.2$, $ddl = 4$, $p\text{-value} < 0.001$). Donc ces résultats, montrent que la présence fréquente du pâturage influe négativement, à moyen terme, sur la survie des souches et par conséquent sur l'avenir de leurs rejets.

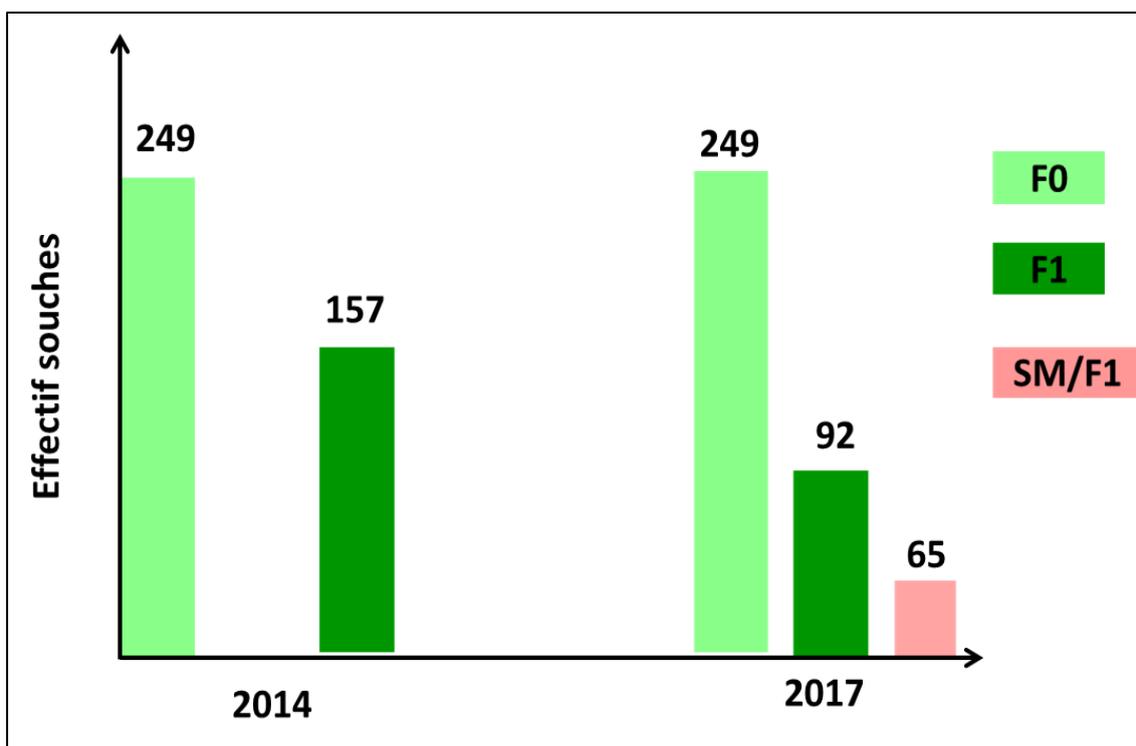


Figure 73 : Evolution temporelle de la vitalité des souches survivantes (n=406) entre 2014 et 2017 en fonction de la fréquence du pâturage (F0 : présence rare du pâturage, F1 : Présence fréquente du pâturage, SM ; souches mortes)

5.4.3- Effet de la pression du pâturage sur la vitalité des souches

Selon la pression du pâturage, les résultats obtenus montrent que le nombre d'animaux qui séjournent dans les sites recépés a un impact négatif à moyen terme sur la vitalité des souches survivantes et le bon développement végétatif des rejets (Figure 74).

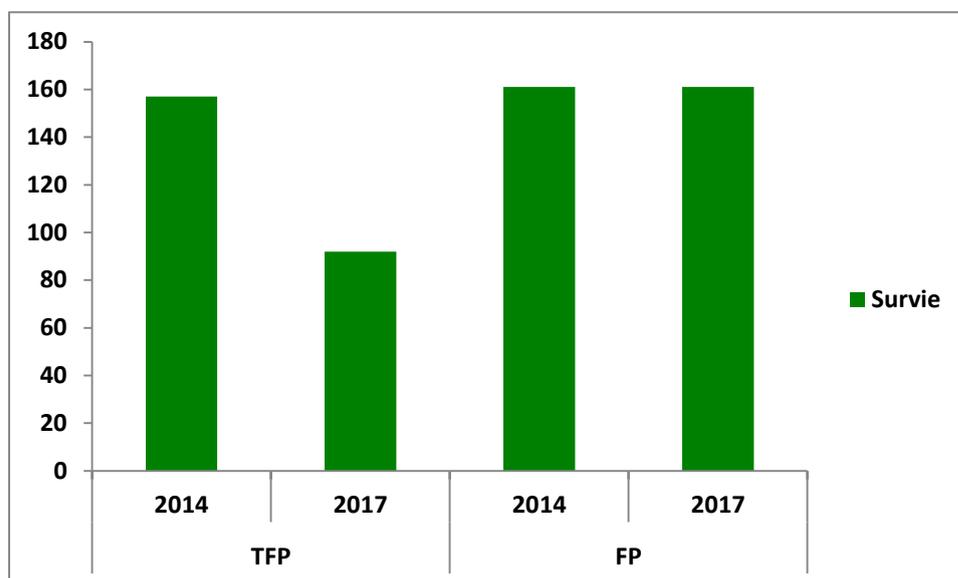


Figure 74 : Importance de la survie des souches entre 2014 et 2017 en fonction de la pression du pâturage (TFP : Très forte pression, FP ; faible pression)

En effet, la figure 74 montre que dans les sites à faible pression du pâturage, toutes les souches survivantes en 2014 ($n=161$) ont conservé leur vitalité trois années plus tard. Ceci explique que le taux de vitalité est de 100% (Tableau 50). Tous les rejets ainsi produits ont donc marqué un bon développement végétatif. Cette catégorie sanitaire de souches est enregistrée dans les sites de Djerda où la présence du cheptel est fréquente mais avec un effectif de têtes relativement faible de l'ordre d'une vingtaine (tableau 50). A ces sites, s'ajoute le site de Djouaneb à faible pression de pâturage avec quelques rares individus ainsi observés.

Tableau 50 : Taux de survie des souches en cinquième année de passage du feu en fonction de la pression du pâturage

Pression du pâturage	Taux de survie des souches en 2017 (%)
Absence du pâturage	0
Faible pression du pâturage	100
Très forte pression du pâturage	59

Par contre, les sites dans lesquels nous avons dénombré pour chaque troupeau plus d'une centaine d'animaux (forte pression du pâturage) montrent clairement une mortalité des souches. Celles-ci passent de 157 souches survivantes lors de la première opération d'inventaire sanitaire à 92 souches seulement en seconde inventaire sanitaire qui a eu lieu trois ans plus tard (figure 74). Ceci s'explique donc par l'apparition des symptômes de déclin des rejets sur 65 souches ce qui représente un taux de mortalité de 41 % (tableau 49). Cette augmentation de mortalité retardée des souches est enregistrée dans les sites de Tassouda, de Boukebeb et de Sandouh. Le test statistique calculé à un taux d'erreur de 5 % révèle une différence très hautement significative de l'effet de la pression du pâturage sur la vitalité des souches après trois ans ($\chi^2 = 800.7$, $ddl = 7$, $p\text{-value} < 0.001$). Ces résultats, montrent l'importance du

pâturage sur la survie à moyen terme des souches et par conséquent sur le développement végétatif ultérieur de leurs rejets.

5.4.4- Quantification des dégâts du pâturage :

Les résultats de l'impact de la pression du pâturage sur le mode de croissance des rejets de chaque souche survivante (cépée), estimés par des signes de broutage en première année de développement sont représentés dans la figure 75 ; par contre dans le tableau 51, nous avons représenté les deux types de formes de rejets en fonction des sites d'étude.

5.4.4.1-Impact global du pâturage sur le développement des rejets

Les résultats de développement des rejets de souche formés en première année et soumis à l'action du broutage par les animaux dans les sites d'étude sont présentés dans la figure 74 suivante.

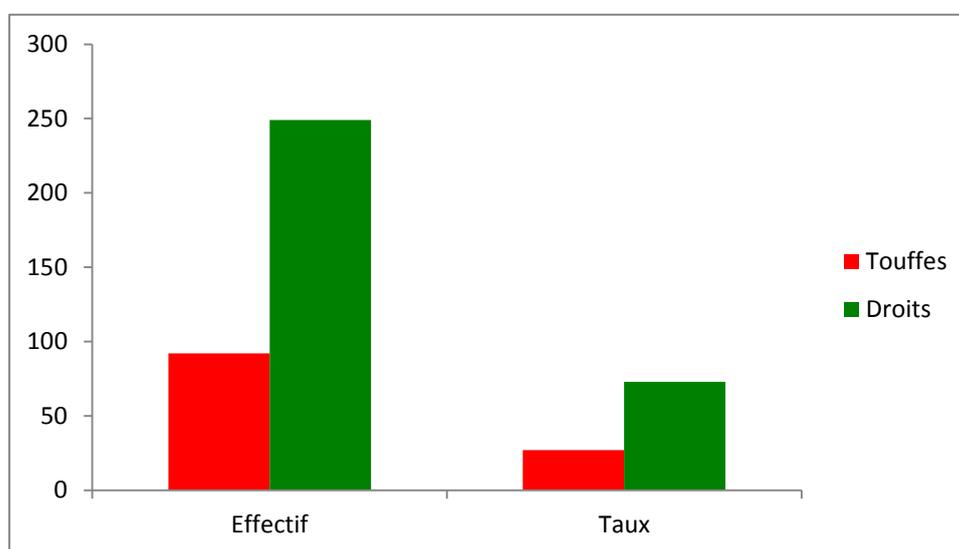


Figure 75 : Type de forme des rejets de souche dans les six sites d'étude

D'après cette figure, nous remarquons que près de 73% (n=249) des souches ont émis des brins plus droits, indiquant un broutage nul ou faible des pousses par les animaux (Figure 75). Une fraction de 27% des souches (n=92) ont présenté cependant de fortes traces de broutage intensif des feuilles et des pousses des rejets. Ces derniers se sont développés en touffes compactes (Figure 75). Les tests statistiques ont révélé une différence significative entre les deux types de développement des rejets sur l'ensemble des sites ($\text{Chi}^2 = 341$, $\text{df} = 5$, $p\text{-value} < 0$).

Le développement en touffes des rejets de souche est enregistré plus particulièrement dans les sites de Tassouda, de Sandouh et de Boukebab (Tableau 51). Il convient de souligner dans ces sites, que toutes les souches ont présenté une grande touffe compacte ce qui a rendu le dénombrement des rejets difficile. En plus, beaucoup de ces rejets poussent en s'étalant ou en rampant à la surface du sol. Ces rejets sans avenir sylvicole, sont considérés irréversiblement perdus.

Tableau 51 : Formes de croissance des rejets dans les sites d'étude

Formes/Sites	1	2	3	4	5	6
Touffes	0	0	0	50	30	12
Droits	79	82	88	0	0	0

¹(Djerda1), ² (Djerda 2), ³ (Djouaneb), ⁴ (Tassouda) , ⁵ (Sandouh) et ⁶ (Boukebeb)

Par contre dans les autres sites (Djerda et Djouaneb), toutes les souches ont produit des rejets qui se sont développés avec un tronc plus droit. Ces souches peuvent donner dans l'avenir des cépées avec quelques meilleurs brins au tronc répondant aux normes sylvicoles (tronc droit facile à démascler).

5.4.4.2- Effet de la fréquence du pâturage sur la forme des rejets de souches

Selon la fréquence du pâturage, les résultats d'observation ont montré que la rectitude des rejets est significativement affectée par la fréquence du pâturage ($\text{Chi}^2 = 335.94$, $\text{df} = 1$, $p\text{-value} < 0.001$). En effet, le tableau 52, montre qu'en présence fréquente du pâturage tous les rejets de souche végètent en forme touffue ce qui représente un taux de 27%. Par contre, en absence totale ou rare des animaux, nous avons remarqué que tous les rejets ont une forme droite soit avec un taux de 73% par rapport à l'effectif total.

Tableau 52 : Fréquences relatives de la forme des rejets de souches (n=341) en fonction de la fréquence du pâturage.

Fréquence du pâturage	Forme des rejets de souches (%)	
	En touffes	Droits
Présence rare du pâturage	0	73%
Présence fréquente du pâturage	27%	0

5.4.4.3- Effet de la pression du pâturage sur la forme des rejets de souches

La pression des troupeaux a un effet très hautement significative sur le mode de développement des rejets de souche ($\text{Chi}^2 = 341$, $\text{df} = 2$, $p\text{-value} < 0.001$). En effet, nous avons remarqué qu'en présence élevée des animaux (très forte pression du pâturage), tous les rejets de souche présentent une forme en touffes compact sous l'effet du broutage (tableau 53). Par contre, lorsque le nombre des animaux qui pâturent dans les placettes est faible (<20 individus : faible pression du pâturage) ou complètement absents, les rejets de souche se développent normalement en donnant des tiges plus droites qui se distinguent les unes des autres (Figure 50). Les taux dans ces placettes sont respectivement de 47 % soit 161 souches et 26 % soit 88 souches.

Tableau 53 : Fréquences relatives de la forme des rejets de souches en fonction de la pression du pâturage

Pression du pâturage	Forme des rejets de souches (%)	
	En touffes	Droits
Absence du pâturage	0	26
Faible pression du pâturage	0	47
Très forte pression du pâturage	27	0

5.5- Evolution de la croissance des rejets de souche

Les résultats de mesures des paramètres de croissance des rejets (hauteur dominante, hauteurs des 3 brins dominants, circonférence au collet, etc.) entre 2014 et 2017 concernent surtout les sites de Djerda1, de Djerda2 et de Djouaneb (n=249) car dans les autres sites (n=92) les rejets de souche ont perdu complètement leur forme droite (formation en touffe) à cause de la forte pression du bétail. Ils sont considérés donc comme irrécupérables et sans avenir sylvicole. En plus, ces sites sont affectés par la mortalité retardée des souches. Par conséquent, nous avons jugé utile d'abandonner ces sites dans l'étude de l'évolution temporelle de la croissance des rejets.

5.5.1- Croissance moyenne en hauteur du brin dominant des six sites entre 2014 et 2017

Les résultats de mesures de la hauteur maximale du rejet dominant de chaque souche des sites d'étude sont représentés dans le tableau 54. Dans l'ensemble, sur 406 souches survivantes, la hauteur maximale moyenne (\pm SE) en automne 2014 elle était de 54,63 (\pm 8,23cm). Cette moyenne varie entre 14,96 (\pm 4,01cm) à Sandouh, Tassouda et Boukebeb et 93,40 (\pm 12,45cm) à Djerda et Djouaneb. Trois ans plus tard (soit cinq ans après l'incendie : 2017), la hauteur maximale moyenne a atteint déjà 156,78(\pm 19,75cm). Cette hauteur varie en moyenne de 296,33 (\pm 33,93cm) dans les trois premiers sites à 17,23 (\pm 5,57cm) dans les autres sites. Cependant, la hauteur maximale des repousses pendant la période d'étude était très variable, entre 8 et 402 cm en 2014 et entre 20 et 680 cm en 2017. Il y avait quelques variations entre les individus, mais la plupart des variations se produisaient entre les sites.

CHAPITRE V : Résultats

Tableau 54: Caractéristiques statistiques de la variable hauteur maximale (brin dominant) (moyenne± Erreur standard) collectée au niveau des souches des sites d'étude

Sites	1	2	3	4	5	6
Hauteur maximale des rejets en 2014 (cm)	78.60 ±10.55	82.30 ±9.52	119.30 ±17.29	21.54 ±4.26	8.38 ±2.44	14.98 ±5.33
Valeurs limites (cm)	66-245	55-238	98-402	8-106	10-66	5-166
Hauteur maximale des rejets en 2017 (cm)	285.50 ±34.86	269.50 ±26.61	334.00 ±40.34	24.40 ±6.13	7.24 ±3.27	20.07 ±7.31
Valeurs limites (cm)	280-580	220-490	310-680	30-123	20-70	42-183

¹(Djerda1), ² (Djerda 2), ³ (Djouaneb), ⁴ (Tassouda) , ⁵ (Sandouh) et ⁶ (Boukebeb)

5.5.2- Croissance moyenne annuelle en hauteur du brin dominant durant 5 années de croissance de 3 sites

Les résultats de la croissance annuelle en hauteur du brin dominant des cépées durant ses cinq premières années de développement (2013-2017) sont représentés pour les sites de Djerda et de Djouaneb dans la figure76. Il convient de signaler que la hauteur dominante mesurée en 2014 est en réalité le cumul de deux années de croissance (2013-2014) étant donné que les rejets ont été produits durant le premier printemps suivant le recépage.

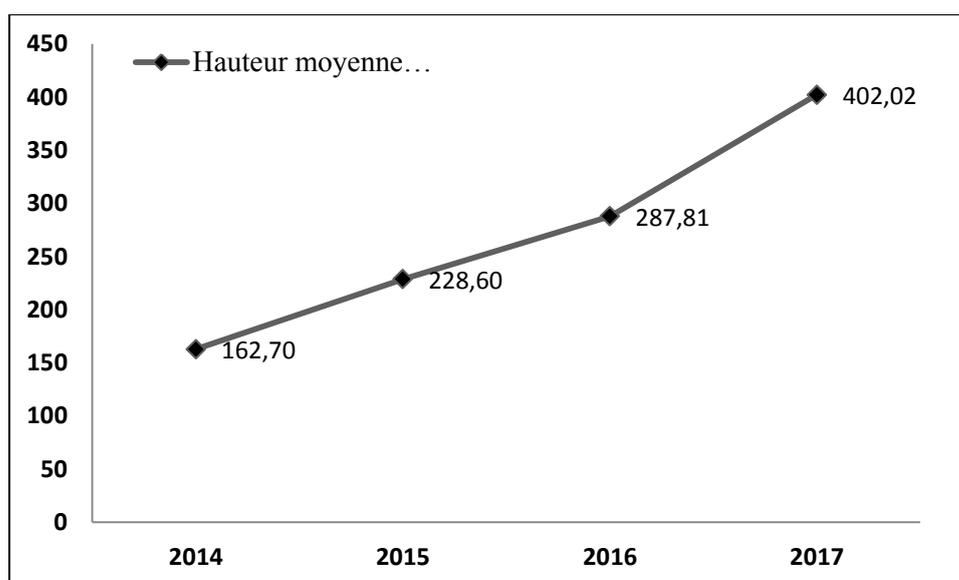


Figure 76 : Evolution annuelle de la croissance en hauteur (cm) du brin dominant durant les quatre années d'inventaire (2014-2017)

La lecture de cette figure, montre que la hauteur moyenne du brin dominant des souches augmente avec le temps et avec des différences significatives entre les années. Ces résultats sont confirmés par l'analyse de la variance à un critère ($F_{obs} = 363.36$, 3ddl, $Pr < 0,0001$) (Annexe A1). Déjà en première année d'inventaire (2014 : soit deuxième année de croissance), la hauteur des brins dominants a dépassé le mètre (162.7 cm en moyenne). Ensuite, ces brins se sont développés avec une vitesse variable pour atteindre les quatre mètres (402.02cm) en fin de quatrième année d'inventaire (ou cinquième année de végétation). Le taux d'accroissement

moyen annuel de la hauteur est de l'ordre de 35%. En effet, les bonnes croissances sont enregistrées en

2^{ème} et 4^{ème} année de développement avec un taux d'accroissement de 40%. Par contre, la croissance relativement réduite (taux d'accroissement de 26%) est notée en 3^{ème} année de développement. Les écarts interannuels ainsi enregistrés oscillent entre 65,98 cm en 2014 et 114.21 cm en 2017. La croissance moyenne annuelle en hauteur du brin dominant durant les quatre premières saisons végétatives est de 100.51 cm.

Le test de Tukey au seuil de 5 % a permis de dégager quatre groupes de croissance (Tableau 55). Un groupe dominant (A) représenté par l'année 2017 avec une forte moyenne de croissance en hauteur de 402,03 cm (220-680cm), vient ensuite un deuxième groupe (B) représenté par l'année 2016 avec une moyenne de 287, 82cm (120-583cm), un troisième groupe (C) représenté par l'année 2015 avec une valeur de croissance moyenne en hauteur de 228,70cm (85-512cm) et enfin un dernier groupe (D) représenté par l'année 2014 avec une valeur moyenne faible de croissance en hauteur de 162,72cm (55-402cm).

Tableau 55 : Test de Tukey de la croissance moyenne annuelle en hauteur d'un brin dominant en fonction du temps

Modalités	Moyenne Estimée (cm)	Group e		
2017	402,03	A		
2016	287,82		B	
2015	228,70			C
2014	162,72			D

5.5.3- Croissance moyenne annuelle en hauteur des 3 brins dominants en fonction du temps

Les résultats de mesures des hauteurs des 3 brins dominants de chaque souche durant les quatre années d'inventaire ou cinq années de croissance sont représentés dans la figure 77.

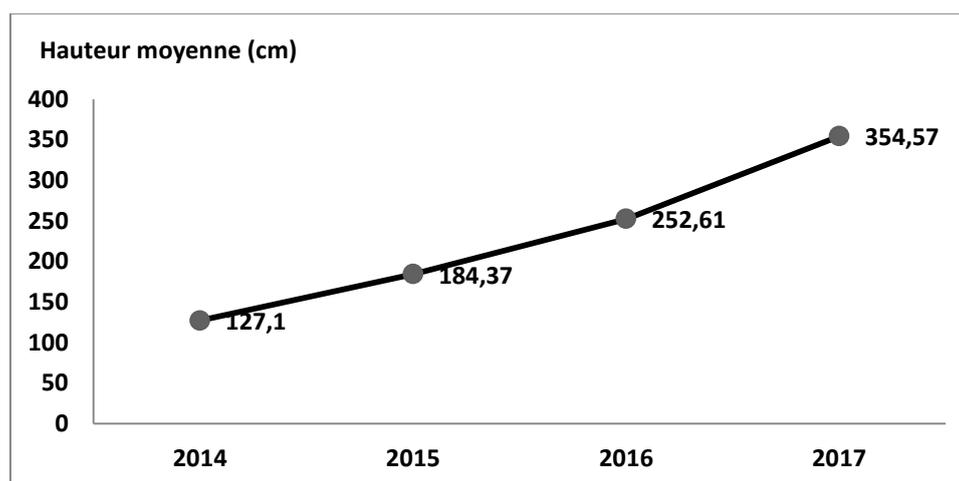


Figure 77 : Evolution de la croissance moyenne annuelle en hauteur de trois brins dominants durant les cinq premières années de croissance.

Cette figure montre que la croissance moyenne en hauteur de 3 brins dominants par souche augmente avec le temps mais avec des différences très importantes entre les années. Les résultats de l'analyse de la variance à un critère montrent que les brins se développent d'une

CHAPITRE V : Résultats

année à l'autre d'une manière significative ($F_{\text{obs}} = 326.44$, 3ddl, $Pr < 0,0001$) (Annexe A1). En effet, les accroissements moyens annuels en hauteur sont donc en nette augmentation ; elle est estimée à 57,22 cm entre 2014 et 2015 puis à 68,24 cm en seconde année pour atteindre une croissance moyenne annuelle de 101,69 cm entre 2016 et 2017.

Ainsi, le teste de Tukey au seuil de 5 % (Tableau 56) fait ressortir 4 groupes homogènes :

- Groupe dominant (A) représenté par les mesures les plus élevées de croissance enregistrées en 2017 avec une moyenne en hauteur de 354,57cm.
- Groupe (B) représenté par les mesures de l'année 2016 avec une moyenne de 252 cm.
- Groupe (C) représenté par l'inventaire de l'année 2015 avec une valeur de croissance moyenne en hauteur de 184,38.
- Groupe (D) représenté par les mesures de l'inventaire de l'année 2014 avec une valeur moyenne faible de croissance en hauteur de 127,15cm.

Tableau 56 : Test de Tukey de la croissance moyenne annuelle en hauteur de trois brins dominants en fonction du temps.

Modalité	Moyenne Estimée (cm)	Groupe
2017	354,57	A
2016	252,61	B
2015	184,38	C
2014	127,15	D

4.5.4-Distribution des brins dominants par classes de hauteurs en 2017

La répartition des brins dominants âgés de 5 années par classe de hauteurs est représentée dans la figure 78 suivante. Elle montre aussi une distribution de type normal. Les deux classes les plus dominantes sont comprises entre 3 et 5m avec un taux cumulé de 75.10%. Ce taux s'apparente à la structure régulière du taillis (K et S, seuil de 5%).

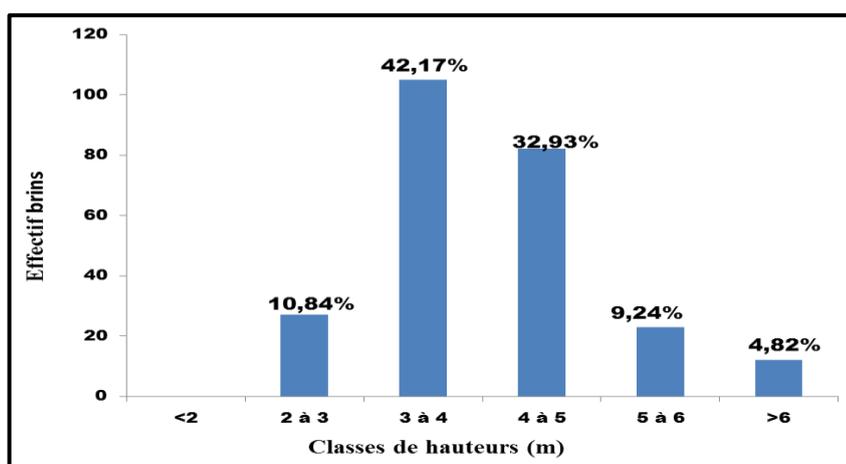


Figure 78 : Répartition des brins dominants en classes de hauteurs (m) en cinquième année de croissance (Inventaire : 2017)

CHAPITRE V : Résultats

Les résultats de l'analyse de la variance à un critère montrent que les classes des hauteurs sont significativement différentes les unes des autres ($F_{obs} = 616.44$, 4ddl, $Pr < 0,0001$) (Annexe A1). En effet, les hauteurs maximales des brins atteintes en cinquième année de croissance sont très variables entre les cépées et même au sein de la même cépée.

Ainsi, le teste de Tukey au seuil de 5 % (**Tableau 57**) fait ressortir pour chaque classe de hauteur un groupe homogène. Il s'agit en fait des sous-groupes du groupe A du tableau 56.

Tableau 57 : Test de Tukey de la croissance en hauteur de trois brins dominants en 2017

Modalités	Moyenne estimée (cm)	Groupes		
>6m	630,00	A		
5 à 6m	549,13		B	
4 à 5m	439,34			C
3 à 4m	346,15			D
2 à 3m	269,61			E

-Groupe (A) : représente les brins les plus hauts dépassant les 6m.

-Groupe (B) : comporte les brins de hauteurs de plus de 5m.

-Groupe (C) à (E) : représentent les hauteurs décroissantes de 4 à 2m.

4.5.5-Comparaison des hauteurs moyennes annuelles entre un brin et 3 brins dominants en fonction du temps

Les résultats d'analyse de comparaison de la variance entre la hauteur moyenne d'un brin dominant et 3 brins dominants en 2014 et 2017 montrent qu'il y a une différence hautement significative ($F_{obs} = 41.14$, 1ddl, $Pr < 0,0001$) (Annexe A1). Ceci explique que dans les deux inventaires (2014-2017), les hauteurs maximales atteintes pour le brin dominant par souche sont significativement supérieures à la hauteur moyenne des trois brins dominants. Ceci indique que le brin dominant est un bon indicateur de croissance des rejets par rapport à la moyenne de trois brins. Si nous comparons les deux modes d'évaluation de la croissance des rejets entre la 1^{ère} et la 5^{ème} année de végétation, nous trouvons une différence de près de 40cm (229,66cm pour 3 brins et 270.28cm pour un brin) ce qui représente une réduction moyenne annuelle de 10cm (soit 15% durant quatre ans). Cette réduction est considérée statistiquement importante.

Le Test de comparaison des moyennes de Tukey au seuil de 5 % fait ressortir deux groupes homogènes (tableau 58) :

-Un groupe dominant (A) représenté par la hauteur moyenne d'un brin dominant mesurée à la fin de sa première année de végétation ; ceci reste significativement élevé. A cela s'ajoute les hauteurs moyennes d'un brin atteintes en 4^{ème} année de croissance.

-Un groupe dominé (B) représentés par les hauteurs moyennes de trois brins mesurées en 2014 et 2017.

Tableau 58 : Test de Tukey de la hauteur d'un brin et trois brins dominants en fonction du temps.

Modalités	Moyenne estimée (cm)	Groupe
1 brin dominant 2014	162,71	A
1 brin dominant 2017	402,3	A
3 brins dominants 2017	313,94	B
3 brins dominants 2014	126,55	B

5.5.6-Effet du diamètre de la souche (type de bois) sur la croissance moyenne en hauteur du brin dominant

Les résultats de la croissance annuelle des rejets de souche (le brin dominant) selon le diamètre (type de bois) sont représentés dans la figure 79.

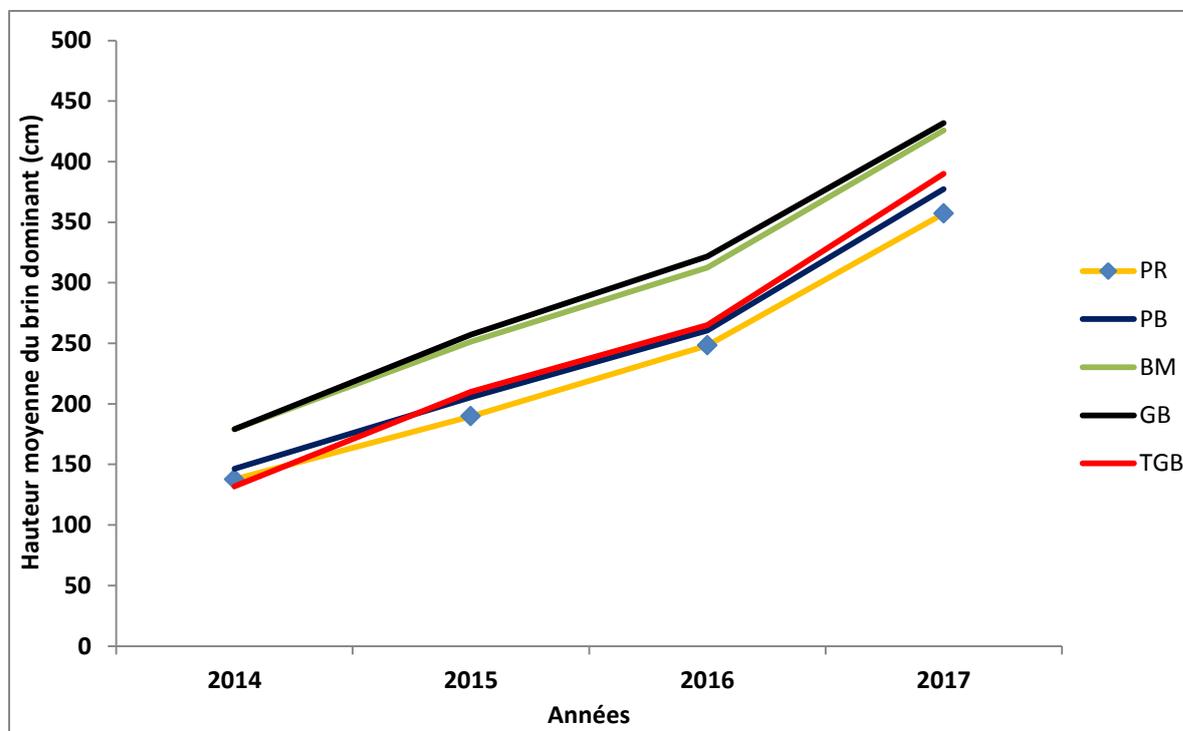


Figure 79: Croissance moyenne annuelle en hauteur du brin dominant en fonction du diamètre de la souche (type de bois)

Cette figure montre que la hauteur du brin dominant par souche augmente avec le temps mais avec une vitesse de croissance différente ; elle varie en fonction du diamètre du bois (ici c'est le type de bois). En effet, au niveau des souches aux diamètres des bois moyen (BM) et gros bois (GB), la croissance moyenne annuelle du brin dominant est la plus élevée de l'ordre de 294.84cm contre une croissance de 248.35cm enregistré au niveau des souches avec des diamètres réduits (soit des arbres de type petit bois : PB) ou grands diamètres (soit des arbres de type très gros bois: TGB). La croissance des brins la plus faible est notée chez les souches de très jeunes arbres (PR : Perches). C'est en 5^{ème} année de développement (2017) que la vitesse de croissance des rejets est plus élevée chez toutes les catégories de bois (114.82cm en moyenne de différence par rapport à la 4^{ème} année). Avant cette année, le rythme de croissance est plus réduit allant de 56.14cm/an pour les souches au diamètre réduit (PR et PB) à 68.14cm pour les souches aux gros diamètres (BM-GB et TGB).

Ces résultats sont confirmés par l'analyse de la variance qui a montré qu'il y a une différence hautement significative ($Pr < 0,0001$) (Annexe A1). Ceci explique que la croissance des rejets varie significativement selon la taille ou l'âge des arbres. En effet, les rejets issus des souches d'arbres adultes se développent plus rapidement que ceux issus des souches d'arbres jeunes ou très vieux.

CHAPITRE V : Résultats

Le teste de Tukey au seuil de 5 % fait ressortir 3 groupes homogènes (Tableau 59):

Le groupe (A) comporte les souches de grands diamètres dont les arbres appartenaient avant le passage du feu à la catégorie de bois moyen et gros bois. Les rejets issus de ces souches ont une bonne croissance (Hauteur dominante : près de 3m).

Le groupe (B) comporte par contre les souches d'arbres de petites dimensions ; ces arbres appartenaient à la catégorie de perche et petit bois. La hauteur du brin dominant est inférieure à 2,5m. Le groupe (AB) est représenté par la catégorie de très gros bois ; il est intermédiaire entre les groupes (A) et (B).

Tableau 59 : Test de Tukey de la croissance moyenne annuelle en hauteur du brin dominant selon le type de bois (diamètre de la souche)

Modalité	Moyenne estimée	Groupes	
Bois Moyen (BM)	300,358	A	
Gros Bois (GB)	292,157	A	
Très Gros Bois (TGB)	249,250	A	B
Petit Bois (PB)	247,447		B
Perches (PR)	241,815		B

5.5.7- Effet de la hauteur de coupe de la souche sur la croissance moyenne en hauteur du brin dominant

La figure 80 représente la croissance moyenne annuelle en hauteur du brin dominant en fonction des différentes classes de hauteur de coupe des troncs. Cette figure montre que les courbes de croissance des rejets dominants sont sensiblement identiques (mêmes tendances). Les résultats de l'analyse de la variance révèlent une différence non significative de la hauteur des rejets en fonction de la hauteur de la coupe d'arbres morts ($F_{obs}=1.87$, 4ddl, $P_r= 0.11$) Annexe A1. Ce paramètre n'a aucun effet sur la croissance des brins dominants.

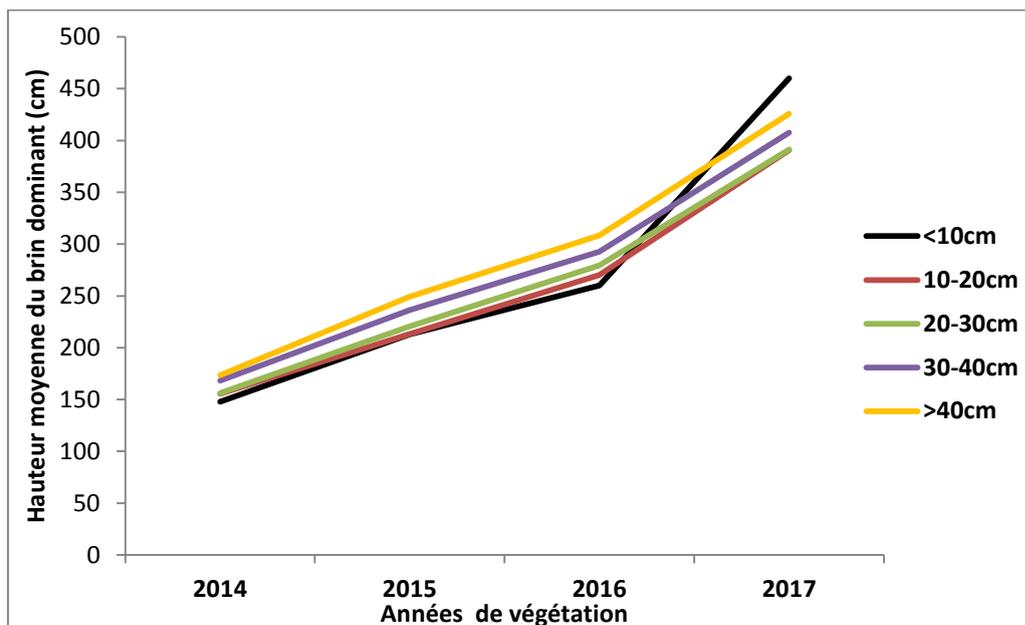


Figure 80: Croissance moyenne annuelle en hauteur du brin dominant en fonction de la hauteur moyenne de coupe de la souche

5.5.8- Effet du taux d'altération du bois sur la croissance moyenne en hauteur du brin dominant

La figure 81 montre que la croissance moyenne en hauteur d'un brin dominant des souches saines (non endommagées) suit la même tendance durant les trois années d'observation que celles aux surfaces basales du bois endommagées. La moyenne de la hauteur maximale varie faiblement entre les 3 classes ; elle est de l'ordre de 269,96 cm à 276,15cm. Ces résultats sont confirmés par l'analyse de la variance qui montre une différence non significative entre le taux d'endommagement du bois et la vitesse de croissance des rejets ($F_{obs}=0.07$, 2ddl, $Pr= 0.94$) Annexe A1.

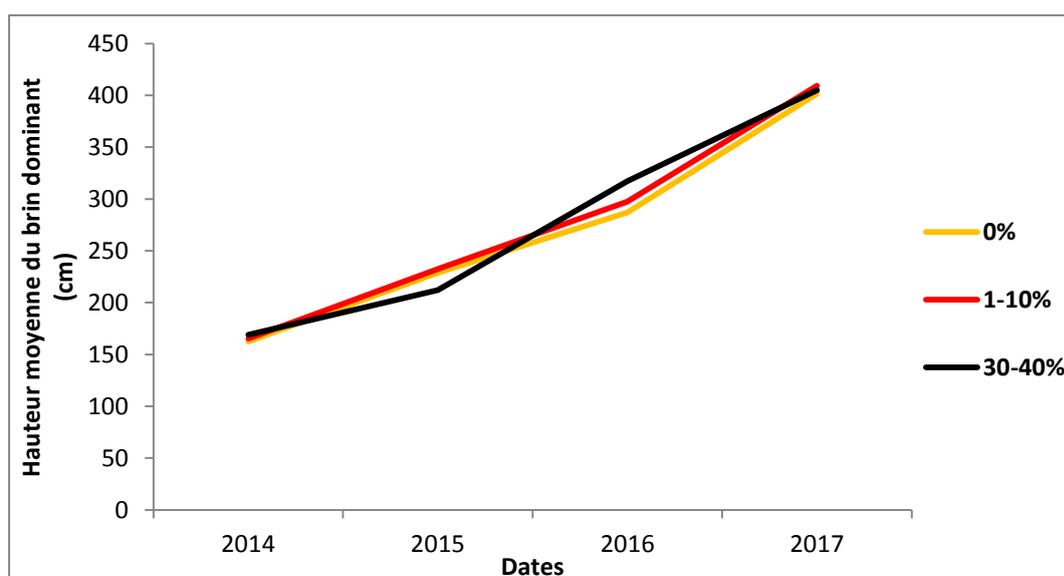


Figure 81: Croissance moyenne annuelle en hauteur du brin dominant en fonction du taux d'altération du bois des souches

5.5.9-Effet du nombre de rejets par souche sur la hauteur d'un brin dominant

Les résultats de mesures de la hauteur maximale du brin dominant en fonction du nombre de rejets par souche sont représentés dans la figure 82. La lecture de cette figure montre que la hauteur maximale du brin dominant varie selon le nombre de brins ainsi formés sur la souche. En effet, cette hauteur diminue progressivement dans les deux inventaires de mesures au fur et à mesure que le nombre de rejets augmente. Elle est maximale lorsque le brin est seul sur la souche [207,47 (± 33.25 cm) en 2014 et 480,01 (± 38.94 cm) en 2017], par contre elle atteint les valeurs minimales lorsque les brins sont plus nombreux sur les souches (de 4 à 10 brins) de l'ordre de 146,81 (± 14.66 cm) en 2014 et 372,04 (± 13.43 cm) en 2017.

Cette figure montre aussi que le rythme moyen de croissance du brin dominant varie selon les modalités des souches, entre 20.22cm/an en 2014 et 12.00cm/an en 2017. Nous remarquons aussi qu'au niveau des souches à plus de quatre brins, la hauteur du brin dominant est réduite de près de 12% en 5^{ème} année de croissance (2017) par rapport à la hauteur du brin dominant des souches à 3 brins (52.43cm et 11.06cm respectivement). Au contraire, en 2^{ème} année de croissance (2014), l'écart de la hauteur du brin dominant entre les souches à plus de 4 brins par rapport aux cépées à 3 brins est faible de l'ordre de 5.66% (soit 8.81cm et 11.45cm respectivement).

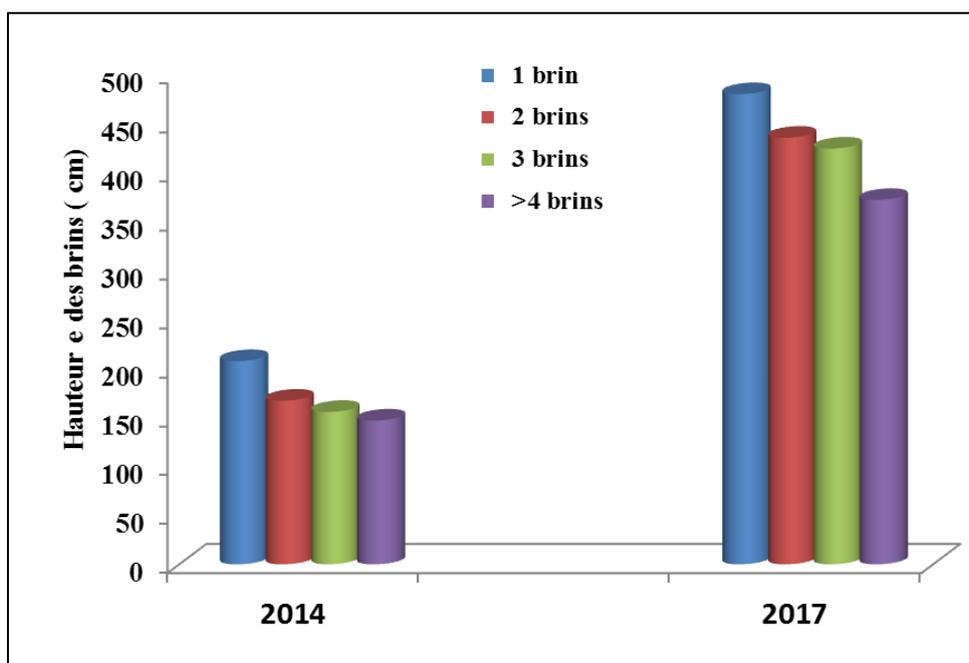


Figure 82 : Evolution annuelle de la hauteur d'un brin dominant entre 2014 et 2017 en fonction du nombre de brins par cépée

Les résultats de l'analyse de la variance montrent qu'il y a une différence significative pour ce paramètre ($F_{obs} = 6.96$, 3ddl, $Pr < 0,000$) (Annexe A1). Ceci explique qu'en seconde année de végétation, les souches à un rejet offrent une meilleure croissance (hauteur plus élevée du rejet dominant) que les souches avec deux et plus de rejets.

Le test de Tukey au seuil de 5% fait ressortir deux groupes homogènes (tableau 60) : (i) un groupe dominant (A) qui compte seulement les souches à un rejet avec une hauteur moyenne

CHAPITRE V : Résultats

supérieure à 2m et (ii) un deuxième groupe dominé (B) qui comporte les autres modalités de souches avec des valeurs de la hauteur du brin dominant inférieures (<2m : 146.80-167.62cm).

Tableau 60: Test de Tukey de la croissance en hauteur du brin dominant selon le nombre de rejets par souches (Inventaire 2014)

Modalités de souches	Moyenne estimée (cm)	Groupes
1 brin	207,47	A
2 brins	167,62	B
3 brins	155,62	B
>4 brins	146,80	B

Après cinq ans de croissance en hauteur du brin dominant de chaque souche, les résultats de l'analyse de la variance montrent qu'il y a une différence significative de ce paramètre entre les modalités de souches ($F_{obs} = 13.49$, 3ddl, $Pr < 0,0001$) (Annexe A1). Ceci explique que les souches à un rejet donnent toujours les meilleurs croisances en hauteur par rapport aux autres souches à plus d'un brin.

Mais le test de Tukey au seuil de 5 % fait ressortir deux groupes homogènes différents à ceux enregistrée en 2014 (Tableau 61):

-un groupe dominant (A) comportant en plus les souches à un brin celles à deux et trois brins. La hauteur moyenne maximale est supérieure à 4m. Ceci explique que durant les trois années suivantes de croissance, les autres brins (second brin de la souche à 2 brins et 2 autres brins de la souche à 3 brins) se sont rattrapés pour atteindre sensiblement la hauteur du brin dominant.
-un deuxième groupe dominé (B) comportant seulement les souches à plus de 4 brins. La hauteur du brin dominant est inférieure à 4m (soit 372,03 cm). Cela signifie qu'à partir de 4 brins par souche que la croissance du brin dominant est relativement réduite.

Tableau 61: Test de Tukey de la croissance en hauteur du brin dominant selon le nombre de rejets par souches (inventaire 2017)

Modalités de souches	Moyenne estimée (cm)	Groupes
1 brin	480,33	A
2 brins	453,03	A
3 brins	424,47	A
>4 brins	372,04	B

5.5.10-Effet du nombre de rejets par souche sur la hauteur moyenne de 3 brins dominants

Les résultats de mesures de la hauteur maximale des trois brins dominants en fonction du nombre de brins par souche en 5^{ème} année de croissance sont représentés dans la figure 83. La lecture de cette figure montre que la croissance en hauteur suit la même tendance décroissante

CHAPITRE V : Résultats

que celle du brin dominant (Figure 82 avec 4 modalités de souches). Il s'agit d'une distribution binomiale. En effet, elle est d'autant plus importante que le nombre de brins diminue. Elle est élevée lorsque le brin se développe seul sur la souche [475,00 ±36.48cm) en 2017], par contre elle atteint les valeurs minimales (moins de 350cm) lorsque les brins évoluent en densité importante sur la souche (plus de 7 brins). Ceci indique une perte de croissance de 34%, soit plus de 1.5m de hauteur en moins.

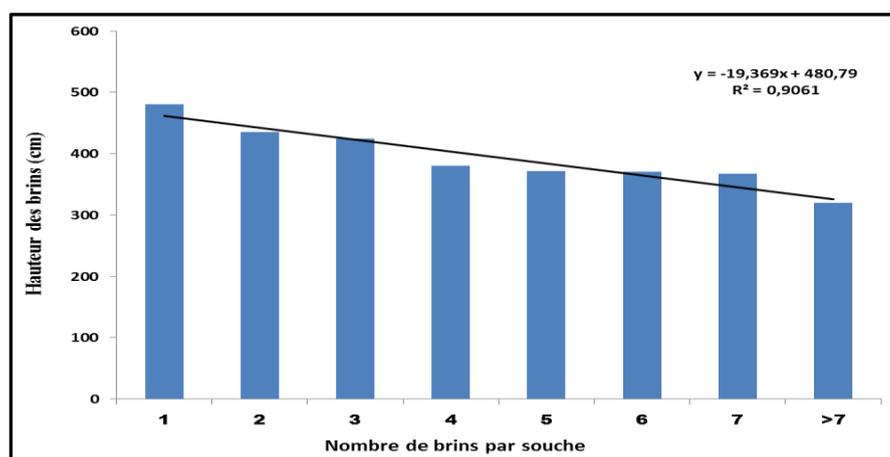


Figure 83 : Distribution des hauteurs moyennes de trois brins dominants en fonction du nombre de brins par souche en 5^{ème} année de croissance (Inventaire 2017) avec la courbe de tendance linéaire

Les résultats de l'analyse de la variance montrent une différence significative de ce paramètre entre les modalités de souches ($F_{obs} = 6.77$, 7ddl, $Pr < 0,0001$) (Annexe A1). Ceci explique que les souches avec moins de rejets offrent de meilleures conditions de croissance en hauteurs aux quelques brins que celles à densité de rejets plus élevée.

Le test de Tukey au seuil de 5 % distingue trois groupes homogènes (Tableau 62):

Tableau 62: Test de Tukey de la croissance en hauteur des trois brins dominants selon le nombre de rejets par souches (inventaire 2017)

Modalités	Moyenne estimée (cm)	Groupes	
1 brin	453,00	A	
2 brins	435,53	A	B
3 brins	424,47	A	B
4 brins	380,28		B C
5 brins	372,81		B C
6 brins	371,87		B C
7 brins	367,06		C
Plus de 7 brins	320,00		C

-Groupe (A) comporte les souches de un à 3 brins dont la hauteur moyenne maximale est supérieure à 4m.

-Groupe (B) comporte les souches ayant produit 4 à 6 brins avec une hauteur moyenne comprise entre 370 et 380cm.

-Groupe (C) contient les souches avec 7 brins et plus avec une croissance en hauteur inférieure à 350cm.

5.5.11-Croissance moyenne annuelle en circonférence du brin dominant en fonction du temps

Les résultats de mesures des circonférences au collet du brin dominant des rejets des trois sites d'étude sont représentés dans la figure 84. Cette figure montre que la croissance moyenne en largeur des brins dominants augmente avec le temps à raison de 10cm par an (inventaires: 2015-2017). Déjà en 3^{ème} année de développement, les brins dominants mesurent près de 9 (± 0.54 cm) de circonférence pour atteindre 30.73 (± 0.54 cm) deux années plus tard (soit en 5^{ème} année de développement). Les résultats de l'analyse de la variance mettent en évidence une différence hautement significative ($F_{obs} = 796,71$, 2ddl, $Pr < 0,0001$) de la croissance de la circonférence en fonction du temps (Annexe A1). En effet, les mesures du dernier inventaire (2017) sont significativement plus élevées que celles des inventaires 2014-2015

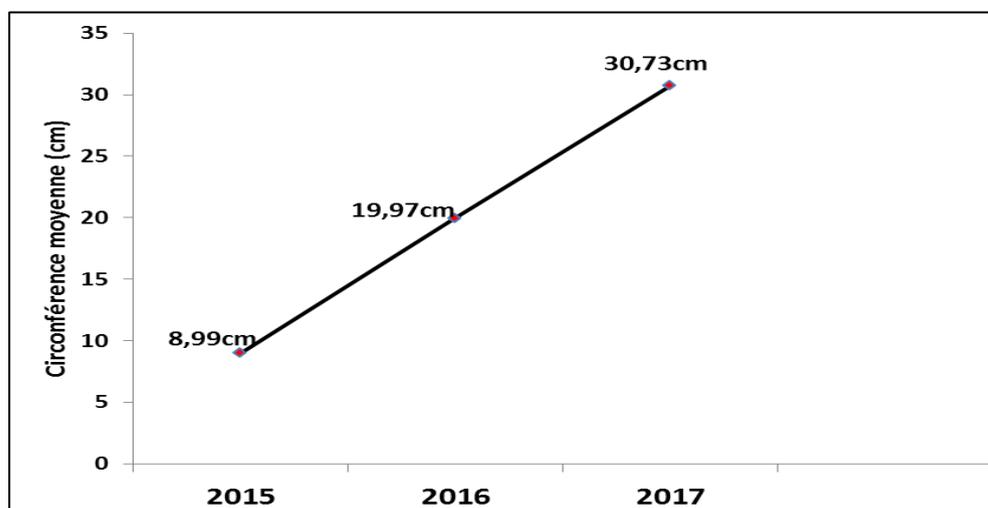


Figure 84: Croissance moyenne annuelle en circonférence du brin dominant en fonction du temps

Le test de Tukey au seuil de 5% (tableau 63) fait ressortir trois groupes homogènes suivants :

- Un groupe dominant (A) qui compte les brins dominants avec une circonférence moyenne de 30,73 cm (soit 9,78 cm de diamètre) obtenue en 2017 (5^{ème} année de croissance).
- Un Deuxième groupe (B) marqué par les circonférences des brins dominants mesurées en 4^{ème} année de croissance des brins (2016) avec une moyenne de 19,98 cm, ce qui représente un diamètre de 6.36cm.
- Un dernier Groupe (C) comporte des faibles circonférences moyennes des brins dominants de l'ordre de 8,99cm enregistrés en 3^{ème} année de croissance (soit 2,86cm de diamètre (2015)).

Tableau 63: Test de Tukey de la croissance moyenne annuelle en circonférence du brin dominant en fonction du temps

Modalité	Moyenne Estimée (cm)	Groupes
2017	30,73	A
2016	19,98	B
2015	8,99	C

5.5.12-Distribution des effectifs des brins dominants par classes de circonférence

La répartition des effectifs des brins dominants par classes de circonférence est monomodale (Figure 85). Elle suit une tendance d'une distribution normale et confère au taillis une structure régulière (Test K et S, seuil de 5%). Les deux classes les mieux représentées sont [20-30cm] et [30+40cm] avec des taux respectifs de 46.18 et 31.33%. Déjà en 5^{ème} année de croissance, près de 2.41% des brins sont proches de la dimension minimale de leur mise en valeur pour la récolte du liège mâle (Cf :>50cm).

Les résultats de l'analyse de la variance mettent en évidence une différence hautement significative ($F_{obs} = 483,89$, 4ddl, $Pr < 0,0001$) de la croissance en largeur des brins. Ceci explique que les brins avec une circonférence comprise entre 20 et 30cm sont significativement plus élevés que les autres brins de circonférences inférieure ou supérieure.

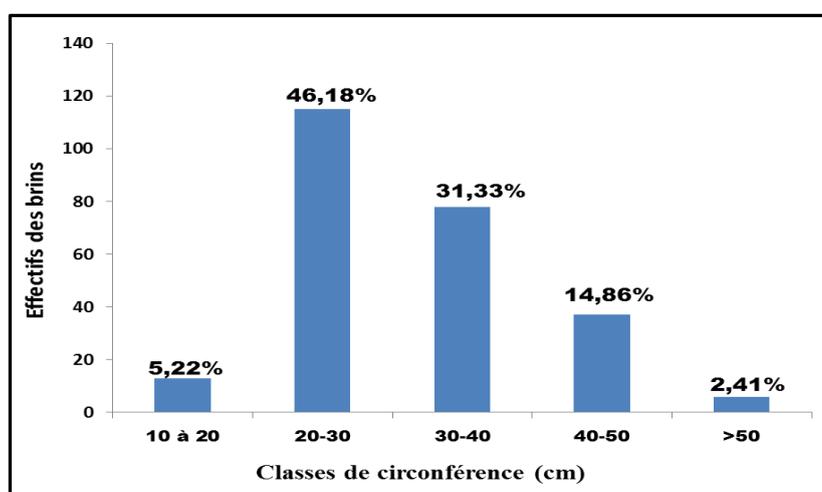


Figure 85 : Distribution des brins dominants par cépée (n=249) par classes de circonférence (cm) (Inventaire 2017).

Le test de Tukey au seuil de 5% fait ressortir 5 groupes homogènes (tableau 64) dont chacun correspond à une classe de circonférence.

Tableau 64: Test de Tukey de la croissance moyenne en circonférence des brins dominants (inventaire 2017)

Modalités	Moyenne estimée (cm)	Groupes
>50cm	51,167	A
40-50cm	43,081	B
30-40cm	32,782	C
20-30cm	25,722	D
10-20cm	18,154	E

-Groupe (A) : compte les brins avec une circonférence moyenne de plus de 50cm (Ø: 15.92cm). Ce sont les brins qui sont proches des dimensions d'exploitabilité du liège mâle.

- Autres groupes (B à E) : comportent les brins avec une croissance en largeur décroissante comprise entre 40 et 10 cm respectivement.

5.5.13-Effet du diamètre de la souche (type de bois) sur la croissance moyenne en circonférence du brin dominant

La figure 86 représente l'évolution de la circonférence du rejet dominant en fonction du diamètre de la souche (type de bois de l'arbre avant la coupe).

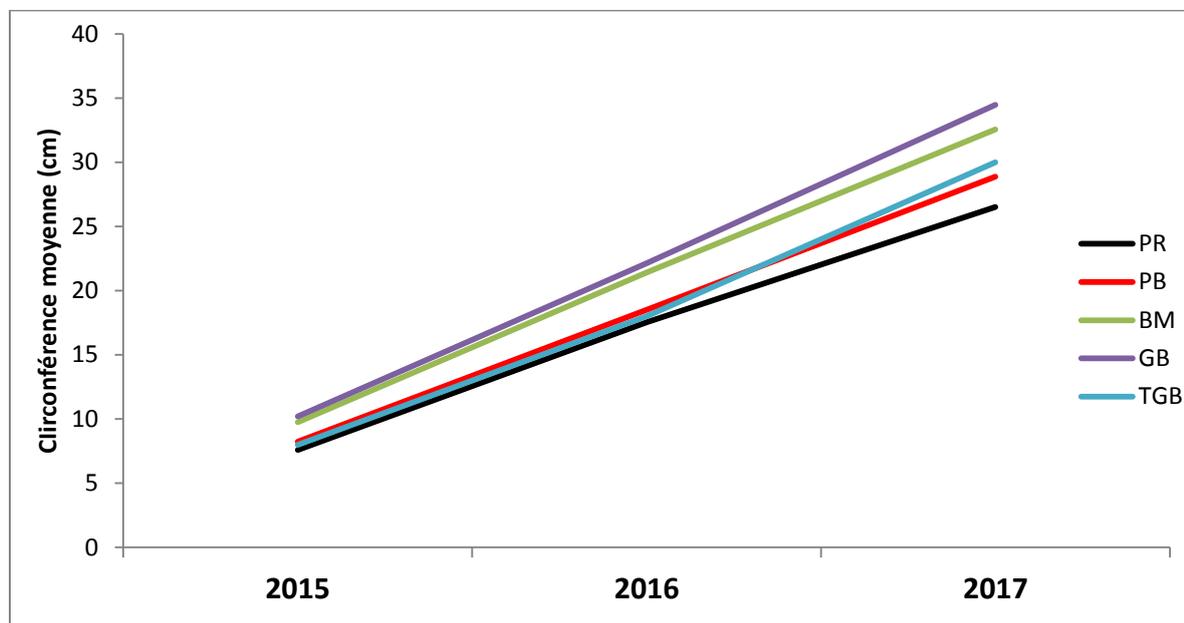


Figure 86: Croissance moyenne annuelle de la circonférence (cm) du brin dominant en fonction du diamètre de la souche (types de bois) entre 2015 et 2017

La lecture de cette figure montre que la croissance en circonférence du brin dominant augmente d'une année à l'autre. Cette augmentation est variable selon le diamètre de la souche. En effet, au niveau des souches aux grands diamètres ($\varnothing > 60\text{cm}$: très gros bois) et aux diamètres réduits ($\varnothing < 20\text{cm}$: petit bois et perche), la croissance en largeur est relativement faible (18.14 cm en moyenne) par rapport aux souches aux diamètres intermédiaires (21.75cm en moyenne). Ces résultats sont confirmés par l'analyse de la variance qui montre une différence significative ($F_{\text{obs}}=4.72$, 4ddl, $Pr < 0,001$) Annexe A1. Ceci explique que les souches issues des arbres adultes donnent des rejets à croissance plus rapide en circonférence que celles issues des jeunes ou vieux arbres.

Le test de Tukey fait ressortir deux principaux groupes homogènes (tableau 65) :

- un groupe dominant (A) composé de souches issues des arbres de type gros bois et le bois moyen ; la croissance moyenne en circonférence du rejet varie entre 21 et 22 cm.
- un groupe (B) composé de souches de diamètres réduits issues des arbres de type (petit bois et perche). La croissance du rejet dominant est marquée par des circonférences les plus faibles (<18.50cm).

Un groupe intermédiaire (AB) s'est dégagé de ce test, composé des souches issues de très vieux arbres de type très gros bois malgré que la circonférence du brin dominant est proche du groupe B. Ceci explique que dans cette catégorie de bois, nous pouvons trouver des rejets de souche à croissance rapide (groupe A) ou lente (groupe B).

Tableau 65 : Test de Tukey de la croissance moyenne annuelle en circonférence du brin dominant en fonction du diamètre des souches

Modalité	Diamètres (cm)	Moyenne estimée (cm)	Groupes	
Gros Bois (GB)	42,5-62,5	22,27	A	
Bois Moyen (BM)	27,5-42,5	21,25	A	
Très Gros Bois (TGB)	>62,5	18,67	A	B
Petit Bois (PB)	17,5-27,5	18,54	B	
Perche (PR)	<17,5	17,22	B	

5.5.14-Effet de la hauteur de coupe sur la croissance moyenne en circonférence du brin dominant

Les résultats de mesures des circonférences des brins dominants en fonction des classes de hauteur de coupe d'arbres recépés sont représentés dans la figure 87. Cette figure montre que la croissance en circonférence des brins dominants augmente avec le temps pour l'ensemble des classes de hauteurs de coupes. La courbe de croissance en largeur des brins suit la même tendance quel que soit la hauteur de coupe. Les résultats de l'analyse de la variance montrent qu'il n'y a pas une différence significative ($F_{obs}=1,22$, 4ddl, $Pr > 0,30$) pour ce paramètre (Annexe A1). Nous pouvons dire donc que la hauteur de coupe des arbres n'a pas un effet significatif sur la croissance en circonférence des brins dominants.

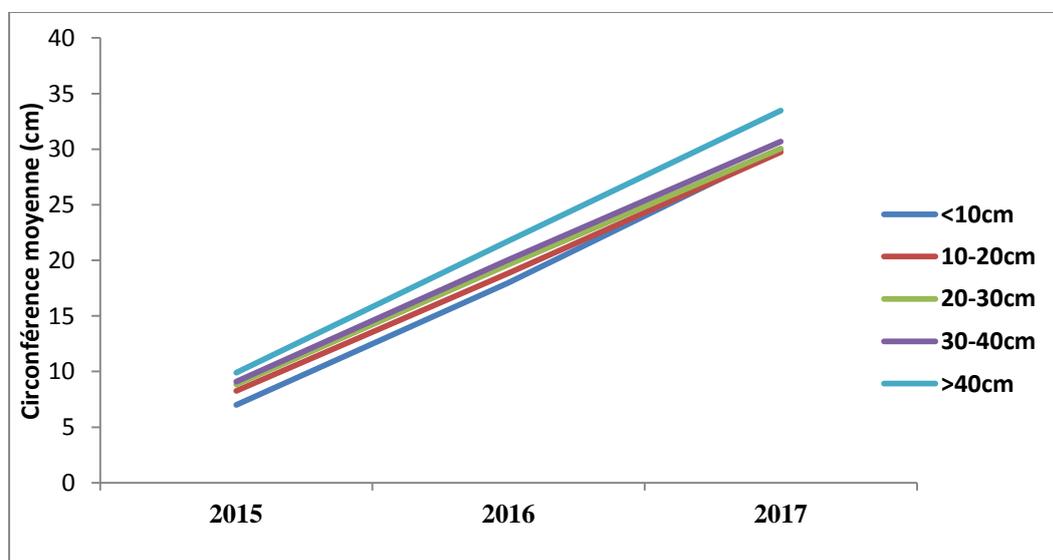


Figure 87: Evolution temporelle de la croissance moyenne en circonférence du brin dominant en fonction de la hauteur de coupe des arbres recépés.

5.5.15- Effet du taux d'altération du bois sur la croissance moyenne en circonférence du brin dominant

L'évolution annuelle de la circonférence du brin dominant en fonction du taux d'endommagement de la surface basale du bois des souches est représentée dans la figure 88.

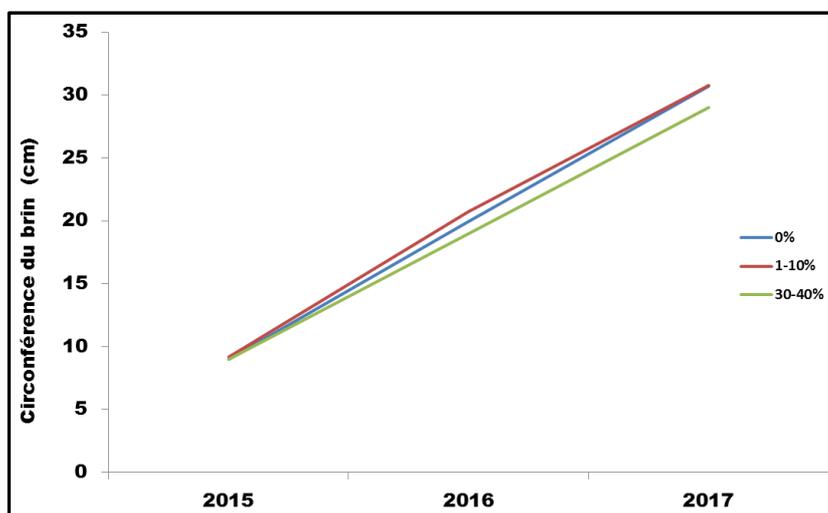


Figure 88 : Croissance moyenne en circonférence du brin dominant en fonction du taux d'altération du bois

Cette figure montre que la circonférence du brin dominant augmente en fonction du temps indépendamment de l'état de la surface basale du bois. La circonférence moyenne est de 20cm entre la 3^{ème} et la 5^{ème} année de développement. Si nous considérons les cinq années de croissance (2013-2017), la circonférence augmente à raison de 15cm par an en moyenne. Cette croissance en largeur ne semble pas affectée significativement par l'endommagement du bois. Ces résultats sont confirmés par l'analyse de la variance ($F_{obs}=0.04$, 2ddl, $Pr=0.96$) Annexe A1.

5.5.16-: Effet du nombre de rejets par souche sur la circonférence moyenne du brin dominant

Les résultats de mesures de la circonférence du rejet dominant en fonction du nombre de rejets émis par la souche entre 3^{ème} et 5^{ème} année de végétation sont représentés dans la figure 89. La lecture de cette figure montre que la circonférence au collet du brin dominant suit une tendance décroissante selon le nombre de rejets par souche. En troisième année de développement (premier inventaire de 2015), les circonférences mesurent entre 12.3 (± 1.12 cm) pour les souches à un brin et 8,04 ($\pm 0,61$ cm) pour les souches à plus de 4 rejets.

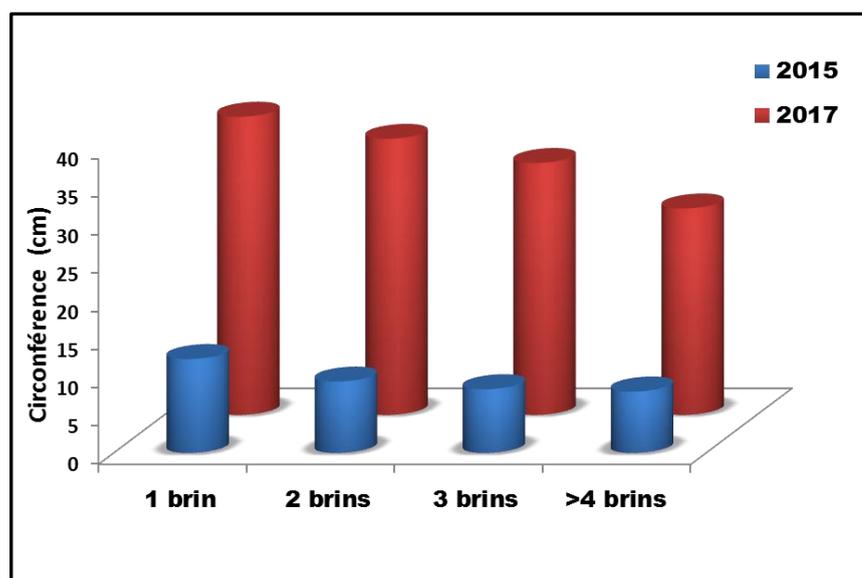


Figure 89 : Evolution de la circonférence du brin dominant entre 2015 et 2017 en fonction du nombre de brins par cépée

Les résultats de l'analyse de la variance montrent une différence significative de la circonférence entre les modalités de souches ($F_{obs} = 13.88$, 3ddl, $Pr < 0,0001$) (Annexe A1). Ceci explique que la croissance en largeur du brin dominant est significativement meilleure déjà en second année de végétation lorsqu'il est seul sur la souche que lorsqu'il est accompagné par d'autres rejets. Dans cette situation de modalités de souches, le brin dominant perd près de 4cm (circonférence moyenne des 3 modalités est de 8.58cm) soit un taux de 30%. La croissance moyenne annuelle de la circonférence entre 2015 et 2017 est estimée entre 8.93 pour le brin seul et 6.34cm pour les rejets nombreux.

Le test de Tukey au seuil de 5% fait ressortir deux groupes homogènes (tableau 66):
 -un groupe dominant (A) comprend les souches à un brin avec une bonne croissance en largeur du brin dominant (circonférence moyenne élevée).
 -un groupe dominé (B) comprend le reste des modalités avec une croissance moyenne du brin dominant (circonférence moyenne réduites).

Tableau 66: Test de Tukey de la croissance en circonférence du brin dominant en fonction du nombre de rejets par souche en 2015

Modalités	Moyenne estimée (cm)	Groupes
1 brin	12,13	A
2 brins	9,35	B
3 brins	8,34	B
4 brins	8,04	B

Après cinq ans de végétation, la courbe de circonférence du brin dominant montre une allure similaire (décroissante) à celle enregistrée en 2015. C'est ainsi que la circonférence diminue de 39.08 (± 1.12 cm) pour les souches à un brin à 27,05 ($\pm 0,85$ cm) pour les souches à quatre brins et plus, ce qui représente une perte de croissance en largeur de 12.03cm en cinq années.

Les résultats de l'analyse de la variance montrent qu'il existe une différence significative pour ce paramètre ($F_{obs} = 39.76$, 3ddl, $Pr < 0,0001$) (Annexe A1). Ceci montre que l'unique brin formé sur la souche se développe en largeur avec une vitesse toujours meilleure par

rapport aux restes des brins formés avec d'autres.

Le test de Tukey au seuil de 5 % fait ressortir 4 groupes homogènes (tableau 67) :

- un groupe dominant (A) comportant toutes les souches à un brin qui se développe en largeur atteignant une circonférence maximale allant de 21 à 51cm (soit 39,08cm en moyenne).
- un deuxième groupe AB comportant les souches à 2 brins. Le brin dominant atteint une valeur oscillant entre 23 et 52cm (soit 36,18 cm en moyenne). Une partie des brins dominants se développent avec le même rythme que ceux du groupe (A).
- un troisième groupe (B) contenant les souches à 3brins dont la circonférence du brin dominant croît avec une vitesse moyenne inférieure de 9% (soit 33,02cm en moyenne)
- un groupe (C) composé de souches à plusieurs rejets (> 4 brins) qui donnent une vitesse de croissance en largeur du brin dominant la plus faible (27,05cm).

Tableau 67: Test de Tukey de la croissance en circonférence du brin dominant en fonction du nombre de rejets par souche en 2017

Modalité	Moyenne estimée	Groupes	
1brin	39,08	A	
2brins	36,18	A	B
3brins	33,02		B
>4 brins	27,05		C

6- Analyses statistiques multi-variées des données :

6.1-Modèles linéaires à effets mixtes (GLMM)

6.1.1-Mortalité des arbres après le feu

Au total, nous avons suivi 729 souches de chêne-liège brûlés en été 2012 et qui ont été coupés l'hiver suivant car les arbres manquaient de régénération de la couronne. En automne 2014, lorsque le premier inventaire a eu lieu (environ deux ans après l'incendie), 44,3% de ces souches n'avaient pas de repousse basale et étaient considérés comme mortes (n = 323).

En 2017 (cinq ans après le feu), la mortalité atteignait 53,2% (n = 388), ce qui signifie que durant cette période de trois ans, la mortalité augmentait de 9%.

Le modèle développé pour prédire la probabilité globale de la mortalité à court terme (c.-à-d. évaluée deux ans après l'incendie) a montré que la mortalité initiale était significativement affectée par ordre d'importance décroissant (1) l'épaisseur de l'écorce, (2) l'exposition racinaire au feu, (3) les blessures du tronc et (4) le diamètre à hauteur de Poitrine (DHP) (Tableau 68). La probabilité de mortalité à court terme diminuait avec l'augmentation de l'épaisseur de l'écorce et augmentait avec l'augmentation de l'exposition des racines au feu, le pourcentage de bois endommagé (blessures au tronc) et le diamètre des arbres (DHP).

Tableau 68. Modèles à effets mixtes linéaires pour prédire la mortalité post-incendie des arbres de chêne-liège en deux temps : (1) deux ans après l'incendie et (2) cinq ans après l'incendie Modèles basés sur 729 souches échantillons

Modèle	Variabes	Coefficient	χ^2	P-value
Deux ans après incendie (2014)	β_0 (constant)	-10.31 ± 0.04	-	-
	Épaisseur du liège	-0.54 ± 0.10	151.51	<0.001
	Exposition des racines	8.94 ± 2.38	87.42	<0.001
	Endommagement bois	0.18 ± 0.04	40.61	<0.001
	DBH	0.11 ± 0.04	6.38	0.011
Cinq ans après incendie (2017)	β_0	-6.47 ± 2.79	-	-
	Endommagement bois	0.27 ± 0.05	100.77	<0.001
	Exposition racinaire	6.73 ± 2.28	29.72	<0.001
	Épaisseur du liège	-0.19 ± 0.04	29.19	<0.001

Coefficients du modèle (± erreur standard) : β_0 , intercept ; Épaisseur de l'écorce à 0,3 m (mm); Longueur d'exposition des racines ; Blessures au tronc (%) ; DHP, diamètre à 0,30 m (cm). Résultats du test du rapport de vraisemblance (χ^2 et valeur p respective) pour évaluer l'importance de chaque variable (les variables sont classées par ordre décroissant d'importance). Performances du modèle : NagelkerkeR2, marginal R2, conditionnel R2 ; 2014 = 0,980, 0,971, 0,977 ; 2017=0,835, 0,868, 0,955 ; ASC ROC : 2014 =1 ; 2017 = 0,99.

Les résultats des analyses de facteur d'inflation de la variance (VIF) montrent que sur un ensemble de 14 variables explicatives, 6 variables ont présenté un problème de colinéarité entre les prédicteurs (VIF <4). Il s'agit de : (i) l'âge du liège (BA), (ii) la hauteur du sous-bois (SH), (iii) la Pente (SI), (iv) la surface basale avant le feu (CA), (v) la fréquence du Pâturage (H) et (vi) la Pression du Pâturage (HP). Le reste des variables ont été donc retenues dans les modèles pour sélectionner l'ensemble final de variables explicatives de la mortalité immédiate des arbres après le feu.

Le tableau 69 suivant consigne les résultats des analyses VIF des variables restantes.

Tableau 69 : Résultats des analyses VIF des variables restantes

Variable	Code	Valeur VIF
Diamètre du tronc à la base	DB	1.326638
Exposition racinaire au feu	RE :	1.282814
Hauteur de coupe	CH	1.261177
Endommagement de la surface basale	TI	2.312856
Recouvrement du sous	SC	1.488251
Épaisseur du liège à la base	BTB	2.135602
Altitude	EI	1.260784
Densité des arbres avant le feu	TD	.551147

C'est ainsi que les arbres ayant une épaisseur inférieure à 15mm (n=287, soit 40% de l'effectif total) sont morts à 98% (n=280 soit 87% de la mortalité totale) quel que soit le degré d'endommagement du bois et l'exposition des racines aux feux. En plus, 10% des arbres recouverts d'une couche de liège épaisse (E > 15mm) sont morts (n=43) ce qui représente 13% de l'effectif totale de mortalité (Figure 90). Ces arbres morts qui devaient être efficacement protégés contre la chaleur du feu ont tous (100%) des racines latérales exposées au feu, du bois endommagés à plus de 20% (n=39 : 87%) et des diamètres supérieurs (arbres plus âgés). Par contre les arbres survivants ont une couche de liège supérieure à 15mm

(n=399, soit 90% de cette catégorie) ; ils ont des racines non exposés c'est-à-dire des racines profondes (n=383, 96% du total survivants de cette catégorie) et au bois sain à faiblement

endommagé (pour 98%).

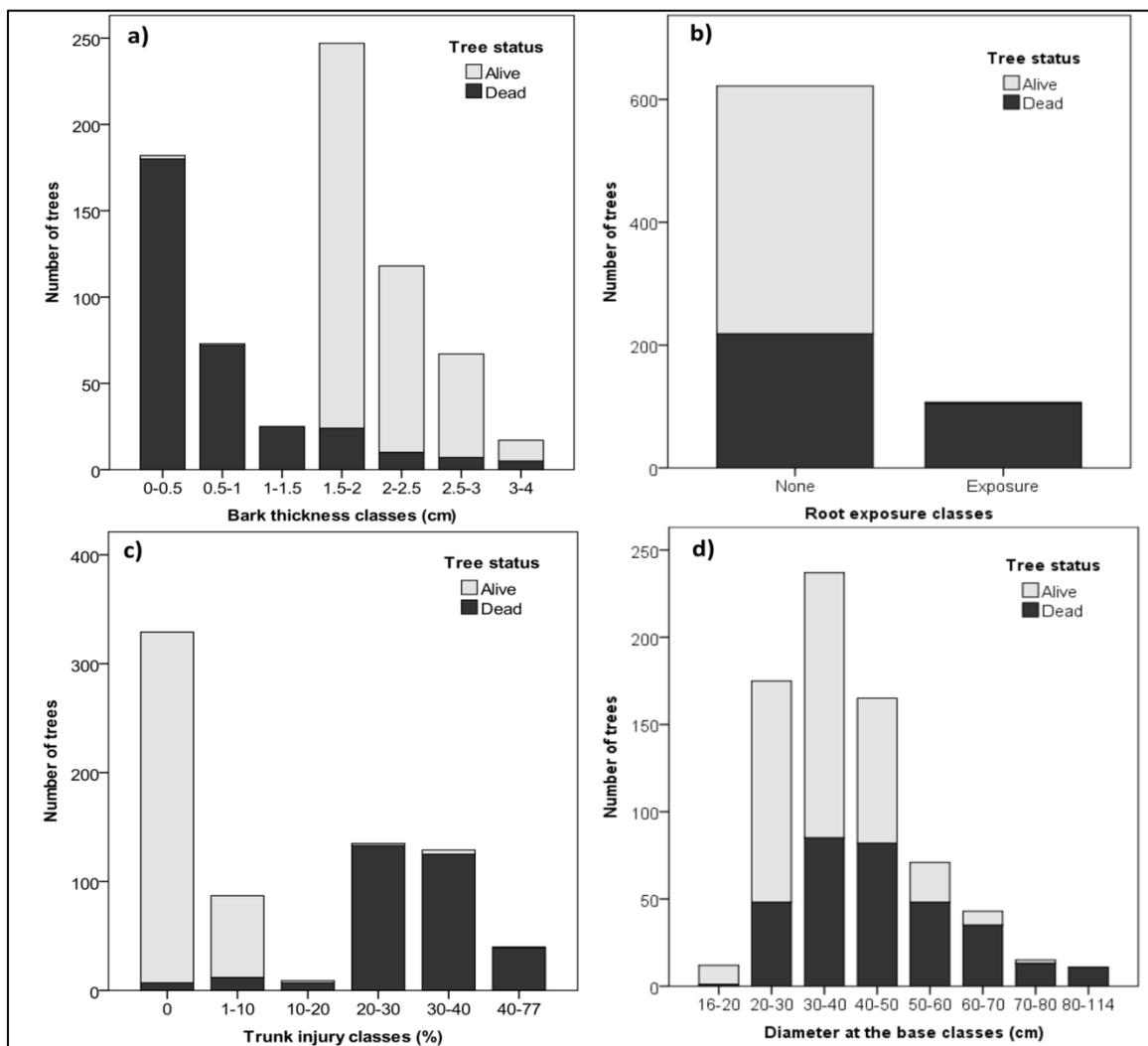


Figure 90: Statut (mort ou vivant) de 729 souches de chêne-liège brûlées évaluées deux ans après le feu, en fonction des quatre variables qui se sont avérées affecter significativement la mortalité dans le modèle multi varié: a) épaisseur de l'écorce à la base (cm), b) exposition racinaire (non exposée, exposée), c) blessure au tronc (%), et d) diamètre à la base (cm)

6.1.2-Mortalité retardée des arbres

Par contre, en considérant la mortalité globale à moyen terme (c.-à-d. cinq ans après l'incendie), l'importance relative des variables a changé, le DHP n'était plus significatif et la performance du modèle a été considérablement réduite. Ces changements indiquent que la mortalité additionnelle survenue entre 2014 et 2017 était probablement attribuée à d'autres facteurs, et qu'une analyse approfondie motivée était axée exclusivement sur la mortalité retardée. Le modèle de mortalité retardée, basé sur les 406 souches encore vivantes en 2014 dans les 6 sites a montré que parmi les variables testées au niveau de ces souches, seules les blessures du tronc ont un effet significatif ($P < 0,001$) sur la mortalité (Tableau 70). Le même modèle de mortalité retardée basé sur 157 souches survivantes en 2014 dans les trois sites les plus pâturés a montré l'effet des blessures des arbres sur la mortalité des souches (Tableau 71)

Tableau 70 : Le modèle linéaire généralisé à effets mixtes permettant de prédire la mortalité tardive des chênes-lièges après feu qui s'est produite entre 2014 et 2017. Modèle basé sur 406 souches d'arbres survivantes en 2014 dans tous les sites

Modèle	Variables	Coefficient	χ^2	df	P-value
Mortalité retardée	β_0 (constant)	-10.05 ± 2.27	-	-	-
	Altération du bois	0.41 ± 0.07	55.93	1	<0.001

Model coefficients (\pm standard error): β_0 , intercept; Trunk injuries (%). Results of the likelihood ratio test (χ^2 , degrees of freedom and P-value) to evaluate the importance of the predictor variable are shown. Model performance: marginal $R^2=0.05$; conditional $R^2=0.96$; AUC ROC=0.99.

Tableau 71 : Le modèle linéaire généralisé à effets mixtes permettant de prédire la mortalité tardive des chênes-lièges après le feu qui s'est produite entre 2014 et 2017. Modèle basé sur 157 souches d'arbres survivantes en 2014 dans les sites à forte pression du pasturage où est observée la mortalité retardée.

Model	Variables	Coefficient	χ^2	P-value
Mortalité retardée	β_0 (constant)	-1.68 ± 0.28	-	-
	Altération du bois	0.26 ± 0.05	63.48	<0.001

Model coefficients (\pm standard error): β_0 , intercept; Trunk injuries (%). Results of the likelihood ratio test (χ^2 and respective P-value) to evaluate the importance of the predictor variable is shown. Model performance: Nagelkerke $R^2=0.454$; marginal $R^2=0.732$; conditional $R^2=0.732$; AUC ROC=0.97.

Nous avons vérifié que toutes les souches mortes entre la deuxième et la cinquième année après l'incendie se trouvaient dans des parcelles ayant une présence d'herbivores, et plus particulièrement dans les zones à forte pression herbivore (sites de Tassouda, de Sandouh et de Boukebeb) (**tableau 21**). Dans ces sites et au cours de cette période de trois ans, la mortalité est passée de 60% à 77% et 41% des arbres encore vivants en 2014 sont morts. Une seule variable mesurée au niveau de l'arbre et reflétant la pression des herbivores a permis d'établir un modèle utile pour prédire la mortalité différée. En effet, un modèle incluant la hauteur maximale des repousses comme seul prédicteur était simple et représentait une excellente performance. L'effet négatif très significatif de cette variable indique que la probabilité de mortalité différée augmente avec la diminution de la hauteur des rejets (Tableau 72)

Tableau 72 : Le modèle linéaire à effets mixtes permettant de prédire la mortalité tardive des chênes lièges après le feu qui s'est produite entre 2014 et 2017. Modèle basé sur 406 arbres vivants en 2014

Model	Variables	Coefficient	χ^2	P-value
Mortalité retardée	β_0 (constant)	6.50 ± 1.18	-	-
	Hauteur des rejets	-0.26 ± 0.05	145.39	<0.001

Les résultats de l'analyse de 16 variables explicatives pouvant être utilisées dans le modèle de mortalité retardée, montrent que 7 variables ont présenté un problème de colinéarité entre les prédicteurs (VIF <4). Il s'agit de : (i) l'âge du liège (BA), (ii) la hauteur du sous-bois

CHAPITRE V : Résultats

(SH), (iii) la Pente (SI), (iv) la surface basale avant le feu (CA), (v) la fréquence du Pâturage (H) et (vi) la Pression du Pâturage (HP).

Le reste des variables ont été donc retenues dans les modèles pour sélectionner l'ensemble final de variables explicatives de la mortalité retardée des souches.

Le tableau 73 suivant consigne les résultats des analyses VIF des variables restantes.

Tableau 73 : Résultats des analyses VIF des variables restantes

Variable	Code	Valeur VIF
Diamètre du tronc à la base	DB	1.397291
Exposition racinaire au feu	RE :	1.363531
Hauteur de coupe	CH	1.291236
Endommagement de la surface basale	TI	2.854615
Recouvrement du sous	SC	1.568268
Épaisseur du liège à la base	BTB	2.194824
Altitude	EI	1.327490
Forte Pression	HP	2.528559
Densité des arbres avant le feu	TD	1.727935

Dans les 3 sites (Tassouda, Sandouh et Boukebeb), la majorité des souches mortes en 2017 (n=62) sont recouvertes d'une couche de liège épaisse (>15mm) ; mais elles ont une surface de bois altérée à moins de 10% en moyenne; ceci représente un taux de mortalité de 41% du total des souches des 3 sites (soit 151 souches). Pour le reste des souches, le bois a perdu plus de >20% de sa surface basale. Par ailleurs, dans les 3 sites, parmi les 92 souches survivantes au total, 89 souches présentent un bois faiblement endommagé (<10%).

6.2-Croissance de la régénération post-incendie

Les modèles développés montrent que l'herbivorie était la seule variable importante influençant la hauteur maximale des rejets de souche après le feu. La pression des herbivores (par les chèvres, les moutons et les vaches) a fortement réduit la hauteur des rejets, surtout ceux issus des souches au tronc endommagé. Cet effet a augmenté avec le temps (figure 91 et tableau 73). Dans les zones où la pression des troupeaux est plus élevée, la hauteur maximale moyenne était près de trois à sept fois plus faible que dans les zones sans herbivores (respectivement deux et cinq ans après l'incendie), tandis que dans les zones où la pression des herbivores était plus faible, cinq fois moins que dans les zones sans herbivores (respectivement deux et cinq ans après l'incendie) (figure 91). Les modèles développés ont également montré que la pression des herbivores était hautement significative ($P < 0,001$) et que cet effet était beaucoup plus prononcé cinq ans après l'incendie (Tableau 74).

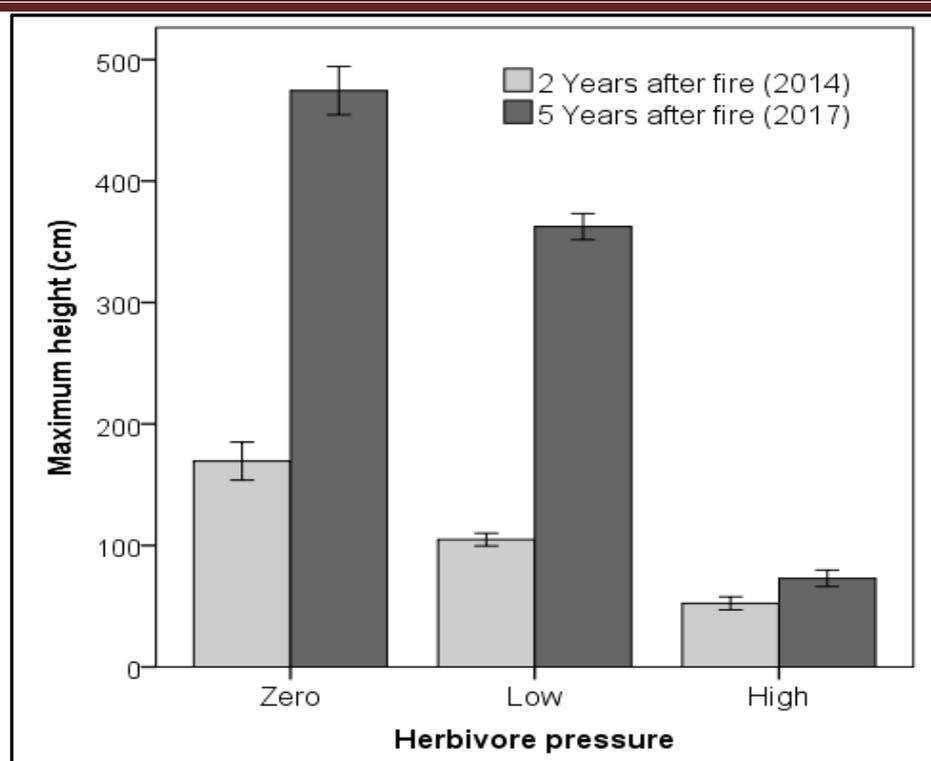


Figure 91 : Hauteur maximale (moyenne \pm SE, en cm) des rejets de souche de chêne-liège deux et cinq ans après l'incendie, en fonction de la pression des herbivores (sur la base des 341 souches survivantes cinq ans après l'incendie).

Tableau 74 : Modèles à effets mixtes linéaires pour prédire la hauteur maximale des rejets de souche du chêne-liège dans deux périodes: deux ans après l'incendie et cinq ans après l'incendie. Des modèles basés sur 341 arbres qui étaient vivants en 2017

Model	Variables	Coefficient	χ^2	P-value
Two years after fire (2014)	β_0 (constant)	169.42 \pm 4.86	-	-
	Herbivore pressure		20.60	<0.001
	Low	-64.61 \pm 6.04		
	High	-117.07 \pm 6.80		
Five years after fire (2017)	β_0 (constant)	474.43 \pm 23.71	-	-
	Herbivore pressure		23.30	<0.001
	Low	-111.40 \pm 29.08		
	High	-401.76 \pm 28.00		

Coefficients du modèle (\pm erreur standard): β_0 , intercept; La variable pression du pâturage est définie en trois catégories («zéro», «faible», «fort»), et les coefficients présentés pour «faible» et «fort» sont en relation avec la catégorie de référence «zéro». Les résultats du test du rapport de vraisemblance (χ^2 et valeur P respective) pour évaluer l'importance de la variable prédictive sont indiqués. Performances du modèle: NagelkerkeR2, marginal R2, R2 conditionnel; 2014 = 0,059, 0,469, 0,469; 2017 = 0,066, 0,836, 0,854.

Les résultats d'analyse de 15 variables explicatives pouvant être utilisées dans le modèle de la hauteur maximale, montrent que 7 variables ont présenté un problème de colinéarité entre les prédicteurs (VIF <4). Il s'agit de : (i) fréquence du Pâturage (H), (ii) Pression du Pâturage (HP), (iii) Pente (Sl), (iv) Exposition (El), (v) hauteur du sous-bois (SH), (vi) surface basale avant le feu (CA), densité des arbres (TD) et âge du liège (BA),

Les variables restantes ont été donc retenues dans les modèles pour sélectionner l'ensemble

CHAPITRE V : Résultats

final des variables explicatives de la croissance des rejets dominants.

Le tableau 75 suivant consigne les résultats des analyses VIF des variables restantes.

Tableau 75 : Résultats des analyses VIF des variables restantes

Variable	Code	Valeur VIF
Diamètre du tronc à la base	DB	1.412270
Exposition racinaire au feu	RE :	1.041478
Hauteur de coupe	CH	1.200883
Endommagement de la surface basale	TI	1.011365
Recouvrement du sous	SC	1.122140
Epaisseur du liège à la base	BTB	1.035673
Altitude	EI	1.327490
Age du liège	BA	1.419756
Forte Pression	HP	1.426970
Densité des arbres avant le feu	TD	1.727935

CHAPITRE V : Résultats

6.3- Régression linéaire multiple

Les résultats de la régression linéaire multiple de l'effet de certains paramètres de la souche sur la croissance des rejets de souches sont présentés dans le tableau 76.

Tableau 76 : Régression linéaire multiple de l'effet de certains paramètres de la souche sur la croissance des rejets de souches

Régression	Année	Variables	Estimate	Std error	t Value	Pr (> t)	R ²	p-value
R1	2017	Constante	84.95176	26.12057	3.252	0.00131**	0,6038	<2.2e-16
		Diamètre souche	0.07269	0.42764	0.170	0.86516		
		Hauteur souche	0.24924	0.42341	0.589	0.55664		
		Altération bois	0.68627	1.13840	0.603	0.54718		
		Nombre rejets 2017	4.54697	4.17299	1.090	0.27696		
		Circonférence 2017	9.50461	0.51544	18.440	<2e-16***		
Régression	Année	Variables	Estimate	Std error	t Value	Pr (> t)	R ²	p-value
R2	2017	Constante	256.0886	31.7422	8.068	3.24e-14 ***	0.09228	9.092e-05
		Diamètre souche	2.1770	0.6143	3.544	0.000473***		
		Hauteur souche	0.5619	0.6261	0.897	0.370365		
		Altération bois	0.8247	1.6829	0.490	0.624519		
		Nombre rejets 2017	-6.6914	6.0947	-1.098	0.273327		
Régression	Année	Variables	Estimate	Std error	t Value	Pr (> t)	R ²	p-value
R3	2017	Constante	4.4115818	0.2955439	14.927	< 2-16 ***	0.08868	0.0003846
		Hauteur brin 2017	0.0010693	0.0009814	1.090	0.27696		
		Diamètre souche	-0.0174458	0.0064622	-2.700	0.00743**		
		Hauteur souche	-0.0017151	0.0064968	-0.264	0.79201		
		Altération bois	-0.0038224	0.0174689	-0.219	0.82698		
		Circonférence brin 2017	-0.0294703	0.0120967	-2.436	0.01556*		
Régression	Année	Variables	Estimate	Std error	t Value	Pr (> t)	R ²	p-value
R4	2017	Constante	4.512825	0.276482	16.322	< 2-16 ***	0.09163	0.0002713
		Hauteur 3brins 2017	0.001522	0.001082	1.407	0.16073		
		Diamètre souche	-0.017795	0.006456	-2.756	0.00629**		
		Hauteur souche	-0.002105	0.006498	-0.324	0.74625		
		Altération bois	-0.005206	0.017492	-0.298	0.76624		
		Circonférence brin 2017	-0.033609	0.012756	-2.635	0.00896*		
Régression	Année	Variables	Estimate	Std error	t Value	Pr (> t)	R ²	p-value
R5	2017	Constante	6.823962	2.098781	3.251	< 2e-16 ***	0,632	< 2.2e-16
		Hauteur brin 2017	0.061361	0.003328	18.440	< 2e-16***		
		Diamètre souche	0.077700	0.033999	-2.285	0.02315*		
		Hauteur souche	-0.009660	0.034039	-0.284	0.77681		
		Altération bois	-0.067412	0.091435	-0.737	0.46167		
		Nombre rejets 2017	-0.809025	0.332082	-2.436	0.01556*		
Régression	Année	Variables	Estimate	Std error	t Value	Pr (> t)	R ²	p-value
R6	2017	Constante	28.87976	2.66588	10.833	< 2e-16 ***	0,1171	3.851e-06
		Diamètre souche	0.19713	0.05159	3.821	0.000169***		
		Hauteur souche	0.01352	0.05258	0.257	0.797340		
		Altération bois	-0.06071	0.14134	-0.430	0.0.667924		
		Nombre rejets 2017						

CHAPITRE V : Résultats

La régression R1 :** représente l'effet du diamètre de la souche, la hauteur de la souche, le taux d'altération du bois, le nombre de rejets formés en 2017 et la circonférence d'un brin dominant sur la croissance en hauteur d'un brin dominant. Nous avons constaté que les résultats sont très hautement significatifs ($Pr < 2.2e-16$) et qu'il y a une dépendance de la croissance en hauteur d'un brin dominant ; cette dépendance est liée à la circonférence d'un brin dominant en 2017 ayant montré un effet très hautement significatif pour ce paramètre ($Pr < 2e-16^{}$).

La régression R2 :** représente l'effet du diamètre de la souche, la hauteur de la souche, le taux d'altération du bois et le nombre de rejets formés en 2017 sur la croissance en hauteur de 3 brins dominants. Les résultats sont significatifs ($Pr < 9.092e-05$) et qu'il y a une dépendance de la croissance en hauteur de 3 brins dominants ; cette dépendance est liée au diamètre de la souche qui a montré un effet très hautement significatif pour ce paramètre ($Pr = 0.000473^{}$).

***La régression R3 :** représente l'effet de la hauteur d'un brin dominant en 2017, le diamètre de la souche, la hauteur de la souche, le taux d'altération du bois et la circonférence d'un brin dominant sur le nombre de rejets de souches enregistrés en 2017. Nous avons constaté que les résultats sont significatifs ($Pr = 0.0003846$) et qu'il y a une dépendance du nombre de rejets en 2017 ; cette dépendance est liée au diamètre de la souche avec un effet hautement significatif ($Pr = 0.00743^{**}$) et à la circonférence d'un brin dominant avec un effet significatif ($Pr = 0.01556^*$).

***La régression R4 :** représente l'effet de la hauteur de 3 brins dominants en 2017, le diamètre de la souche, la hauteur de la souche, le taux d'altération du bois et la circonférence d'un brin dominant en 2017 sur le nombre de rejets de souches formés en 2017. Nous avons remarqué que les résultats sont significatifs ($Pr = 0.0002713$) et qu'il y a une dépendance du nombre de rejets en 2017 ; cette dépendance est liée au diamètre de la souche avec un effet hautement significatif ($Pr = 0.00629^{**}$) et à la circonférence d'un brin dominant 2017 avec un effet significatif ($Pr = 0.00896^*$).

La régression R5 :** représente l'effet de la hauteur d'un brin dominant en 2017, le diamètre de la souche, la hauteur de la souche, le taux d'altération du bois et le nombre de rejets en 2017 sur la circonférence d'un brin dominant. Nous avons constaté que les résultats sont très hautement significatifs ($Pr < 2.2e-16$) et qu'il y a une dépendance de la circonférence d'un brin dominant et que cette dépendance est liée à la hauteur d'un brin dominant 2017 avec un effet très hautement significatif ($Pr < 2e-16^{}$), au diamètre de la souche avec un effet significatif ($Pr = 0.02315^*$) et au nombre de rejets comptés en 2017 avec un effet significatif ($Pr = 0.01556^*$).

La régression R6 :** représente l'effet du diamètre de la souche, la hauteur de la souche, le taux d'altération du bois et le nombre de rejets en 2017 sur la circonférence de 3 brins dominant 2017. Nous constatons que les résultats sont hautement significatifs ($Pr = 3.851e-06$) et qu'il y a une dépendance de la croissance en circonférence de trois brins dominant 2017 et que cette dépendance est liée au diamètre de la souche qui a montré un effet significatif pour ce paramètre ($Pr = 0.000169^{}$).

Nous avons constaté aussi que la hauteur de la coupe de la souche et le taux d'altération du bois n'ont aucun effet sur l'évolution des rejets de souches.

Chapitre VI : Discussion

Bien que la repousse soit une réponse adaptative de la résilience de la subéraie, le feu de forêt ne reste jamais sans impact sylvicole et économique (Lamey, 1893; IML, 2016). Sur le plan économique, il réduit la production du liège sain des années qui le suivent et déprécie la qualité du liège qui perd fortement de sa valeur commerciale (Catry et al., 2012). Par contre sur le plan sylvicole, la coupe du tronc des arbres (recépage) gravement affectés par le feu perturbe la structure du peuplement (typologie, densité, régime, productivité, etc.). Cependant, le recépage traditionnel a toujours montré de bons résultats en terme d'amélioration de la viabilité des souches, le développement rapide des rejets, la reconstitution forestière et la remise en production en temps record des nouveaux sujets (Barberis et al., 2003 ; Sirca et al. 2014). Mais ce mode de gestion post-incendie n'est pas garantie dans notre étude car plusieurs facteurs ont affecté le processus de récupération forestière et la survie des rejets.

1-Dynamique de la végétation post-feu et risque d'un feu intense

Le cortège floristique accompagnant le chêne-liège dans les différents sites d'étude appartient dans son ensemble à l'étage méso- méditerranéen de la suberaie à cytise (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013) ; celle-ci s'étend en général à partir de 500 m d'altitude (Peyerimhoff, 1941 ; Quezel, 2000). L'inventaire floristique est stable dans tous les sites, il comprend près de 16 espèces dont la majorité est commune.

Ces espèces évoluent dans des peuplements résultant de l'association entre *Quercus suber* et *Erica arboria* ; ce sont les deux espèces les plus caractéristiques d'un groupe acidophile, de large répartition sur les terrains siliceux et de bioclimat humide à subhumide. Ce groupement comprend autres espèces telles que : *Cistus salvifolius*, *Daphne gnidium* et *Lavandula Stoechas*. La dégradation de la subéraie par endroits a favorisé le développement de certaines espèces caractéristiques des sols décupés comme *Ampelodesmos mauritanicus*.

Les bouleversements floristiques se limitent aux premières années après le passage du feu, en raison de l'installation des plantes annuelles exogènes qui sont très vite éliminées après la reprise effective des espèces endogènes caractéristiques de la subéraie (Lepart, 1983).

Immédiatement après le passage du feu, la végétation réapparaît et amorce une reprise rapide. Les espèces ligneuses essentielles du sous-bois émettent des rejets abondamment et très rapidement (James, 1984 ; Mesléard et Lepart, 1989). Les premières repousses apparaissent parfois durant le premier mois après le passage du feu. Avec l'avancée de la succession, nous assistons à une densification du couvert végétal. Plusieurs auteurs ont noté que peu de temps après le passage de la flamme, les premiers rejets commencent à apparaître (Trabaud, 1980; Forgeard et Tallur, 1986; Kazanis et Arianoutsou, 1996; Arianoutsou, 1998).

La végétation reprend donc très rapidement pour atteindre son état d'avant le feu. Trabaud (1983) enregistre un recouvrement de 95 % de la surface du sol, trois ans après le feu. Forgeard (1990) quant à lui signale pour les landes britanniques un recouvrement de 65 à 70%, deux ans après le feu ; ce recouvrement est total à trois ans après le feu. En Espagne, Götzenberg et al., (2003) notent un recouvrement total de la surface du sol dans un maquis à *Periploca angustifolia* et *Maytenus senegalensis* quatre ans après l'incendie.

La production de nombreux rejets et leur forte croissance conduisent à une reconstitution rapide du matériel végétal. Ce processus a été décrit par de nombreux auteurs (Trabaud, 1980, 1983, 1993; Trabaud et Lepart, 1982; Mesleard, 1989).

Du point de vue structural, la végétation paraît supporter spectaculairement le passage du feu. Ce

phénomène est dû au fait que la quasi-totalité des taxons de la communauté à *Quercus suber* et les espèces du sous-bois sont des pyrophytes ; celles-ci développent une stratégie de résistance au feu par la régénération par rejets de souche.

Par son passage, le feu bouleverse la répartition verticale de la végétation. Au cours de la reconstitution du couvert, la nouvelle stratification tendrait vers un état métastable voisin de l'initial. En effet, tout porte à croire dès la première année suivant le feu, que la végétation évoluera en direction d'un type de formation végétale semblable à celui qui préexistait au feu: les vestiges calcinés, mais parfaitement identifiables, de la végétation antérieure (originelle) en apportent la preuve.

Le Houerou (1980) et Trabaud (1980 et 1993) affirment que la strate herbacée gagne en recouvrement juste après le feu à la faveur de l'ouverture de la végétation. Dès que le recouvrement des ligneux se referme, celui des herbacées diminue. Cette dynamique confirme les résultats de nos observations cinq années après le passage du feu.

Selon Bekdouche, (2008) la végétation du sous-bois est dominée par les faciès à cistes durant les premières années succédant au feu. Au cours du temps, les *Cistaceae* perdent de leur dominance au profit des espèces dominantes de l'état d'avant le feu ; elle reconstitue par conséquent les faciès détruits.

Ce résultat fait que les faciès à cistes, les pyrophytes actifs dont la germination est stimulée par le feu dominant durant les premières années après l'incendie (Trabaud et Oustric, 1989; Roy et Sonié, 1992; Thanos et al., 1992; 1994; Keeley et Bond, 1997; 1998). Ils sont supplantés par les taxons initiaux plus aptes à coloniser les stades avancés de la succession (Herranz et al., 1998; Pérez-Fernandez et Rodriguez Echeverria, 2003). La remontée biologique importante favorise un feu intense (plus de combustible et plus de chaleur dégagée) expose les nouveaux brins souvent recouverts d'une mince couche du liège naturel à une mortalité certaine (Quezel et Médail, 2003; Pimont et al., 2014). Ceci diminue davantage la résilience de l'écosystème.

2- Structure des peuplements

Les mesures des diamètres des arbres échantillonnées dans les différents sites d'étude nous a permis de constater que la catégorie dominante des arbres avant le passage du feu est représenté par le bois moyen. Ceci qualifie notre peuplement de futaie mûre en pleine production du liège. Ce type de peuplement est naturel dont les arbres sont issus de semis et donc d'une reproduction sexuée. La majorité a un tronc unique (franc-pied), rarement composé de rejets résultant d'anciens passages d'un incendie. La distribution diamétrale des arbres-échantillons est non paramétrique ; elle marque la prédominance des catégories de bois moyen et de petit bois. D'après Oswald (1980) et Lanier (1986), ce type de structure indique une forte concurrence inter-arbre au sein de peuplement ce qui explique un taux faible de régénération naturelle au niveau de ces peuplements de chêne-liège. A ce titre, Vignes (1990) souligne que le chêne-liège végète mal et finit par disparaître à l'ombre ce qui rend, dans notre cas la subéraie de Texenna, plus sensible à l'impact de l'incendie. D'après Catry et al., (2009) et Moreira et al., (2009), les arbres à diamètre élevé, représentés souvent par les individus âgés, sont les plus résistants aux dommages causés par les incendies comparés aux individus à diamètre restreint. La catégorie de bois de perche représente un très faible taux ce qui confirme aussi le manque de la régénération naturelle dans ces subéraies. Plusieurs auteurs (Lamey, 1893 ; Natividade, 1956 ; Vigne, 1990) et en raison d'un souci d'équilibre entre la production du liège et la durabilité des subéraies, suggèrent que la distribution idéale des arbres s'orientent vers une structure jardinée. Cette dernière est complexe et difficile à obtenir dans les peuplements spontanés actuels (Messaoudène, 2000). L'idée est de créer la discontinuité horizontale et verticale dans les

peuplements de manière à effectuer des récoltes annuelles et de réduire les risques de mortalité après incendies. Un modèle théorique est suggéré, en l'occurrence la distribution idéale. Vigne (1990) accorde une grande importance à la classe juvénile qui doit représenter 63% du nombre des tiges à l'hectare, qui décroît successivement dans les autres classes. Après l'opération de recépage, le peuplement global ou à l'échelle des sites ont conservé leur structure car les différents types de bois ont été coupés à des taux proportionnels. Le nouveau peuplement attendu dans les années à venir tend vers le taillis sous futaie en cas d'absence des travaux d'éclaircies. Le recouvrement des brins des cépées dépasseront les 65%.

3- Densité et surface terrière

Parmi les facteurs les plus importants pour une bonne pratique de la subericulture, nous citons la densité des peuplements qui influence l'évolution des arbres par les effets de la concurrence et de la compétition pour l'eau, la lumière et l'espace. D'après nos résultats, nous remarquons que la densité des arbres de chêne-liège avant l'opération de recépage varie d'un site à l'autre et représente une moyenne de près de 300 tiges/ha. Cette densité n'est pas loin du seuil admis par Saccardy (1937) qui considère qu'en Algérie, la densité par hectare atteint un seuil favorable entre 300 et 500 arbres. Selon les documents de la conservation des forêts de la wilaya de Jijel (CFJ, 2011 et 2015), nous enregistrons une diminution de la densité des arbres de chêne-liège au niveau de nos sites d'étude par rapport aux autres zones de Texenna qui est de 480 tiges/ha. Ceci s'explique par les fortes actions anthropiques exercées sur l'écosystème tel que les défrichements puisque nos sites sont plus proches du chef-lieu de la commune de Texenna. En plus, nous enregistrons les incendies répétés connus depuis de longues années dans cette région. Mais après le recépage, les peuplements sont devenus partout clairs avec une densité moyenne très faible de l'ordre de 105 tiges/ha. Ceci favorise le développement du sous-bois héliophile comme les cistes.

En ce qui concerne la densité des rejets, les résultats obtenus (1433 rejets/ha) correspondent plus ou moins à ceux signalés par Messaoudène et al., (2006) dans la subéraie de Bouhlalou (Tizi-Ouzou), 5 années après le feu de 1994, de l'ordre de 1539 rejets par hectare. Cette densité est proche de celle obtenue en Sardaigne de 1990 rejets/ha (Mercurio et Saba, 1996). Mais cette densité varie entre 987 et 2994 brins par hectare selon l'effet du pâturage. Ce dernier chiffre, très élevé, est observé dans les sites soumis au pâturage intense. Les mêmes résultats sont signalés par Sirca et al., (2014) en Sardaigne où ils ont indiqué une densité de 3600 rejets/ha, densité proche de celle obtenue dans nos sites pâturés (2225 rejets/ha).

Sur le plan surface terrière, les résultats ont montré une variation entre les sites mais avec une moyenne importante de 34,29 m² / ha. En se basant sur la légende de la stratification / densité (Yessaad, 1990), il s'avère que les différentes valeurs des surfaces terrières obtenues pour l'ensemble des sites correspondent aux normes d'une forêt très productive. Mais après la coupe d'arbres morts, cette surface est devenue faible en raison de l'élimination des arbres de grandes tailles.

4-Régénération par rejets de souche

Le chêne-liège peut se régénérer vigoureusement par rejets de souches (Lamey, 1893). Ce type de régénération est assuré par un tissu situé au niveau du collet de l'arbre (tissu subéro-ligneux) qui renferme de nombreux bourgeons dormants (Burrows et Chisnall, 2015) et d'abondantes réserves énergétiques (Bellingham et Sparrow, 2000 ; I.M.L, 2006). Ces bourgeons sont appelés bourgeons « auxiliaires » qui restent à l'état dormants. Mais une blessure ou un changement dans les conditions de vie de l'arbre comme un stress dû à un incendie de forêt, peut provoquer le développement des bourgeons dits « préventifs ». L'ensemble des rejets ayant pris naissance autour d'une souche constitue une cépée.

4.1-Capacité de régénération des souches

La capacité de régénération du chêne liège par cette voie végétative dépend de nombreux facteurs tels que le bioclimat, les conditions de végétation, l'état physiologique de l'arbre, la profondeur du sol (Boudy, 1950). Mais elle est très influencée par les dimensions des arbres indépendamment de l'âge ; elle diminue lorsque la circonférence du tronc augmente (Sauvage, 1952). Néanmoins, une limite d'âge a été constatée à partir de laquelle la production de rejets est très réduite ou nulle. Elle est de 100 à 150 ans selon les conditions où les arbres végètent (Natividade, 1956) et de 80 à 120 ans selon Boudy (1952). L'application de la méthode de recépage est donc d'une extrême prudence surtout s'il s'agit de souches d'arbres plus adultes ayant plus de 80 ans. De sa part, Marion (1950) précise, qu'il existe une corrélation négative entre l'âge des tiges recépées et la faculté de rejeter des souches.

Nos résultats montrent que les souches peuvent donner en 5 années (2013-2017) entre 1 et 10 rejets pour toutes les classes d'âges dans les sites non pâturés parmi lesquels les cépées à 3-4 brins dominant avec un taux cumulé de 39.4%. Ce nombre atteint un maximum de 50 rejets dans les sites pâturés. En effet, durant cette même durée d'observation et en absence du pâturage, Messaoudène et al., (2006) ont signalé un effectif allant jusqu'à 15 rejets par souche en subéraie de Bouhhalou (Tizi-Ouzou) avec une dominance nette des cépées à 2-3 brins de l'ordre de 45.2% (période : 1994-1999). Ce nombre est plus élevé de plus de 50 rejets (1990-1995) en Sardaigne (Italie) (Sirca et al., 2014).

4.2-Effet de l'âge de la souche sur l'importance de la régénération des rejets

Le nombre de rejets émis par souche est en fonction du diamètre ou l'âge de la souche. Il est autant plus élevé que le diamètre est réduit. Nos résultats montrent que les souches issues des jeunes arbres ($\varnothing < 25\text{cm}$: âge approximatif : $< 50\text{ans}$: arbres non démasclés ou ayant subi 1 à 2 récoltes) émettent 4 à 5 rejets en moyenne par rapport aux souches des arbres adultes ($\varnothing < 40\text{cm}$: âge approximatif $< 80\text{ans}$ avec 3 à 5 récoltes) qui fournissent entre 2 et 3 rejets en moyenne et à celles issues des vieux arbres ($\varnothing > 40\text{cm}$; âge $> 80\text{ans}$ avec plus de 6 récoltes). Ces résultats confirment ceux de Sirca et al., (2014) qui ont montré que les souches issues d'arbres plus jeunes non démasclés ($\approx 30\text{ans}$) ont rapidement produit un nombre élevé de rejets (plus de 50 rejets par souche) comparés à 27 rejets en moyenne formés sur les souches d'arbres plus âgés et fréquemment récoltés ($> 40-50\text{ans}$).

Il a été admis que le diamètre moyen requis pour espérer obtenir une bonne régénération ne doit guère dépasser 80 cm (Messaoudène et al., 2009). Seigue (1985), de sa part signale que la faculté d'émettre les rejets s'amointrit pour les arbres soumis régulièrement au déliéage.

Par contre, Johnson (1975) indique que le nombre de rejets de souche augmente avec le diamètre de la souche jusqu'à un certain diamètre (stade adulte) puis il diminue. En effet et selon le même auteur, les souches les plus grandes offrent une grande surface, un système racinaire plus développé et très dense contenant beaucoup de réserves de nutriments. Ces souches offrent beaucoup d'espace pour supporter les rejets qu'une petite souche à circonférence réduite.

5- Pâturage

D'après l'inventaire de la fréquentation de nos sites d'étude par le bétail, nous avons constaté que les sites de Boukebeb, Tassouda et Sandouh ont subi une très grande pression du pâturage par rapport aux autres sites avec une moyenne de $(80,70 \pm 63,40)$ têtes / jour. En effet, le surpâturage contribue à la disparition de la couverture végétale, l'absence de la régénération naturelle par semis, l'apparition de l'érosion hydrique sous ces différentes formes et par conséquent au déséquilibre de tout l'écosystème Sylvo-pastoral (Hasnaoui, 2008). Abdendi (2003) a révélé de sa part, que l'impact du pâturage excessif se traduit dans la plupart des cas, par une dégradation très avancée des structures des groupements des végétaux et des sols. Par

conséquent, il rend les arbres de chêne-liège très vulnérables aux processus de dépérissement. La charge pastorale, la durée du pâturage et le type du bétail ont des effets néfastes sur le devenir des rejets de souches, Hetier et Lilin (1989) indiquent à propos de ceci qu'il n'est pas rare d'observer une consommation presque totale des rejets de souche par les chèvres lors de pâturages de longue durée ou à forte charge, ce qui a pour effet d'épuiser la souche et d'empêcher son renouvellement.

Selon Le Houerou (1980), Kadik (1984), Mederbal (1992) et Amiaud (1998), l'effet le plus visible du pacage est le broutage des plantes agissant sur la composition floristique et la structure de la végétation. Cette pression est en fonction de l'espèce animale, de la charge en bétail, de la durée et de la saison d'exploitation. Ces pratiques conduisent à l'ouverture, la dégradation voire la disparition progressive des formations végétales.

Le broutage régulier des troupeaux des caprins affecte plus les espèces à forte appétibilité comme les jeunes pousses du chêne-liège, le cytise à trois fleurs, l'aubépine, les ronces, la lavande, la bruyère... etc. Ainsi, l'accroissement des têtes de bétail conduit à une régression dramatique et souvent irréversible du couvert végétal (Quézel, 2000).

Nsibi et al., (2006) rajoutent que l'espèce caprine est certainement la mieux adaptée à consommer la végétation forestière. C'est elle qui prélève le plus grand volume et la plus grande variété de végétaux. Par contre, les prélèvements sur les espèces arbustives par les ovins et bovins restent relativement moins importants. Les pousses lignifiées rebutent même les caprins et les ovins pendant les années à pluviosité moyenne. Ils préfèrent brouter les sommités tendres des pousses provenant de nouvelles vagues de croissance de la végétation arbustive.

Sur la base de la composition spécifique et les modalités d'exploitation de son troupeau, l'éleveur peut être amené à modifier la pression des herbivores sur le pâturage. Ainsi, von Engelhardt et al., (1989) relatent que les ovins passent 70 % de leur temps de pâture au niveau du sol et n'utilisent que très rarement les strates de végétation situées à plus d'un mètre de hauteur ; les caprins, au contraire, broutent jusqu'à 2 mètres et passent 60 % de leur temps de pâture entre 0,70 et 1,2 m.

Après le rabattement et le passage du feu, la consommation des espèces arbustives est d'autant plus forte que le tapis herbacé est moins fourni (Combiér, 1990). La plus grande ingestion des pousses tendres des ligneux, en présence d'herbes, serait meilleure grâce à un meilleur équilibre de la ration par l'apport d'azote et d'éléments minéraux (Meuret, 1989). Le biovolume de la phytomasse évalué après 2 ans du passage du feu est plus élevé que celui obtenu pendant la même période du débroussaillage manuel des espèces arbustives.

Il est à noter que toutes les espèces de plantes ne sont pas appréciées de la même manière par le cheptel, de même la consommation de ces espèces de maquis par les animaux varie en fonction de la période de l'année qui agit sur le développement de l'espèce ainsi que sur sa constitution chimique. Si nous exprimons la production d'éléments nutritifs de maquis en fonction de la densité et de la productivité des espèces, nous pouvons estimer qu'un hectare de maquis peut produire 248,27 unités fourragères/ha/an (Boussaidi, 2005).

6- Caractéristiques des souches

6.1- Epaisseur du liège

Les résultats des mesures des épaisseurs du liège au niveau des 727 souches échantillonnées montrent une moyenne de 13,84 (\pm 8,42 mm) avec l'existence des souches au bois (liber) nu indiquant la récolte du liège des arbres juste avant l'incendie de 2012. Près de 72,14 % des

souches sont recouvertes d'une couche de liège comprise entre 0 et 20 mm ; ceci explique que les couches de liège mince à très mince dominent dans les sites d'étude ce qui rendent les arbres plus vulnérables aux feux. Moreira et al. (2007) et Pausas., (2015) ont signalé que l'épaisseur de liège est un facteur déterminant dans la protection de l'arbre contre tout impact négatif des feux. Certains auteurs tels que Catry et al., (2012), ont défini qu'un arbre avec une épaisseur de liège excédant 3cm est écarté du danger d'incendie. La vulnérabilité des individus au feu diminue avec l'augmentation de l'épaisseur de liège jusqu'à ce que l'épaisseur atteigne 4 cm (Catry et al., 2009). Tout arbre ayant une épaisseur de plus de 3-4 cm est bien protégé contre les flammes et a une faible probabilité de mourir (Catry et al., 2012). Cette capacité offre au chêne liège une forte résistance en comparaison à d'autres espèces méditerranéennes (Catry et al., 2010). Tous ces résultats peuvent être expliqués par le rôle du liège comme isolant thermique grâce à la forte proportion d'air qu'il contient et à sa faible densité (Pereira, 2007).

6.2- Hauteur de coupe

L'opération de recépage des arbres de chêne-liège morts a été effectuée à une hauteur moyenne de 27,82 (\pm 9,39 cm) pour l'ensemble des sites d'étude. Un recépage aussi près du sol que possible facilite la reprise des feuillus par rejets de souche. Un recépage à quelques centimètres au-dessus du sol est en revanche très nocif. Selon O.D.A.R.C, (2002), la hauteur de coupe de la souche détermine la qualité des futurs rejets, plus elle est coupée au ras de sol et plus nous aurons de chance d'obtenir de bons rejets.

6.3- Endommagement de la surface basale du bois : Crevasses des troncs

Nos résultats ont montré un taux moyen de l'endommagement du bois de 14,61 (\pm 16,40%). Toutes les souches dont le taux d'endommagement de la surface basale est supérieur à 10 % étaient stériles n'ayant pas émis de rejets. Ceci s'explique par l'action de l'homme qui se manifeste sur les troncs par l'existence de blessures dues généralement aux coups de hache pratiqués pendant les opérations d'exploitation du liège. Ces blessures causées lors de l'écorçage peuvent provoquer l'affaiblissement et même la mort de l'arbre (Ben Jamâa, 2014). La levée du liège mal réalisée peut compromettre aussi le développement ultérieurement de l'arbre et du liège (Bouhraoua et Villemant, 2005 ; Dehane et Bouhraoua, 2010 ; Dehane et al., 2012). C'est ainsi que « *les maladroits, les incapables, ceux qui blessent les arbres doivent être licenciés sans pitié* » (Saccardy, 1937).

La récolte du liège est un stress pour l'arbre (Natividade, 1956) ; elle peut occasionner des blessures plus ou moins importantes et quelques fois irréversibles. Ainsi, l'ouverture créée par la hache est une entrée possible pour divers agents pathogènes du bois. L'affaiblissement des arbres du à cette mauvaise récolte du liège expose les arbres aux attaques d'insectes xylophages associés au déclin du chêne liège comme le Platype cylindrique (Sousa et al., 1995 ; Sousa et al., 2005 ; Belhoucine et al., 2011).

6.4- Système racinaire : Exposition des racines au feu

La majorité des racines des souches sont profondes, elles se trouvent donc à l'abri de la chaleur dégagée par les incendies. En plus, la chaleur qui parvient au sol lors d'un incendie oscille entre 8 et 20% de la chaleur totale générée ; celle-ci est fonction du type de feu (litière ou superficiel) ainsi que des conditions qui règnent au niveau du sol proprement dit comme la matière organique et l'humidité (Abric, 1974). Selon ce même auteur, en premier lieu sont détruites les racines les plus fines, qui sont celles les plus efficaces pour l'absorption de l'eau et des nutriments, et comme le chêne-liège se verra obligé de les reconstituer, la croissance annuelle peut s'en retrouver diminuée. Quand le feu génère encore plus de chaleur par mètre carré, les racines plus grosses peuvent être détruites, et elles pourriront dans les années qui suivent. Cette perte de racines peut favoriser le déracinement de l'arbre les jours de vent fort. Sur les sols très minces

(moins de 15 cm), les racines sont bien évidemment plus superficielles et il faut donc craindre des dégâts plus importants.

7- Vitalité des souches après le feu : Mortalité à court terme

Le recépage traditionnel du tronc des arbres de chêne liège gravement affectés par le feu a toujours montré de bons résultats en termes d'amélioration de la viabilité des souches, développement rapide des rejets et le démasclage en temps record de ces rejets (Barberis et al., 2003 ; Sirca et al., 2014).

Dans notre cas, les incendies de forêt de 2012 ont causé une très forte mortalité immédiate des arbres traduite par la consommation complète de la cime. Cette mortalité évaluée à la fin de la seconde saison végétative suivant l'incendie résulte de la gravité des dommages observés au niveau des différentes parties de l'arbre. Au niveau du tronc en particulier, la protection des bourgeons et les tissus internes contre la chaleur varie en fonction de l'épaisseur du liège (Dehane et al., 2015 ; Catry et al., 2010). Les résultats montrent que cette épaisseur était le principal facteur déterminant de la mortalité ou de la survie des arbres à court terme. Ceux-ci sont en accord avec plusieurs études antérieures. Mais le taux de mortalité et la probabilité de régénération basale sont très variables dans ces études (par exemple Cabezudo et al., 1995; Moreira et al., 2009 ; Catry et al., 2013).

Dans les sites d'étude, toutes les souches avec écorce mince (< 1,5 cm) sont mortes. Ce sont généralement les arbres récoltés entre 2009 et 2012 dont l'âge maximum du liège correspond approximativement à trois ans selon les documents forestiers. Dans cette tranche d'âge de liège, la mortalité est très élevée et varie entre 94 et 100% ; ce taux est similaire à celui rapporté par Lamey (1893) pour le chêne-liège algérien (90 à 100%). Ce taux semble plus élevé lorsque l'on compare avec les données d'autres études au Portugal où il varie entre 41 et 65% (Moreira et al., 2007; Catry et al., 2012).

D'une manière similaire à un liège de 2ans, les arbres soumis au recépage ont montré un taux de survie des souches très faible de 3% par rapport aux taux de 62 et 97% observés dans les subéraies Sardes pour les arbres exploités ou non respectivement (Barberis et al., 2003 ; Sirca et al., 2014). Ceci s'explique par le comportement et l'intensité du feu, lesquels dépendent des facteurs climatiques, topographiques et sylvicoles (Trabaud 1974; Catry et al., 2012). En effet, avec une grande charge de combustible à forte inflammabilité couvrant plus de 70% de la superficie des 6 sites (Dehane et al., 2017 ; Essaghi et al., 2017) accumulé à proximité des troncs, la flamme a augmenté le taux de combustion et le temps de séjour du feu.

Cependant, le fait que nos sites d'étude présentaient des conditions environnementales assez similaires, particulièrement favorables à la survenue d'incendies intenses était probablement la raison pour laquelle ces variables n'étaient pas liées à la mortalité des arbres.

La forte chaleur dégagée à la surface du sol a altéré le bois du collet. Au niveau de cette zone, les bourgeons sont atteints (Pimont et al., 2014) et la souche perd toute sa vitalité ce qui a anéanti la production de nouveaux rejets basaux.

Lorsque l'épaisseur de l'écorce dépasse 1,6cm d'épaisseur (liège âgé de 4 à 9 ans), les tissus internes deviennent suffisamment protégés contre la chaleur et les souches ont de forte probabilité de survivre. Le taux de survie après coupe (90%) reste valable par rapport aux résultats donnés par Pausas (1997) où tous les arbres morts ont régénéré à la base. Pour le chêne liège Européen, le taux de mortalité des arbres avant la coupe varie entre 46% en Espagne

CHAPITRE VI : Discussion

(Cabezudo et al., 1995) à plus de 70% en Portugal (Moreira et al., 2009 ; Catry et al., 2012). Ce taux peut être amélioré de 10 à 30% selon l'âge des arbres (Sirca et al., 2014).

Par ailleurs, les arbres non écorcés sont souvent très résistants à la chaleur et la mortalité est toujours faible (<10% : Catry, 2006 ; Moreira et al., 2007).

Mais cette protection n'est pas complète, car une part des souches (près de 10%) a perdu de vigueur et devenue alors stérile. Trois facteurs explicatifs induisant la mortalité de ces souches sont montrés par nos modèles logistiques.

Premièrement, nous trouvons l'exposition des racines superficielles au feu ; résultat intéressant car les études antérieures n'avaient pas rapporté les dégâts du feu au système racinaire et leur impact réel sur la vitalité des arbres. Ceci reste mal connu pour de nombreuses espèces d'arbres (Pimont et al., 2014). Si la majorité des racines latérales des souches mortes n'affleurent à la surface du sol (68% contre 99% pour les souches survivantes), une partie de ces souches au liège supérieure à 2cm d'épaisseur a été atteinte (18%) par la chaleur du feu ayant détruit gravement les racines superficielles malgré qu'elles sont recouvertes aussi du liège. La probabilité de la mortalité de ces souches a augmenté lorsque les ramifications racinaires partent des deux côtés. Ceci s'explique par la nature du sol des sites. En effet, dans les terrains frais ou profonds, les racines s'enfoncent verticalement dans le sol et sont à l'abri de la chaleur dégagée par le feu dans le sol (Saccardy, 1937). Par contre dans les terrains rocheux ou superficiels, ces racines partent latéralement pour fixer solidement l'arbre (Natividade, 1956) mais les exposent aux feux. Dans notre cas, les racines s'observent à la surface à cause de l'érosion hydrique du sol survenu suite aux incendies précédents suivis de pluies intenses et favorisées par la pente abrupte. L'échauffement du sol lors du passage du feu peut affecter les racines superficielles des arbres (Colin et al., 2001) mais son impact réel sur le système racinaire reste mal connu (Pimont et al., 2014).

Le second facteur qui a contribué à augmenter la probabilité de mortalité des souches réside dans l'état du bois des troncs d'arbres avant le passage du feu. La mortalité a affecté la majorité des souches dont les arbres ont perdu plus de 20% de la surface basale du tronc. De nombreux agents d'ordres biotique et abiotique peuvent altérer le bois en modifiant sa structure (Schweingruber, 1996). Dans notre cas, plusieurs anomalies anatomiques visibles sont relevées dans les zones endommagées du bois ; elles concernent les crevasses, galeries d'insectes xylophages mais surtout la coloration anormale du bois et la décomposition du bois avec détachement de fibres.

La majorité de ces altérations sont engendrées par les blessures graves pratiquées lors des récoltes périodiques ultérieures du liège (arrachage du liber, coups de hache) (Saccardy 1937). Bien que le chêne liège possède une grande faculté de cicatrisation des lésions après la récolte, celles les plus importantes provoquées sur une grande surface ne se ferment pas.

Parmi ces blessures, nous trouvons les incisions longitudinales trop profondes arrivant jusqu'au bois et l'arrachage de toute l'écorce (phloème et phellogène) à cause du ralentissement de la circulation de la sève liée aux événements climatiques catastrophiques (forte chaleur et pluies). Le bois est exposé à l'atmosphère, meurt et se dessèche. Après l'action des eaux de pluies, s'installe les champignons pathogènes (Natividade 1956). Avec le temps, ces champignons envahissent de grandes surfaces des tissus du bois (xylème) en altérant leurs structures et perturbent le flux d'eau et des nutriments.

Bien que les racines encore fonctionnelles, les bourgeons protégés au niveau du collet et sur la hauteur de coupe sont privés de l'eau et des réserves souterraines causant leur mortalité. A ces

CHAPITRE VI : Discussion

altérations s'ajoutent d'autres moins importantes observées sur quelques souches comme les galeries de l'insecte *Platypus cylindrus* produites dans le bois des arbres déjà affaiblis (Belhoucine et al., 2011). Dans cette catégorie d'arbres, la croissance du liège diminue (Dehane et Bouhraoua, 2010), l'arbre perd de son importance (Costa et al., 2004) et devient alors plus vulnérable au feu (Machouril et al., 2008).

Ces deux facteurs sont fortement associés au niveau des souches ce qui rend difficile de situer le rôle de l'un dans la mortalité par rapport à l'autre du fait que la majorité de ces souches avaient des racines exposés au feu et un bois gravement altéré.

Enfin, la probabilité de mortalité des souches augmentait avec l'augmentation du diamètre. Cette variable est liée à l'âge de l'arbre et donc au nombre de récoltes précédentes, malgré que les souches aient la capacité de rejeter jusqu'à un âge très avancé après un incendie (Lamey, 1893; Natividade, 1956). Les dimensions des souches peuvent intervenir dans la sensibilité au feu et l'augmentation des risques de mortalité. Mais cette taille dépend non seulement de l'âge mais aussi de la croissance en largeur des arbres et la qualité du milieu (Costa et al., 2003 ; Corona et al., 2010

). Nos résultats montrent que la probabilité de la mortalité des souches augmente avec la taille des arbres ; cette mortalité varie entre 27% pour les bois de petits diamètres ($\varnothing < 27.5\text{cm}$) à 35 % pour les bois de diamètres moyens ($\varnothing : 27.5-42.5\text{cm}$). Ce taux atteint 66% pour les gros diamètres ($\varnothing > 42.5\text{cm}$). Mais cette probabilité reste toujours élevée pour les souches des trois catégories de diamètre du bois à épaisseur mince du liège. En plus, les chances de mortalité des souches recouvertes de liège de plus de 4 ans ont été augmentées de 15% pour les diamètres moyens du bois et 13% pour les gros diamètres par rapport aux petits diamètres (5%). A cet âge de liège, toutes les souches de différents diamètres ont été résistantes au feu en donnant de nombreux rejets.

Les études antérieures ont indiqué que les vieux arbres aux gros troncs sont plus sensibles aux dommages causés par les incendies que les jeunes arbres (Moreira et al., 2009 ; Catry et al., 2012). Cette faible résistance des arbres âgés aux feux peut être expliqué par le fait qu'ils sont affaiblis à cause de plusieurs facteurs tels que les blessures causées lors de plusieurs récoltes au cours de leur vie, l'épuisement des matières de réserves accumulées dans la souche, (Natividade 1950, Veille 2004, Barberis et al., 2003, Machouri et al., 2008). Même si les arbres les plus âgés ont une écorce épaisse, les blessures et les cicatrices peuvent les rendre plus vulnérables aux feux (Costa et al., 2004, Machouri et al., 2008, Catry et al., 2012). Pimont et al., (2014) indiquent que la zone d'attachement de la flamme qui est plus étendue sur les troncs au grand diamètre. Ceci augmente le taux de carbonisation et la mortalité de l'arbre.

Ces résultats montrent encore une fois le rôle déterminant que joue l'épaisseur du liège (facteur prédisposant) dans la mortalité des arbres et de leur souche. Mais cette mortalité dépend du degré de calcination des souches et la sévérité du feu (Carle, 1974 ; Amandier, 2004). En effet, le comportement du feu et sa gravité dépendent de plusieurs facteurs du milieu physique : (i) climatique (les conditions météorologiques précédent le feu), (ii) topographique (la pente et l'exposition) et sylvicole : (iii) structure de la forêt (densité et recouvrement des peuplements) et (iv) végétation accompagnatrice (nature, abondance, teneur en eau) (Trabaud, 1974 ; Pimont et al., 2014, Moreira et al., 2007, Catry et al., 2009). Or dans tous les sites d'étude, les conditions du milieu étaient très favorables pour un feu intense et grave. Ces sites ont été chargés d'une biomasse recouvrant plus de 70% de la superficie atteignant plus d'un mètre de hauteur. Elle est dominée par des plantes ligneuse résilientes à haute combustibilité telles que *Erica arborea* (Cut et al., 2011 ; Schaffhauser et al. 2012) mais aussi par une végétation herbacée à base de *Pteridium aquilinum*. Le feu est favorisé par la pente abrupte, l'atmosphère chaude et

l'humidité du combustible élevée (bilan hydrique très favorable) qui s'est propagé lentement à cause du vent faible. En plus, la densité forestière moyenne (300 tiges.ha-1) dans la majorité des placettes a été en faveur de l'intensité du feu.

Les racines et les souches des arbres ont été donc exposées à une grande quantité de chaleur dégagée par le feu et pendant une longue durée. Le temps semble suffisant pour le transfert de la chaleur létale vers le liber et le cambium recouverts d'une mince couche de liège. Les tests expérimentaux sur l'inflammabilité du liège, ont montré qu'il suffit 4 minutes en moyenne pour atteindre les températures létales des tissus subéreux (Dehane et al., 2014). Toutes ces variables (sites) non retenues par le modèle, n'ont pas été corrélées à la mortalité ou à la survie des souches, car elles agissent de la même intensité dans tous les sites (caractéristiques physiques et forestières presque similaires).

Enfin, beaucoup de chercheurs ont développé des modèles statistiques qui estiment la probabilité de mortalité de l'arbre en fonction de certains paramètres dendrométriques, niveau de dégâts constatés (taux de carbonisation de l'écorce), etc. (Pimont et al., 2014). Ces modèles constituent des outils intéressants pour le diagnostic de la mortalité post-feu des arbres. Pour le chêne liège en particulier, la probabilité de mortalité de l'arbre est donnée par l'expression suivante (Catry et al., 2009):

$$P = 1.682 + 0.901 EC - 0.042 d130 - 0.0145 PLC$$

Avec d130 : diamètre à hauteur de poitrine (en cm), PLC : part de la longueur du tronc carbonisée (en %) et EC : épaisseur d'écorce (en cm)

8- Mortalité différée des souches

Après cinq années de croissance des rejets, une partie des souches survivantes a marqué une mortalité retardée pour atteindre de ce fait un taux global de mortalité de 53,2 %. Cette mortalité a été observée exclusivement dans trois sites à forte pression pastorale. Nous suggérons que l'herbivorie est le facteur explicatif de cette mortalité. En effet, la repousse est un processus qui consomme beaucoup d'énergie et les réserves de glucides accumulés dans le système racinaire. Ceci peut diminuer rapidement (Xue et al., 2013).

Au cours de la première saison de croissance, malgré que les racines des souches aient été protégées du feu, l'eau et les éléments nutritifs semblent moins mobilisés pour produire des jeunes rejets vigoureux (Chapin et al., 1990). Ceci s'explique par la destruction du bois suite aux blessures de récolte causées au tronc (voir mortalité à court terme).

Ces souches, plus sensibles à l'action aggravante des animaux, ont formé souvent des rejets avec une croissance fortement réduite par rapport à ceux produits par des souches au bois non endommagé des mêmes sites ou des sites non pâturés ou à faible pression. Ces derniers agissant sur les souches, éliminent par broutage leurs jeunes pousses (Benabid 2000, Pulido et al., 2001). La réduction de la production des feuilles aggravées par leur consommation par les animaux ont maintenu donc la densité foliaire à des niveaux bas. Ceci empêche le fonctionnement adéquat des processus physiologiques vitaux de l'arbre (Canham et al., 1999). Mais les travaux de Batziou, et al., (2017) ont montré que le pâturage intensif n'affecte pas les capacités de régénération les forêts à *Quercus* en Grèce.

En conséquence, l'épuisement rapide des réserves souterraines et l'endommagement du cambium ont résulté, avant la seconde saison de croissance, une mortalité précoce importante des rejets (soit près de 41%) avec l'altération définitive de la viabilité des souches (Catry et al.,

2010 ; Sirca et al., 2014). Mais l'impact de ce pâturage sur la mortalité des rejets semble réduit par rapport à près de 100% rapporté par Sirca et al., (2014). Ceci s'explique par l'intensité du pâturage représentée par la charge pastorale et le temps de séjour des animaux dans les sites recépés. Or, dans les sites à mortalité différée des souches, le pâturage est considéré moins intense malgré la forte charge animale (>120 individus par jour) car le temps de passage des bêtes est court (quelques heures par jour), par rapport à un pâturage continu à forte charge animale.

Dans une étude réalisée sur l'élevage dans les espaces boisés méditerranéen, Hétier et Lilin (1989) ont indiqué que les jeunes chênes exposent leur feuillage et rameaux à l'action mécanique du pâturage. Mais selon ces mêmes auteurs, il n'est pas rare d'observer une consommation presque totale des rejets de souche par les chèvres lors des pâturages de longue durée ou à forte pression, ce qui a pour effet d'épuiser la souche qui se termine par sa mortalité. Selon Moreira et al., (2012), la présence des animaux domestiques peut constituer un facteur sérieux empêchant la régénération du chêne-liège après le feu.

Par ailleurs, d'autres études ont montré les mêmes tendances régressives du taux de survie des souches en dehors de l'action des animaux, par exemple, le taux de survie des souches de chênes-cerises est passé de près de 100% à environ 30% pendant cinq ans après la coupe (Lockhart et Chambers, 2007). En Sardaigne, Pintus et Ruiu (2012) ont signalé une perte de vitalité des souches de plus de 30% après 16 ans de recépage.

9- Action du pâturage

9.1- Effet du pâturage sur le nombre et la forme des rejets de souche

L'effet négatif du pâturage est observé non seulement sur la survie et la croissance des rejets mais aussi sur le mode de formation des brins. Dans les sites à forte pâturage, tous les rejets ont pris l'aspect touffu ; le tronc mal formé devient sans intérêt sylvicole dans le futur, ce qui compromet l'opération de recépage et la récupération forestière.

Les résultats ont montré qu'au niveau des sites non pâturés ou faiblement pâturés, toutes les souches présentaient un nombre satisfaisant de rejets bien venant et de forme droite ; ceci résulte de la faible pression du pâturage ; par contre au niveau des sites à forte pression pastorale, toutes les souches présentaient un nombre très élevé de rejets et en forme de touffes. Ceci est observé en Sardaigne et expliqué par la forte densité des rejets (>3000 tiges/ha) (Mercurio et Saba, 1996 ; Barberis et al., 2003 ; Sirca et al., 2014). N'klou et Louppe (1998) signalent que les ruminants ont un impact négatif sur la survie des jeunes plants sans doute en les broutant avant qu'ils ne soient aoûtés et puissent produire des rejets. Mais cet effet négatif est en partie compensé par un plus grand nombre de rejets qui s'explique par le fait que les caprins sectionnent les tiges alors que les bovins les arrachent. Selon Lockhart et Chambers (2007), il faut qu'il y soit un certain équilibre entre le nombre de rejets par souche et les réserves en nutriments stockés dans la souche pour ne pas épuiser cette dernière. En effet, le taux de survie des souches et le nombre de rejets diminueront d'une façon continue tant que les rejets n'arrivent pas à maturité pour produire les glucides par photosynthèse afin de compenser les besoins de la consommation.

9.2- Effet du pâturage sur la croissance des rejets de souches

La croissance post-feu de la régénération basale des chênes lièges dans les sites d'étude était très variable et dépend principalement de la pression du bétail. En effet, et en absence de pâturage, la hauteur moyenne des trois rejets dominants est 116.10 (± 10.54 cm) en 2^{ème} année de croissance pour atteindre 376 (± 10.54 cm) en 5^{ème} année. Par contre dans les zones où la pression était forte, cette croissance a accusé un retard notable de 70% (34.11 ± 10.54 cm) en seconde saison à 85% en cinquième saison (73.26 ± 10.54 cm).

Ces résultats semblent meilleurs par rapport aux ceux obtenus en Sardaigne par Sirca et al. (2014) où ils ont enregistré une hauteur de 5cm seulement des rejets lorsqu'ils sont soumis à un nombre excessif et incontrôlé de moutons et bovins maintenus en pâturage sauvage. En tenant compte de nos données, nous pouvons estimer qu'en absence du pâturage, le taux de croissance annuelle moyen des rejets était de 0,96 m au cours des cinq premières années de recépage. Ces rejets ont conservé donc leur bonne croissance durant cette période contre 0.20m/an dans les sites fortement pâturés. C

eci s'explique par le fait que les troupeaux domestiques broutent souvent les rejets en mangeant leurs jeunes pousses (Pulido et al., 2001) ce qui ralentit davantage leur croissance. Mais ce ralentissement est attribué souvent à l'intensité du broutage foliaire (Bourbouze et Donadieu, 1987). Ces rejets n'arrivent pas par conséquent à maturité pour produire les glucides par la photosynthèse afin de compenser les besoins de la consommation (Lockhart et Chambers, 2007).

10- Croissance des rejets de souche

La croissance en hauteur et en largeur des nouveaux rejets présentent deux types d'évolution selon le diamètre de la souche (soit l'âge de l'arbre) et le nombre de rejets ainsi produits. Elle est d'autant plus importante que les souches sont adultes (arbres en pleine production avant le feu) et le nombre de rejets émis sur la souche est faible. L'existence de telle relation entre les deux variables indépendamment de la taille de la cépée montre tout l'intérêt des éclaircies. Inversement, cette croissance est d'autant moins importante que les souches sont jeunes ou vieilles et le nombre de rejets augmente.

10.1- Evolution du nombre de rejets par souche

Les résultats montrent une évolution du nombre de rejets de souche dans les différents sites d'étude en fonction du temps. Cette évolution est plus marquée dans les sites pâturés que dans les sites non soumis à la pression du pâturage. Ces résultats sont en contradiction, tout au moins durant les cinq premières années de croissance, avec Messaoudène et al. (2006) qui ont indiqué que plus l'âge des brins augmentent, le nombre de ces derniers diminue. Ceci peut être expliqué par les compétitions qui pourraient exister au sein de la cépée d'où par conséquent l'élimination de certains d'entre eux. Midgley (1996) a montré que la densité de brins dans une souche diminuait par auto-extinction et la compétition dans l'espace et les nutriments entre les rejets.

10.2-Evolution de la hauteur des rejets

Les résultats obtenus montrent que la hauteur des brins (moyenne des trois brins dominants) atteint 380cm en 2^{ème} année de croissance (moyenne des 3 sites non pâturés : 116.10 ±10.54cm) et 630cm en 5^{ème} (moyenne: 376±10.54cm). Cette dernière moyenne est proche de celle obtenue en Sardaigne par Pintus et Ruiu (2012) qui ont indiqué une hauteur de 356.80cm en 5^{ème} année contre 201.10cm en 2^{ème} année. Elle est par contre supérieure à celle signalée par Messaoudène et al., (2006) de l'ordre de 239.63cm (h_{moy} en 5^{ème} année de croissance).

Cette croissance est influencée significativement par le diamètre ou l'âge de la souche mais aussi par la densité des brins par cépée. Elle est autant plus élevée chez les arbres adultes (bois moyen et gros bois: 426.34±18.17cm) que chez les jeunes ou vieux arbres (perche, petit bois et très gros bois: 375.42±18.17cm). Ces résultats sont en contradiction avec ceux signalés par Sirca et al., (2014); où des hauteurs maximales ont été enregistrées sur des souches de très jeunes arbres non exploités (H:6.8m) ou récoltés plusieurs fois (H : 6.1m) par rapport aux jeunes arbres récoltés une seule fois (H : 5.6m). Il convient de souligner que ces mesures ont été obtenues sur des brins formés après 25 ans du feu. Cela s'explique par la quantité de réserves contenues dans des structures souterraines déterminant le volume de réserves glucidiques, d'azote et de phosphore mobilisés pour la croissance des brins (Chapin et al., 1990 ; Kozłowski,1991).

La croissance en hauteur est d'autant plus élevée que le nombre de brins diminue ; ces résultats sont inverses par rapport à ce qui a été avancé par Messaoudène et al. (2006). En effet, ces auteurs ont signalé que la hauteur moyenne des brins augmente avec l'augmentation du nombre de brins ; elle varie entre 80cm pour un brin par souche et 325cm pour 15 brins par souche. Mais d'après les travaux de Sirca et al. (2014) , aucune différence nette dans la croissance des brins n' a été enregistrée entre les souches éclaircies progressivement pendant 5 ans (cépée à un brin) et celles non éclaircies (à plusieurs brins) soit 5.8m et 5.9m respectivement.

10.3-Evolution de la circonférence des rejets

En matière de croissance en largeur des nouveaux brins, paramètre déterminant de mis en valeur des nouveaux sujets, les résultats (figures 84 et 85) semblent satisfaisants ($\bar{\varnothing}_{\text{moy}} \approx 9.79\text{cm}$: 6.37-12.42cm) ce qui indique certainement une bonne qualité du site et la vigueur des souches. Cette croissance est d'autant plus importante que les arbres sont adultes et le nombre de brins diminue. Les valeurs obtenues sont relativement supérieures à celles citées par Pintus et Ruiu (2012) à partir des brins de même âge ; elles varient significativement entre 8.7cm et 6.7cm selon que les souches aient été recépées en premier printemps suivant le feu ou plus tardivement. Par contre Messaoudène et al., (2006), signalent des diamètres dominantes beaucoup plus inférieures variant de 2 à 5cm (moyenne de tous brins: $\bar{\varnothing}_{\text{max}} \approx 8\text{cm}$). Chez les brins beaucoup plus âgés ($\approx 25\text{ans}$), les diamètres ont atteint 18cm en moyenne, valeur proche de démasclage en Sardaigne (Sirca et al., 2014). Ces auteurs ont remarqué aussi que les brins issus des jeunes souches, montrent une croissance en largeur plus faible que ceux formés sur des souches adultes ayant subi un ou plus de récoltes.

11- Recépage et la récupération forestière

Le recépage est une méthode de régénération la plus fréquemment utilisée car elle est la plus simple à mettre en œuvre. Elle s'appuie sur les facultés que possède le chêne-liège à émettre des rejets à partir de la souche mais aussi la vitesse de croissance de ces rejets.

En effet, les rejets qui se forment ont souvent une croissance assez rapide. Ils forment d'abord une cépée assez touffue, mais leur nombre se restreint dans les premières années par le jeu de la concurrence (Saccardy, 1937). Avec le temps et suite à la sélection naturelle, les cépées se composent d'au moins quatre brins (Messaoudène et al., 2009). Ils constitueront un taillis (Lapie et Maige, 1914) pouvant ainsi entrer en production 10 à 15 ans avant un sujet issu de semis (Varela, 2013). Ainsi, Lamey (1893) a signalé que les nombreux rejets constituent rapidement un nouveau massif susceptible d'être mis en valeur 10 à 12 ans après le feu. Cette durée pourrait atteindre 30 ans selon Saccardy (1937).

La reconversion du taillis (dominance de rejets à plus de 65%: IML, 2005) en futaie sur souche est possible si des opérations sylvicoles sont adoptées. En plus des arbres restants, le forestier peut faire évoluer son peuplement vers la structure composée du taillis sous futaie. L'objectif, est d'éduquer les brins d'élite du taillis en semenciers qui permettront d'assurer la régénération naturelle. Cette voie de régénération permet de conserver la qualité phénotypique des individus coupés : qualité du liège, rectitude, production de glands, ect. (Varela, 2013). N'ayant pas de brassage génétique, les arbres n'évolueraient pas dans le temps et ne seraient pas adaptés au changement climatique (Varela, 2013).

Mais le régime de la futaie sur souche ne pourrait pas être maintenu indéfiniment puisqu'une souche : (i) atteint une limite d'âge à partir de laquelle elle devient incapable de rejeter ou (ii) peut faire l'objet de plusieurs coupes au cours du temps après passages des feux intenses. Les

CHAPITRE VI : Discussion

résultats de cette méthode sont donc manifestes et séduisants. En fait, cette méthode influe sur la vitalité et la longévité des arbres comme sur la quantité et la qualité de la production de liège.

Le traitement de la forêt sous forme de taillis serait théoriquement assuré, c'est le vieillissement des souches qui pose problème (Dahmani, 2006) auquel s'ajoutent encore sur place les arbres de l'ancienne futaie. Hasnaoui (1991), a précisé dans son étude que, pour avoir une efficacité maximale, le dépressage doit être effectué lorsque les rejets ont 5 ans d'âge et ne conserve progressivement qu'un seul rejet par souche.

Conclusion

Conclusion et recommandations de gestion

Avec plus de 7423 hectares de forêts de chêne-liège ravagés durant ces vingt dernières années, soit près de 390 hectares en moyenne chaque année au niveau de la région de Texenna, la surface des subéraies est donc en nette dégradation d'une année à l'autre. Ceci explique le rétrécissement progressif de cet écosystème et par conséquent le bouleversement de sa diversité et dynamique de sa formation forestière et surtout de la productivité de son liège.

La production du liège est en nette diminution en première ligne causée par les feux récurrents que connaît la région de Texenna ; pour cela elle mérite une meilleure prise en charge visant la reconstitution du patrimoine subéricole. Pour concilier la durabilité de ces subéraies et une production soutenue de liège, il est impératif de les aménager en tenant compte de sa spécificité. En effet, le traitement rationnel du chêne-liège est une chose assez compliquée du fait de son caractère mixte relevant à la fois de la sylviculture et de l'arboriculture obligeant de traiter le chêne-liège en quelques sorte en arbre fruitier pour la production du liège (tous les 9-12 ans) et en arbre forestier pour son développement et sa régénération (Boudy, 1952).

Le chêne liège est une espèce typique des régimes de feu fréquent mais de faible intensité (Pimont al., 2014, Pausas ; 2017); sa stratégie de résistance après le passage du feu repose souvent sur la mortalité faible des arbres, la régénération forte du houppier et l'amélioration nette de taux de survie des souches après recépage des troncs (Moreira et al., 2009 ; Catry et al., 2012 ; Sirca et al., 2014).

A travers cette étude, nous avons confirmé encore que le chêne liège possède un important pouvoir de régénération après le passage du feu. En effet, la coupe des arbres morts est une technique de reconstitution rapide du peuplement par la production de rejets de souche vigoureux au système racinaire bien développé.

Dans notre zone étude, l'incendie de forêt était très sévère marqué une mortalité élevée des arbres. La technique traditionnelle de recépage pratiquée sur ces arbres a montré des résultats non satisfaisants malgré son efficacité prouvée depuis longtemps. Ceci a empêché la récupération des peuplements brûlés pour retrouver leur structure antérieure. Or, près de 66 % des troncs coupés ne sont pas remplacés par des brins qui pourraient donner des arbres conformes aux normes de récolte du liège. L'échec de récupération a résulté une forte réduction de la densité des peuplements de près de 52% en passant de 300 tiges/ha à 156 tiges/ha. L'ouverture de la canopée favorise le développement d'une végétation très dynamique au profit du maquis (Schaffhauser et al. 2012), dominé par les espèces d'arbustes à forte régénération végétative.

Trois facteurs sont intervenus dans la vitalité des souches, ils sont tous en relation avec la gestion forestière. Le premier facteur (responsable de 38.4% de mortalité) est fortement en relation avec l'épaisseur de l'écorce au moment du passage de l'incendie. La probabilité de la mortalité diminue avec l'augmentation de l'épaisseur de l'écorce ; elle est donc plus faible lorsque le liège récolté a une épaisseur supérieure à 15mm (soit un âge de plus de 3 ans). Or, dans nos conditions d'étude, l'opération de coupe devait être retardée d'une année supplémentaire (soit en hiver 2014) pour les arbres qui ont été écorcés à plus de trois ans pour s'assurer de leur mortalité (manque de régénération de la cime). A cet âge de liège, l'épaisseur dépasse les 2cm permettant de protéger efficacement les arbres contre la chaleur du feu. Ils devraient être par conséquent laissés.

Au vu des résultats d'inventaire, nous pouvons dire que l'opération de coupe faite avant la première saison de croissance a engendré une perte sylvicole (couvert forestier) à moyen

Conclusion et Recommandations de Gestion

terme. Près de 63% des arbres (n=457) ne devaient pas être coupés, car la probabilité de leur survie aurait été élevée (87%) grâce à la protection vigoureuse par leur écorce.

Les cimes de ces arbres auraient été régénérées et le liège flambé aurait été récolté, cinq années plus tard. L'abattage des arbres devait concerner que 37% des arbres vulnérables (épaisseur inférieure à 16mm) au feu mais avec 3% de chance de rejets de souches selon nos résultats. Dans la seconde saison de croissance, nous devons procéder à la coupe des arbres morts qui n'ont pas été vigoureusement protégés par leur liège épais et la probabilité de non rejets de souche est de l'ordre de 20%.

Cependant, la vitalité des souches semble être indépendante de cette épaisseur ; mais liée à l'intensité du feu d'où l'intérêt de la sylviculture préventive. Elle consiste à réduire le sous-bois inflammable par les opérations forestières. C'est ainsi que dans les peuplements bien gérés à sous-bois réduit, le taux de survie des souches recouvertes d'écorce mince peut atteindre 92% après la coupe (Sirca et al., 2014). Ce taux est réduit à 3% dans nos résultats à cause de l'embroussaillage des sites qui a causé un feu intense.

L'autre facteur responsable de 5.9% de mortalité, est en relation directe avec la technique de l'opération de récoltes du liège des arbres avant le feu. En effet, les blessures graves au tronc résultant de la mauvaise qualité de récolte ont engendré l'altération du bois. Les précautions essentielles sont de confier la tâche au leveur de liège qui a de l'expérience et fait preuve de prudence afin d'extraire le liège sans endommager l'arbre.

Cette étude a fourni des données intéressantes citées pour la première fois dans la littérature à savoir l'impact chiffré des blessures de récolte du liège sur la survie des souches après l'incendie. Les études ont montré que ce facteur agit seul ou associé avec un autre facteur sur la mortalité des souches. Nous retenons une souche au bois endommagé par les blessures et recouverte d'une écorce épaisse a de forte probabilité de mourir lorsque ses racines superficielles sont exposées au feu intense. Cela veut dire que dans les zones où le chêne liège développe ce type de racines (zones rocheuses, pentes raides, sols peu profonds facilement exposées à l'érosion), les feux peuvent causer des dégâts importants aux souches par rapport aux zones au sol profond. Ces deux facteurs constituent donc un élément de diagnostic précoce de la mortalité des souches des arbres après un passage d'un incendie. Il constitue un enjeu majeur pour le gestionnaire forestier dans la durabilité de son écosystème. En plus, les souches survivantes affaiblies au bois altéré (comme facteur aggravant) sont exposées à la mortalité retardée à cause du pâturage (facteur responsable de 9% de la mortalité).

Mais l'impact réel du pâturage est observé sur les rejets issus des souches vigoureuses car de grandes différences physiologiques de ces rejets sont comparées entre les sites sans et avec pâturage. En absence de tout système de mise en défens, les zones recépées soumises à de forte pression pastorale, voient le développement de leurs rejets en touffes ; ce mode de croissance est considéré comme un échec dont il est responsable de 13% de perte de récupération. L'avenir sylvicole et économique de ces rejets est incertain. En plus, les rejets à croissance ralentie seront anéantis dans le futur ce qui provoque la réduction de la densité du peuplement et le développement davantage du maquis. Lorsque les sites ne sont pas soumis au pâturage, les rejets de souches ont atteint des hauteurs importantes et de bons résultats sont alors obtenus en termes de processus de récupération. Ceci montre l'intérêt primordial de clôturer les zones recépées pour éviter les fortes pressions du pâturage.

L'opération de recépage a montré généralement la récupération du tiers seulement des arbres morts. En absence de pâturage, les rejets ont atteint en cinq années une hauteur moyenne de 4,7 m. Mais 35% de ceux-ci sont exposés au risque de chute sous l'action du vent violent car

Conclusion et Recommandations de Gestion

ils sont formés en grande partie le long de la hauteur de coupe (> 30cm). A l'inverse, cette coupe devait être pratiquée au niveau du sol (<10cm) pour permettre la formation des racines propres des rejets et se fixer solidement au sol.

Dans ces zones, les rejets doivent être soumis à une opération d'éclaircie lente et progressive et une taille de formation du tronc pour obtenir des arbres aux troncs droits conformes à l'extraction du liège. Un démasclage des nouveaux brins pourra se faire dans les cinq années à venir. Une protection des nouveaux rejets contre les feux suivants (seraient plus intenses) s'avère indispensable, car s'ils se renouvelaient peu de temps après, on s'attendrait à leur mortalité.

Des résultats plus efficaces de récupérations forestière et économique auraient obtenus si les peuplements ont bénéficié d'une gestion adéquate (moins d'accumulation de biomasse) ou plus catastrophiques (taux de mortalité des souches >44%) si tous les arbres auraient été récoltés à moins de trois ans. Mais le désordre dans les récoltes et l'irrégularité dans les âges du liège a réduit, sans le vouloir, les risques de danger des incendies. Ceci a montré tout l'intérêt de l'aménagement des peuplements et l'application de la méthode de jardinage dans l'exploitation du liège.

L'absence des opérations de récupération du chêne-liège après incendie et les contraintes de reboisement d'ordre technique et environnemental (par exemple la qualité des plants, absence de système de protection, qualité du site, etc.) (Bouhraoua et al., 2014) constituent une menace sérieuse pour la pérennité de la forêt et la durabilité de la production du liège.

Vue la structure irrégulière qui caractérise les suberaies de Texenna le forestier devrait orienter la structure globale vers une structure jardinée ou vers la structure composée de taillis sous futaie, structures jugées plus intéressante et plus approprié dans les régions à haut risque d'incendie.

Les arbres calcinés et ceux brûlés, ayant été récemment exploités doivent impérativement être abattues le plutôt possible afin d'exploiter la capacité de régénération des souches.

Afin de réussir un bon départ des rejets de souches, l'opération de recépage des arbres jugés morts doit être menée pendant la saison de dormance, de préférence au mois de janvier. Mais la saison de coupe doit être retardée d'une année supplémentaire pour les arbres qui ont été écorcés à plus de trois ans pour confirmer leur mortalité. A cet âge de liège, l'épaisseur dépasse la couche protectrice efficace les arbres contre la chaleur du feu ; ils ne doivent pas être concernés par la coupe.

Il est important de continuer à suivre l'évolution de la régénération des souches et proposer d'autres modèles de prédilection ayant trait à la réussite de cette technique de récupération forestière.

Dans tous les cas, si le gestionnaire estime qu'un nouveau départ végétatif est utile pour tous les peuplements rescapés d'incendie, il serait préférable de recéper tous les arbres pour bénéficier des capacités des souche à produire des rejets et favoriser la production du liège mâle d'ici 20 ans au maximum.

Les résultats de cette étude constituent un outil important pour les gestionnaires forestiers pour mettre au point une stratégie de gestion adéquate pour promouvoir la résilience de la forêt face aux incendies sévères. Avec les scénarios de changement climatique futur (FAO

Conclusion et Recommandations de Gestion

2013. Palma et al., 2015), ces feux deviendront plus fréquents avec une augmentation nette du nombre annuel et de la superficie brûlée ((Pausas 2004).

Références Bibliographiques

Références Bibliographiques

Abbas M., 2006 : Le Potentiel subéricole et la possibilité de production. Atelier sur la gestion durable de la subéraie Algérienne. El-Tarf, 30-31 octobre 2006.

Abdelghafour H., 1974 : Le développement de la forêt algérienne par le reboisement et son insertion dans l'économie nationale. Mémoire Ingénieur : Université Montpellier. 84 p.

Abdelhamid K., 2010 : le chêne-liège. Programme pour l'Afrique du nord, projet éducation et conservation de la biodiversité. Association Tunisienne Pour la Protection de la Nature et de l'Environnement.49T, 4p.

Abdendi Z.A., 2003 : Forest decline in Morroco: Causes and control strateg. Science et changement planétaires/sécheresse. Volume 14 ; pp : 9-18.

Abgrall J.F., Soutrenon A., 1991 : La forêt et ses ennemis, éditions CEMAGREF Editions, pp.399, 1991, 2-85362-196-0. (hal-02574242)

Abid H., 2002 : La Suberaie Tunisienne : Importance et Orientations pour une gestion durable – Séminaire sur les bouchons de liège/Ministère de l'Agriculture/Groupement Inter-Professionnel de la vigne/Tunis.

Abric E.F., 1974. Pertes dues au passage du feu et dépréciation des bois brûlés. Rev. Frest. Franç., N° Spécial : Les incendies des forêts : 207-211.

Acácio V., Holmgren M., Moreira F., Mohren G., 2010 : Oak persistence in Mediterranean landscapes: the combined role of management, topography, and wildfires. Ecol.Soc. 15 (4) :40. [https:// doi.org/10.5751/ES-03740-150440](https://doi.org/10.5751/ES-03740-150440).

Agreil C., Greff N., 2008 : Des troupeaux et des hommes en espaces naturels: une Approche dynamique de la gestion pastorale: guide technique. Conservatoire Rhône-Alpes des espaces naturels, INRA, Vourles.87 pp.

Aiken L.S., West S.G., Pitts., S.G., 2003 : Multiple linear regression. In: J. A. Schinka et W. F. Velicer (Eds.), Handbook of psychology Volume 2-Research methods in psychology, pp. 481507. Hoboken, NJ: Wiley.

Aime S., 1976 : Contribution à l'étude écologique du chêne-liège. Etude de quelques limites.

Thèse Doctorat de spécialité, Univ. NICE, France, 180 p.

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, 53p.

Amandier L., 2002 : La subéraies : biodiversité et paysage. (En ligne). Vivexpo biennale Du 169 liège et de la forêt méditerranéenne. Colloque biodiversité et paysage, 21 Mai 2002, Vivés (Perpignan). 5p. www.vivexpo.org.

Références Bibliographiques

Amandier L., 2004 : Le comportement du Chêne-liège après l'incendie : conséquences sur la régénération naturelle des suberaies. In Colloque Vivexpo 2004 : Le chêne-liège face au feu. 104p.

Amandier L., Cabannes B., Deporte E., (Sd) : La typologie des suberaies varoises, un outil pour une rénovation forestière raisonnée. CRPF et ONF, France.16p.

Amhajer M., 1997 : La régénération artificielle du chêne liège en relation avec les facteurs du milieu : cas de la forêt de la Maâmora. Mémoire de 3ème cycle, ENFI, Salé, 99p.

Amiaud B., 1998 : Dynamique végétale d'un écosystème prairial soumis à différentes modalités de pâturage. Exemple des communaux de Marais Poitevin. Thèse de doctorat. Univ. Rennes I, 318 p.

Anonyme., 1866 : Rapport de Commission., 1866 : Incendies en Algérie, Années 1860, 1863 et 1865. Rapport de la commission d'Enquête nommée par l'assemblée générale des concessionnaires de forêts de chêne liège : Adoption du rapport et de ses conclusions. Imp. Centrale des Chemins de Fer, A.CHAIX et Cie, Paris:171p.

Anonyme., 1997 : Analyse du milieu agricole dans la wilaya de Jijel. Bureau National Du Développement Rural. 80p

ANRH., 2015 : Carte des ressources en eau souterraine du nord Est de l'Algérie

Associação Portuguesa da Cortiça (APCOR)., 2019 : Cork yearbook 18/19 [online]. Available from http://www.apcor.pt/wp-content/uploads/2018/12/Anuario_APCOR_2018.pdf [accessed 10 August 2019].

Arfa A., 2008 : Les incendies de forêt en Algérie : Stratégies de prévention et plans de gestion. Thèse de magister, université Mentouri de Constantine.115p.

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

Aronson J., Pereira J.S., Pausas J., 2009 : Cork Oak Woodlands on the Edge: Conservation, Adaptive Management and Restoration, Island Press, New York.

Aussenac G., 2000 : Introductions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. Ann.For.Sci.2000. pp: 287-301.

Baara Y., 2014 : Caractérisation fractale et multi-fractale du transfert de chaleur. Application aux feux. Thèse de doctorat, UST Oran, 133 p.

Bagnouls F., Gausсен H., 1953 : Saison sèche et indice xérothermique. Doct. Cart. Prod. Vég. Ser. Gen II, 1, art. VIII, Toulouse, 47 p. 1 carte.

Balachowsky, A.S., 1949 : Faune de France Coléoptères Scolytides. 50, Lechevalier (Ed.), Paris, 320 pp.

Références Bibliographiques

- Barberis A., Dettori, S., et Filigheddu, M.R., 2003** : Management problems in Mediterranean cork oak forests: post-fire recovery. *J. Arid Environ.* 54. 565–569p.
- Barbero M., Bonin G., Loisel R., Miglioretti F., Quézel P., 1987** : Incidence of exogenous factors on the regeneration of *Pinus halepensis* after lire. Influence of Fire on the Stability of Mediterranean Forest Ecosystems. *Ecologia Mediterranea*, 13 : 51-56.
- Barton K., 2017**: Multi-model inference. MuMIn R package version 1. 0. 0. <http://r-forge.r-project.org/projects/mumin/>. Application aux feux. Thèse de doctorat, UST Oran, 133 p.
- Bates D., Mächler M., Bolker B., Walker S., 2014** : Fitting linear mixed-effects models using lme4. *J Stat Software* arXiv preprint arXiv:1406.5823. doi: 10.18637/jss.v067.i01.
- Battistini E., 1938** : Les forêts de chêne-liège de l'Algérie. Imp. Victor Heintz, Alger, 197p.
- Batziou M., Milios E., Kitikidou K., 2017** : Is diameter at the base of the root collar a key characteristic of seedling sprouts in a *Quercus pubescens* – *Quercus frainetto* grazed forest in north-eastern Greece? A morphological analysis. *New Forests* **48**: 1-16 doi: 10.1007/s11056-016-9552-6.
- Bekdouche F., Derridj A., Krouchi F., 2008** : Evolution après feu de la composition floristique de la subéraie de Mizrana (Tizi-Ouzou, Algérie). *Sciences et technologie C-N° 28* décembre, pp.19-29.
- Bekdouch F., 2010** : Évolution après feu de l'écosystème subéraie de Kabylie (Nord algérien). Thèse de Doctorat d'État en Sciences Agronomiques. Option : écologie forestière. Université Mouloud Mammeri, Tizi Ouzou, 175 p.
- Belabbas D., 1996** : le chêne-liège, la forêt Algérienne n°1, février, mars 1996, pp : 26-30.
170.
- Belghazi B., Ezzahiri M., Qarro M., Sabir M., 1995** : Bilan de sept années de clôture sur la régénération du chêne-liège au moyen Atlas oriental (Bab-Ezhar). *Ann.Rech.For.Maroc*. Actes atelier sur le sylvo-pastoralisme ENFI (Maroc), pp 90-96.
- Belghazi B., Ezzahiri M., Amhajar M., Ben Ziane M., 2001** : Régénération artificielle du chêne-liège dans la forêt de la Mamora (Maroc). *Forêt méditerranéenne t.XXII,n°3*, pp.253-261.
- Belgherbi B., Benabdeli K., 2015** : Quelle stratégie pour la préservation des formations de *Quercus suber* (Chêne-liège) en Algérie occidentale tellienne ? *Geo-Eco-Trop.*, 2015, 39, 1 : 87-100
- Belhoucine L., Bouhraoua R.T., Dahane B., Pujade-Villar J., 2011** : Aperçu biologique du *Platypus cylindrus* (Fabricius, 1792) (*Coleoptera, Curculionidae : Platypodinae*) dans les galeries du bois de chêne-liège (*Quercus suber L.*). *Orsis* 25: 105-120.

Références Bibliographiques

- Belhoucine L., Bouhraoua T.R., 2012** : Evolution spatio-temporelle des attaques de *Platypus cylindrus* (Coleoptera, Platypodidae) dans un jeune peuplement de chêne-liège après démasclage: cas de la subéraie de M'Sila (Nord-Ouest Algérie). Integrated Protection in OakForests IOBC/wprs Bulletin Vol. 76: 201-204.
- Bellingham P. J., Sparrow, A. D., 2000** : Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. *Oikos*, 89(2). 409-416 p.
- Beltrán R S., 2002** : Suberaies, biodiversité et production de liège. (IPROCOR – Mérida-Espagne) – 15p.
- Benabdeli K., 1992** : Quel avenir pour les forêts de chêne-liège en Algérie ? Revue El Ardh n°20 : 38-42
- Ben Abid A., 1985** : Les écosystèmes forestiers pré forestiers et prés steppiques du Maroc : diversité répartition biogéographie et problèmes posés par leur aménagement. Forêt méditerranéenne, t. VII, n a 1, 1985
- Ben Abid A., 2000** : Flore et écosystème du Maroc : évaluation et préservation de la Biodiversité. Ibis Press, Paris, 357p.
- Ben Jamâa M.L., 2014-** La mauvaise exploitation du liège : un facteur redoutable pouvant affecter la surface génératrice du liège et le dépérissement du chêne liège. Integrated Protection in OakForests IOBC/wprs Bulletin Vol. 101: 75-79.
- Benyacoub S., Louanchi M., Baba Ahmed R., 1998** : Plan directeur de gestion du Parc National d'El Kala et du complexe des zones humides. Projet GEF (Global Environment Facility) - Banque Mondiale. 220 p. + 28 cartes. Disponible au Parc National d'El Kala.
- B.N.E.D.E.R., 2012** : Etude d'aménagement et de développement forestier au niveau des massifs forestiers de Texenna, phase N° 1 : analyse de l'état des lieux version définitive.
- B.N.E.D.E.R., 1984** : Etat actuel de la subéraie et ses perspectives de valorisation. Rapport 28p.
- Block J., Treter V., 2001** : Les facteurs limitant à la partie supérieure et inférieure des forêts dans les limites de montagne -bois. 18 p.
- Bouazza M., Mahboubi A., Loisel R., Benabadji N., 2001** : Bilan de la flore de la ville de Tlemcen (Oranie-Algérie). Forêt méditerranéenne. T.XXII. N°02, Juin 2001, pp 130-135.
- Bouchon J., 1979** : Structure des peuplements forestiers. Ann.Sci.Forest, 1979, 36 (3). 175-209.
- Boudjoujou L., 2010** : Etude de la flore adventice des cultures de la région de la région de Jijel, Mémoire de MAGISTER, Faculté des sciences, Département de Biologie, Université Ferhat Abbas-Setif, pp 155,2010

Références Bibliographiques

Boudy P., 1950 : Economie forestière Nord-Africaine. Monographie et traitement des essences. Larose, Paris, 172-180.

Boudy P., 1951 : Caractéristiques forestières et régénération du chêne-liège, 1416, pp 13-17.

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

Boudy P., 1955 : Economie forestière Nord-Africaine. T.4, Description forestière de l'Algérie et de la Tunisie, Eds LAROSE, Paris Vè,483p.

Bouhraoua R.T., 2003 : Situation sanitaire de quelques forêts de chêne- liège de l'ouest Algérien. Etude particulière des problèmes posés par les insectes. Thèse de Doctorat. Faculté des sciences, Université de Tlemcen. 267p.

BOUHRAOUA R.T., VILLEMANT C., 2005 : Mécanismes généraux de l'altération sanitaire des peuplements du chêne-liège de l'Algérie nord occidental, *Integrated Protection in Oak Forests IOBC/wprs Bull.* 28 (8), 2005, pp.1-8.

Bouhraoua R.T., Villemant C., 2010 : Biologie de *Platypus cylindrus* Fab. (Coleoptera, Platypodidae) dans les galeries du bois de chêne-liège (*Quercus suber* L.) : Cas d'une subéraie littorale nord-ouest d'Algérie. Actes de la CIFE VI, Travaux de l'Institut Scientifique, Série Zoologie, Rabat, 2010, N° 47 : pp 57-65.

Bouhraoua R.T., 2013 : L'œuvre du reboisement de chêne liège en Algérie entre les contraintes écologiques et les exigences techniques. Journées techniques du liège dans la var. 2ème édition plan de la tour. France.21et 22 novembre 2013.

Bouhraoua R.T., Piazzetta R., Berriah A., 2014. Les reboisements en chêne-liège en Algérie, entre contraintes écologiques et exigences techniques. « Journées techniques du liège » Plan-de-la-Tour (Var), n° Spécial, For. Médit., XXXV, 2 : 171-176.

Bouhraou R.T., Roula S.E., Catry F., 2019 : Facteurs de vulnérabilité des suberaies algériennes aux incendies de forêts dans le contexte du changement climatique. Journées techniques du liège, 5es Journées techniques du liège ; Ramatuelle (Var), forêt méditerranéenne t. XL, n° 4, décembre 2019.

Bouillin J.P., 1977 : Données préliminaires sur le complexe volcano-sédimentaire de Rekkada Metlétine (ex Texenna) en petite Kabylie (Algérie). Bulletin Soc. Géol. Fr., (7)XIII, Paris 850 p.

Bourbouze A., Donadiou R., 1987 : L'élevage sur parcours en région méditerranéenne. Options Méditerranéennes, CIHEAM/IAM, Montpellier, 104 pp.

Références Bibliographiques

Boussaidi N; 2005 : Parcours en forêt et risque de dégradation des potentialités pastorales : Cas de la IVème série forestière de Mekna (Tabark, NO de la Tunisie). Mastère de l'INAT spécialité : LCD, pp :34,42 et 56.

Boussaidi N., Rebail N., 2017 : Incidences du pâturage sur la dégradation et sur la régénération de la suberaie de kroumirie (*nord-ouest de la tunisie*). Journal of new sciences, Agriculture and Biotechnology, 44(4), 2410-2429, www.jnsciences.org E-ISSN 2286-5314.

Burrows G.E., Chisnall L.K., 2016 : Buds buried in bark: the reason why *Quercus suber* (cork oak) is an excellent post-fire epicormic resprouter. Trees, **30**(1): 241-254. doi:10.1007/s00468-015-1293-1.

Cabezudo B., Latorre A., Nieto J., 1995 : After fire regeneration in a *Quercus suber* forest in the South of Spain (Istan. Malaga). Acta Bot. Malacit. 20, 143–151.

Campos P., Daly-Hassen H., Oviedo JL., Ovando P., Chebil A., 2008 : Accounting for single and aggregated forest incomes: Application to public cork oak forests in Jerez (Spain) and Iteimia (Tunisia). Ecological Economics 6 (1):76-86. Doi :10.106/J.ecolecon.2007.06.001

Camus A., 1938 : Les chênes : monographie du genre *Quercus*. Paul Lechevalier, Paris, Tome I, section Cerris et Mesobalanus, 686p.

Canham C.D., Kobe R.K., Latty E.F., Chazdon R.L., 1999 : Interspecific and intraspecific variation in tree seedling survival: effects of allocation to roots versus carbohydrate reserves. Oecologia **121**: 1-11.

Cantat R., Piazzetta R., 2005 : La levée de liège. Institut méditerranéen de liège.

Carvalho J.B., Morais C.J.E., 1996 : Análise da florestaço em Portugal 1966-1995, Reunião de Especialistas em Reabilitação de Ecossistemas Florestais Degradados. Instituto Florestal. Lisboa, Portugal.

Carle P., 1974 : Santé des peuplements et équilibre biologique dans les forêts après passage du feu. Les incendies de forêts. S-T1- 198p.

Carles S., Lauriac A., Lecontre B., et Mariton B., 2001 : Forêts privées des Albères et de la côte rocheuse orientations de gestion, orientations régionales de production. Schéma régional de gestion sylvicole. Tome2, centre régionale de la propriété forestière langue doc-Roussillon. 32 p.

Catry F.X., Rego F.C., Bugalho M.N., Lopes T., Silva J.S., Moreira F., 2006 : Effects of fire on tree survival and regeneration in a Mediterranean ecosystem. For Ecol Manag 234:S197. doi:10.1016/j.foreco.2006.08.316 172.

Catry, F.X., Moreira, F., Duarte, I., and Acácio, V., 2009 : Factors affecting post-fire crown regeneration in cork oak (*Quercus suber* L.) trees. Eur. J. For. Res. 128 (3): 231-240. doi: 10.1007/s10342-009-0259-5.

Références Bibliographiques

Catry, F., Rego, F., Moreira, F., Fernandes, P., and Pausas, J., 2010 : Post-fire tree mortality in mixed forests of central Portugal. *For. Ecol. Manag.* 260 (70): 1184-1192. doi: 0.1016/j.foreco.2010.07.010.

Catry, F.X., Moreira, F., Pausas, J.G., Fernandes, P.M., Rego, F., and Cardillo, E., 2012 : Cork oak vulnerability to fire: the role of bark harvesting, tree characteristics and abiotic factors. *PLOS ONE* 7 (6): e39810. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0039810>.

Catry, F.X., Moreira F., Cardillo E., and 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 European forests. Managing Forest Ecosystems*, Vol. 24, pp. 195-222. Springer.

Catry F.X., Pausas J.G., Moreira F., Fernandes P.M., Rego F., 2013 : Post-fire response variability in Mediterranean Basin tree species in Portugal. *Int J Wildland Fire* 22:919-932. <http://dx.doi.org/10.1071/WF12215>.

Catry F.X, Manuela B., Edmundo S., Jéssica C., Pedro N., Filomena N., 2017: Presence and dynamics of ambrosia beetles and other xylophagous insects in a Mediterranean cork oak forest following fire, *Forest Ecology and Management*, 0378-1127/ © 2017 Elsevier B.V. All rights reserved, <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.08.029>

Chadigan M., 1990 : Etude des facteurs du dépérissement du chêne-liège associés à l'installation des xylophages en forêt de Mamora - Mem.D .E .S Ecologique animale, faculté des sciences, Rabat.

Chakroun M., 1976 : Rajeunissement de la chênaie liège *Annales de l'INRF de Tunis*- pp : 2-5

Chapin F.S., Ernst-Detlef S., Mooney H.A., 1990 : The ecology and economics of storage in plants. *Annu Rev Ecol Syst*, 21:423–447. doi:[10.1146/annurev.es.21.110190.002231](https://doi.org/10.1146/annurev.es.21.110190.002231)

Chararas, C., 1979 : *Écophysiologie des insectes parasites des forêts*. C. Chararas (Ed.), Paris, 297 pp.

Chenel P., 1951 : Le liège en Algérie In: *Annales de Géographie*. 1951, t. 60, n°321, 296-299.

Chevalier H., 2002 : Subéraie et biodiversité : enjeux et gestion. *Vivexpo : biennale du liège et de la forêt méditerranéenne. Colloque biodiversité et paysage*, 21 mai 2002, Vivès, (Perpignan). www.vivexpo.org/foire/images/chevallier.pdf 173

Chollet F., 1997 : La régénération naturelle du Hêtre. *ONF -Bulletin techniques n°32*.

CFT., 2012 : Bilan et enquête sur les incendies déclarés à Texenna 50 p.

Références Bibliographiques

- C.F.J., 2011** : Prévion d'exploitation du liège : compagne 2011. Circonscription de Texenna, Jijel, 4 p.
- C.F.J., 2013** : Patrimoine forestier et incendies 25 p.
- C.F.J., 2015** : fascicule de gestion circonscription des forêts de Texenna 130 p.
- C.F.J., 2017** : bilan des travaux forestier 40 p.
- C.F.J., 2018** : bilan des travaux forestier et incendies 40 p.
- Colin, P.Y., 2001** : Protection des forêts contre l'incendie : fiches techniques pour les pays du bassin méditerranéen (Vol. 36). Food & Agriculture Org.
- Combiér N., 1990** : Consommation d'espèces arbustives méditerranéennes par un troupeau ovin sur pare feu. Mémoire, Emita, Clermont-Ferrand, 42 p.
- Correira O. A., Oliveira G., Martins-Loução M. A., Catarino F.M., 1992**: Effects of bark-stripping on the water relations of *Quercus suber* L. Sci Guerund 18. 195-204 p.
- Corona P., Blasi C., Chirici G., Facioni L., Fattorini L., Ferrari B., 2010** : Monitoring and assessing old-growth forest stands by plot sampling. PI Biosys 144:171-179
- Costa A., Pereira H., Oliveira A., 2001** : A dendroclimatological approach to diameter growth in adult cork-oak trees under production ; 15 : 438-43.
- Costa A., Periera H., Oliveira A., 2002** : Influence of climate on the seasonality of radial growth of cork oak during a cork production cycle. Ann. For. Sci.. 59 : 437- 429.
- Costa A., Pereira H., Oliveira A., 2003** : Variability of rad growth in cork oak mature trees under cork production. Forest Ecology and Management, 175: 239-246. [https://doi.org/10.1016/s0378-1127\(02\)00145-7](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(02)00145-7).
- Costa A., Pereira H., Oliveira A., 2004** : The effect of cork-stripping damage on diameter growth of *Quercus suber* L. Forestry 77:1-8.
- Costa A., Barbosa I., Roussado C., Garça J., Spiecker H., 2016** : Climate response of cork growth in the Mediterranean oak (*Quercus suber* L.) woodlands of south western Portugal. Dendrochronologia. V ol. 38, June 2016. Pp : 72-81.
- C.R.P.F., 2005** : Schéma régionale de gestion sylvicole d'Aquitaine.63p.
- Curt T., Adra W., Borgniet L., 2009** : Fire-driven oak regeneration in French Mediterranean ecosystems. Forest Ecology and Management, 258(9). 2127-2135 p.
- Curt T., Schaffhauser A., Borgniet L., Dumas C., Esteve R., Ganteaume A., Jappiot M., Martin W., N'Diaye A., Poilvet B., 2011** : Litter flammability in oak woodlands and shrublands of southeastern France Forest Ecology and Management 261, 2214-2222.

Références Bibliographiques

Daget P.H., 1977 : Le bioclimat méditerranéen, caractère généraux, méthodes de classification. *Végétation*, 34, 1, pp .1-20.

Dagnelie P., 1973 : Factor analysis. In R.H. Whittaker (ed.), *Handbook of vegetation science. Part V: Ordination and classification of communities*. W. Junk, The Hague, 1-25.

Dehane B., 2012 : Incidence de l'état sanitaire des arbres du chêne liège sur les accroissements annuels et la qualité du liège de deux subberaies oranaises : M'sila (w Oran) et Zariffet (w Tlemcen). These. Doct. Dept. Forest.Fac. Sci., Univ.Tlemcen, 293 p.

Dahmani J., Ben Abid A., Douira A., El Hassani M., 2000 : Influence du couvert végétale sur la régénération naturelle et assistée du chêne-liège en forêt de la Mamora. *Ann.Rech.For.Maroc. T (33)*, pp, 64-67.

Dahmani., 2006 : Etude de la régénération naturelle et artificielle du Chêne-liège (*Quercus suber* L.) dans les forêts de la Mamora et de Témara. Thèse Doct. Univ. Ibn Tofaïl, Fac. Sci., kénitra, Maroc, 138 p.

Daly-Hassen H., Ben Mansoura A.B., 2005 : Valuing Mediterranean Forests: Towards Total

Economic Value. Chapter 7-Tunisia. In.M. Merlo and L. Croitoru (Eds) CABI Publication, Cambridge, Mass,USA :406.

Daly-Hassen H., Potthast M.C., 2015 : Une approche économique pour choisir les options d'adaptation des forêts au changement climatique : Application à la forêt de chêne liège en Tunisie. XIVe Congrès Forestier Mondial, Durban, Afrique du Sud, 7-11 septembre 2015:8

Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004. Eunis habitat classification revised 2004, European Environment Agency, 307 p.

Debazac E.F., 1959 : La végétation forestière de la Kroumirie. *Ann. Ec. Nat. Eaux et For.*, 14 (2), Nancy. 131 p.

De Beaucorps G., 1956 : Le sol. Ses caractéristiques intrinsèques. *Ann Rech. For Maroc*, tome 4, Fascicule 2, pp29-46.

Debrache H., 1953 : Précis d'écologie. Ed. Bordas. Paris, 505p 30.

Dehane B., Bouhraoua R.T., 2010 : Influence du dépérissement sur les accroissements annuels du liège de quelques Integrated Protection in Oak Forests IOBC/wprs Bull.vol 57, 2010, pp.41-44.

Dahane B., Bouhraoua R.T., Berrichi M., 2010 : Impact de l'état sanitaire du chêne-liège sur certains aspects macroscopiques et microscopiques du liège de reproduction de deux forêts de l'Ouest Algérien. *Integrated Protection in Oak Forests. IOBC/WPRS Bull.Vol.57,pp.21-28*.

Références Bibliographiques

Dehane B., 2012: Incidence de l'état sanitaire des arbres du chêne-liège sur les accroissements annuels et la qualité du liège de deux suberaies oranaises : m'sila (w.oran) et zarieffet (w.tlemcen), thèse. Doc . foresterie, université abou bakr belkaid tlemcen pp 20-65.

Dehane B., Madrigal J., Hernando C., Bouhraoua R.T., Guijarro M., 2015 : New benchscale protocols for characterizing bark flammability and fire resistance in trees: Application to Algerian cork. *J. Fire. Sci.* **33** (3): 202-217. doi: 10.1007/s13595.017.0659.5.

Dehane B., Hernando C., Guijarro M., 2017 : Flammability of some companion species in cork oak (*Quercus suber* L.) forests. *Annals of Forest Science* **74**, 60 (2017). <https://doi.org/10.1007/s13595-017-0659-5>

Delga M-D., 1953 : Carte géologique des environs de Texenna (Petite Kabylie) au 1/50.000. Société Nouvelle de Cartographie- Paris.

De Luis M., Raventós J., Wiegand T., Carlos González Hidalgo J., 2008 : Temporal and spatial differentiation in seedling emergence may promote species coexistence in Mediterranean fire-prone ecosystems. *Ecography*, 31(5). 620-629 p.

Dessain G., 1992 : Historique de l'utilisation de liège. Acte de colloque « les subéraies méditerranéennes », Vives 1992 : 35-39.174.

DGF., 2003 : Statistiques des produits forestiers. Min. Agri, Alger, 1 p.

DGF., 2003 : Troisième session du forum des nations unies sur les forêts. Genève, du 26 Mai au 06 Juin 2003. pp 9.

DGF., 2007 : Rapport sur la politique forestière et stratégique d'aménagement et de développement durable des ressources forestières et alfatières. pp 81

DGF., 2009 : Statistiques des produits forestiers. Min. Agri., Alger, 1p.

D.G.F., 2013 : Bilan : Incidence économique des feux de forêts sur les subéraies. Séminaire international sur la réhabilitation des suberaies incendiées et reboisement. Université de Tlemcen, 16 - 17 janvier (sous presse).

D.G.F., 2013 : Analyse de la politique du secteur forestier et des secteurs connexes en Algérie. 81p.

DGF., 2016 : Compagne de récolte de liège.

DGF., 2016 : Statistiques des incendies de forêts en Algérie 15 p.

DGF., 2017 : Statistiques sur la Production annuelles du liège en Algérie, Alger. pp. 10.

DGF., 2018 : Bilan final des incendies de forêts, Alger, pp. 70.

Références Bibliographiques

Dib T., Ait tayeb A., 2013 : Contribution à l'étude de la régénération naturelle du chêne liège après passage d'incendie dans la forêt domaniale de Taksebt, (Commune de Zekri, Wilaya de Tizi-Ouzou). Mémoire d'ingénieur d'état en Foresterie, département des Sciences agronomiques, Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou, Algérie. 64p.

Djellit H., 1987 : Evolution tectono-métamorphique du socle Kabyle et polarité de mise en place des nappes de flyschs en Petite Kabylie occidentale (Algérie).Thèse Doct. Univ d'Orsay Paris, 206P.

Dreux P., 1974 : Précis d'écologie. Presse Universitaires de France, Vendôme, 231p.

Dubois C., 1990 : Comportement du chêne-liège après incendie, mémoire E.N.I.T.E.F., Université Paris VI, Laboratoire Arago, Banyuls-sur-Mer, 97 p.

EFIMED., 2009 : A Mediterranean Forest Research Agenda-MFRA 2010-2020:31

EL Afsa M., 1978 : Ecologie, phytosociologie, régénération et production des suberaies tunisiennes. Thèse de Doctorat 3ème cycle, Fac. Sci et Tech. St Jérôme. Aix Marseille-III. – 172p.

El antary tazi S., Abourouh M., Afia A., 2008 : Etat des connaissances scientifiques sur les subéraies : bilan et perspectives. Ann. Rech. For. Maroc. Tome spécial 39 : 9-18.

Emberger, L. 1942 : Un projet de classification des climats du point de vue phytogéographique.Bull.Soc.Hist.Nat.Toulouse.77, pp.97-124.

Emberger L., 1955 : Les limites biogéographiques des climats. Rec. Trav. Lab. Bot. Zool., Fac. Sc. Univ. Montpellier, 7: 3-43.

Essaghi S., Hachmi M., Yessef M., Dehhaoui M., El Amarty F., 2017 : Assessment of Flammability of Moroccan Forest Fuels: New Approach to Estimate the Flammability Index. Forests **2017**, 8, 443; doi:10.3390/f8110443.

FAO., 2007 : Fire management global assessment 2006. Forestry Paper 151. Rome, Italy, 156 p.

FAO., 2009 : Situation des forêts du monde, Rome 2009. Rome, Italy.152 p. (<http://www.fao.org/docrep/011/i0350f/i0350f00.htm>).

FAO., 2010 : Évaluation des ressources forestières mondiales. Résultats principaux, Rapport, 12 p.

FAO., 2013 : Etat des forêts méditerranéennes 2013. , Rome, 195 p.

Fernandes P.M., Vega J.A., Jimenez E., Rigolot E ., 2008 : Fire resistance of European pines. For Ecol Manag 256 :246-255.doi:10.1016/j.foreco.2008.04.032

Fleur P.H., 2003 : Incendies de forêts et argent public. Éditions EDISUD, 191 p.

Références Bibliographiques

Forgeard F., Tallur B., 1986 : La recolonisation végétale dans une lande incendiée: Etude de l'évolution de la structure de la végétation. *Acta Oecol.- Oec. Plant.* ,7 (21): 15 - 30.

Forgeard F., 1990 : Development, growth and species richness on Brittany heathlands after fire. *Acta Oecol.*, 11 (2): 191 - 213.

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

Franceschini A., 1994 : Manifestation de dépérissement du chêne-liège en Sardaigne in Integrated production in Oak forests, IOBC vol. 22 (3), 17p.175.

Ganteaume A., Camia A., Jappiot M., San Miguel-Ayanz J., Long-Fournel M., Lampin C., 2013: A Review of the Main Driving Factors of Forest Fire Ignition Over Europe, Archives ouvertes, 22 p.

Gausсен., 1954 : Théorie et classification des climats et microclimats. C.R. Ville Congr. Int. Bot., Paris, Sect. 27, 125-130.

Ghalem A., Barbosa I., Bouhraoua R.T., Costa A., 2018 : Climate signal in cork-ring chronologies: A case study at Portugal (Benavente) and Algeria (HafirZarieffet). *Tree-Ring Research*, 74 (1): 15-27. <https://doi.org/10.3959/1536-1098-74.1.15>

Gil L., et Varela M.C., 2008 : EUFORGENT Technical Guidelines For genetic conservation and use For Cork oak (*Quercus suber* L). Biodiversity International, Rome, Italy.6p.

Gotzenberger L., OHL C., Hensen I., Gomes P.S., 2003 : Post-fire regeneration of athermomediterranean shrubland area in south-eastern Spain. *An. Biol.*, 25: 21 – 28.

Goumand B., Peyre S., 1992 : Le liège dans les Pyrénées Orientales. Acte du colloque « les Subéraies méditerranéennes, Vives 1992 : 40-45.

Gravius G., 1866 : Les incendies de forêt en Algérie leurs causes vraies et leurs remèdes.

Quelques considérations générales sur la Colonie, Constantine, chez Louis Marle libraire [En ligne] URL:http://books.google.fr/books/about/Les_Incendies_de_Forêts_en_Algérie_Leu.html?id=71KkmgEACAAJ&redir_esc=y.

Hasnaoui B., 1991 : Régénération naturelle par rejet de souche et par drageonnement d'une subéraie dans le Nord-Ouest de la Tunisie. XVII (Ecologia Mediterranea, 79-87). Pp : 16-21.

Hamrouni A., 1994 : Végétation forestière et pré forestière de la Tunisie : Typologie et éléments pour la gestion. *Revue Des régions arides*, 6/94, Inst. Reg. Arides, Medenine : pp.42

Hasnaoui B., 1995 : Déséquilibre de l'écosystème forestier et ses conséquences sur la faune sauvage en Tunisie : cas du sanglier et du cerf de Béerberie. *Forêt méditerranéenne*, Tome XVI, n°3, pp361-368.

Références Bibliographiques

Hasnaoui F., 2008 : Le dépérissement des chênaies du Nord - Ouest Tunisien : Diagnostic, causes et conséquences. Thèse de doctorat en Sciences agronomique. Institut National Agronomique de Tunis. 203 p.

Herranz J.M., Ferrandis P., Martinez-Sanchez J.J., 1998 : Influence of heat on seed germination of seven Mediterranean *Leguminosae* species. *Plant Ecol.*, 136: 95 - 103.

Hetier J.P., Lilin C., 1989 : Les espaces boisés méditerranéens et leurs ressources.

For. Med. 11(3): 226–237. Distribution models using logistic regression. *Eco Models* 128 (2-3):127-147.

Hosmer D., Lemeshow S., 2000 : Applied Logistic Regression, 2^o Edition John Wiley and Sons. New York.

Ikermoud M., 1998 : Approche méthodologique d'inventaire et d'aménagement de la suberaies, premières Journées techniques sur le chêne liège- pp 35-39.

I.M.L., 2005 : Les premières années du chêne-liège.108p.

I.M.L., 2006 : Plan stratégique liège pour les Pyrénées Orientales 75p.

I.M.L., 2016 : Actes du colloque VIVEXPO 2016 : Demain, quelle économie pour nos suberaies ?, 77p.

IRIN., 2012: Integrated Regional Information Networks.

Jacquet K., Prodon R., 2007 : Résilience comparée des peuplements de Chêne vert et de Chêne-liège après incendie. *Revue forestière française*, LIX: 31-44 p.

James S., 1984 : Lignotubers and burls their structure, function and ecological significance in Mediterranean ecosystems. *Bot Review* 50 (3): 225-266.

Jean-Paul H., et Charles L., 1989 : Les espaces boisés méditerranéens et leurs ressources. *Forêt méditerranéenne* t. XI, n^o 3, pp 226-237.

Johnson P.S., 1975 : Growth and structural development of red oak sprout clumps. *Forest Science*, 21□: 413-418

Jim Ritter., 2012 : l'érosion du sol : Causes et effet. <http://www.omafra.gov.on.ca/french/engineer/facts/12-054.htm#3> 176.

Jobidon R., 1997 : Stump height effects on sprouting of mountain maple, paper birch and pin cherry 10 year results. *forestry chronicle* 73 (5):590-595.

Julien B., 2014 : La régénération des subéraies Varoises, Master Professionnel Management Public Environnemental. Institut de management publique et gouvernance territorial. Aix. Marseille.Univ.36p.

Références Bibliographiques

- Kadik B., 1984** : Contribution à l'étude phytoécologique et dynamique des pinèdes de *Pinus halepensis* Mill. De l'Atlas Saharien. Thèse de doctorat. Univ. H. BOUMEDIENE, Alger.
- LONG G., 1960**. Les terrains de parcours de plaines, de plateaux et de basse montagne dans la région méditerranéenne. Fourrages, 4 : 47- 127.
- Karmouni, A., 1997** : Le parcours en forêt : cas des pays du Maghreb. XI Congrès Forestier Mondial. 13-20 octobre 1997, Antalaya, Turquie, 320-332.
- Kazanis D., Arianoutsou, M., 1996** : Végétation composition in a post-fire successional gradient of *Pinus halepensis* forests in Attica, Greece. *Int. J. Wildland Fire*, 6: 83 - 91.
- Keeley J.E., Bond W.J., 1997** : Convergent seed germination in South African fynbos and California chaparral. *Plant Ecol.*, 133: 153 - 167.
- Keeley J.E., Bond W.J., 1998** : smoke-induced seed germination in California chaparral. *Ecology*, 79: 2320 - 2336.
- Keeley J.E., 2009** : Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire* 2009, 18, 116–126, www.publish.csiro.au/journals/ijwf.
- Keeley J.E., 2009** : Ecological Foundations for Fire Management in North American Forest and Shrubland Ecosystems (US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station). 92p.
- Khelifi H., 1987** : Contribution à l'étude phytoécologique et phytosociologique des formations à chêne-liège dans le Nord-Est Algérien. Thèse Magister, USTHB, 151 p.
- Kherrouba H., 2008** : Etude géologique et géotechnique des zones instables de la région de Texenna-Djimla, wilaya de Jijel, (Algérie). Mém de Magister. UnivJijel. Algérie, 173P.
- Kozlowski T.T., Kramer P.J., Pallardy S.G., 1991** : The Physiological Ecology of Woody Plants (San Diego, CA: Academic Press.
- Kozlowski T.T., 1992** : Carbohydrate sources and sinks in woody plants. *The Botanical Review*, 58, 107–222 (1992)
- Laaribya S., Alaoui A., Gmira N., Nassim G., 2014** : Contribution à l'évaluation de la pression pastorale dans la forêt de la Maamora. Parcours forestiers et surpâturage. *Nat Technol* 10:39-50.
- Lacoste A., et Salanon R., 1999** : Eléments de biogéographie et d'écologie. 2 ème édition Nathan, 318p.
- Lamey A., 1893** : Le chêne liège, sa culture et son exploitation. Paris, Nancy. Edit. Berger-Levrault. 289 p.

Références Bibliographiques

Lampin-Maillet C., 2010 : Vulnérabilité des interfaces habitat-forêt aux incendies de forêt. Application à la région méditerranéenne Française. Proposition de thèse Cemagref EMAX/UMR ESPACE, 10p.

Lanier L., 1986 : Précis de Sylviculture. E.N.G.R.E.F. (Nancy), 486 p.

Lapie G., Maige A., 1914 : Flore forestière de l'Algérie. Ed. ORHLAC. 359p.

Lapie G., 1928 : La sylviculture française dans la région méditerranéenne ENEF, Ecole nationale des eaux et forêts, Nancy (FRA), 20p.

Le Houerou, H.N., 1969 : La végétation de la Tunisie steppique (1) (Structure, écologie, sociologie, répartition, évolution, utilisation, biomasse, productivité) (avec référence aux végétations analogues d'Algérie, de Libye et du Maroc). Annales de l'Institut National de la Recherche Agronomique de la Tunisie, 42, 622.

Le houérou H.N., 1980 : L'impact de l'homme et de ses animaux sur la forêt méditerranéenne. Forêt méditerranéenne, tome 2, n° 1, p. 31-44.

Le Houérou H.N., 1987 : Aspects météorologiques de la croissance et du développement végétal dans les déserts et les zones menacées de désertification. Rapport WMO/TD-N°194. Organisation Météorologique Mondiale, Genève, 59 p.177.

Lepart J., Escarre J., 1983 : La succession végétale, mécanismes et modèles: analyse bibliographique. Bull. Ecol., 14 (3): 133 - 178.

Lepoutre B., 1965 : Régénération artificielle du chêne-liège et équilibre climatique de la subéraies en forêt de Mamora. Ann. Rech. For, Maroc, 279p.

Letreuch-Belarouci A., 2000 : La forêt de Tlemcen son renouvellement et son intégration dans le parc national. Mém. Ing., Dép. Forst., Fac., Sci., Univ. Tlemcen. 86p.

Letreuch-Belarouci A., 2002 : Compréhension du processus de dégradation de la suberaie de Tlemcen et possibilités d'installation d'une réserve forestière. Mém. Mag, Dép. Forst., Fac., Sci., Univ. Tlemcen Université de Tlemcen, 205 p.

Letreuch-Belarouci A., Boumediene M., Letreuch-Belarouci N., Aumasson P., 2010 : Stratégie de développement et conservation des suberaies des monts de Tlemcen (Algérie). aménagement et gestion, Rev. For. Fr. LXII - 1.

Lockhart B.R., Chambers J.L., 2007 : Cherrybark oak stump sprout survival and development five years following plantation thinning in the lower Mississippi alluvial valley, USA. New Forests, 33, 183_192.

Longhurst WM., 1956 : Stump sprouting of oaks in response to seasonal cutting. JRange Manag 9 (4):194-196

Louro G., 1999: Avaliação da aplicação de programas de apoio à floresta na região do algarve, Direcção Geral das Florestas (DGF- Lisboa), Portugal.

Références Bibliographiques

Louvel J., Gaudillat V., Poncet., 2013 : EUNIS, European Nature Information System, Systeme d'information european sur la nature. Classification des habitats. Traduction française. Habitats terrestres et d'eau douce, MNHN-DIREV-SPN, MEDDE, Paris, 289p.

Machouril N.R., Laouina A., 2008 : Problématique de dégradation des subéraies atlantiques marocaines. Ann. Rech. For. Maroc. **39**: 74-84.

Madani T., 1993 : Complémentarité entre élevages et forêts, dans l'Est algérien : fonctionnements et dynamiques des systèmes d'élevage dans le massif des Béni Salah. Thèse Doctorat. Université Montpellier II. (Tome I) 140 p + annexes.

Madani T., Hubert B., Lasseur J., Guérin G., 2001 : Association des bovins, des ovins et des caprins dans les élevages de la suberaie algérienne. Agricultures : Cahier d'études et de recherches francophones, vol. 10, n°1, p. 9-18.

Madoui A., 2002 : Les incendies de forêt en Algérie. Historique, bilan et analyse. Forêt méditerranéenne, tome 23, n° 1, 23 p.

Maire R., 1926 : Note phytogéographique de l'Algérie et de la Tunisie avec carte/ Alger.

Maire R., 1961 : la flore de l'Afrique du Nord.Vol.7. Paul Lechevalier, Paris, 329p.

Marc P., 1916 : Les incendies de forêt en Algérie. Notes sur les forêts de l'Algérie. Typographie Adolphe Jourdan imprimeur libraire-Editeur, Alger, Algérie:331.

Marion J., 1950 : La régénération naturelle du chêne-liège en Mamora. Ann. Rech. Forest. Rabat, 1, 25-57.31- 35 et pp 115- 174.

Marques A.V., Pereira H., Meier D., Faix O., 1994 : Quantitative analysis of cork (*Quercus suber* L.) and milled cork lignin by FTIR spectroscopy, analytical pyrolysis, and total hydrolysis. *Holzforschung*, 48: 43-50.

Mc-Claran M.P., Bartolome, J.W., 1989 : Fire-related recruitment in stagnant *Quercus douglasii* populations. *Canadian Journal of Forest Research* 19: 580-585.178.

Meddour-Sahar O., Meddour R., Derridj A., 2008 : Historique des feux de forêts en Algérie. Analyse statistique descriptive (période 1876-2007). *Revue campus*, Université Mouloud Mammeri. Tizi-Ouzou, N°10 juin 2008,12 p.

Meddour-Sahar O., Meddour R., Derridj A., 2010 : Les facteurs favorables aux incendies de forêt en région méditerranéenne. *Revue campus*, Université Mouloud Mammeri. Tizi-Ouzou, N°17 mars 2010, pp : 4-12.

Meddour-Sahar O., Derridj A., 2012 : Incendies de forêt en Algérie: analyse spatio-temporelle et cartographie des risques (1985-2012). *Science et changements planétaires / Sécheresse*. 23 (2): 133-141. doi: 10.1684 / sec.2012.0342

Références Bibliographiques

Meddour-Sahar O., Bouisset C., 2013 : Les grands incendies de forêt en Algérie : problèmes humains et politiques publiques dans la gestion des risques. Revue géographique des pays méditerranéens. <https://doi.org/10.4000/mediterranee.6827>.

Meddour-Sahar O., Meddour R., Leone V., Derridj A., 2014 : « Motifs des incendies de forêt en Algérie : analyse comparée des dires d'experts de la Protection Civile et des Forestiers par la méthode Delphi », Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne], Volume 14 Numéro 3.

Mederbal K., 1992 : Compréhension des mécanismes de transformation du tapis végétal: Approches phytoécologiques par télédétection aérospatiale et analyse dendro-écologique de *Pinus halepensis* Mill., dans l'ouest Algérien. Thèse d'Etat Es-Sciences, Université d'Aix-Marseille III, 229p.

Megrerouche R., 2006 : Sensibilité de la végétation forestière aux incendies, cas de la forêt domaniale de Chettabah-Ain Smara, Constantine, Mémoire de Magister, Université Mentouri de Constantine, Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, 157 p.

Mekideche S., Brakchi-Ouakour L et Kadik L., 2018 : Impact des perturbations anthropiques sur la diversité végétale de la subéraie de Chréa, au nord de l'Algérie. Cirad Revue. Bois et forêts des tropiques. Vol 337, <https://doi.org/10.19182/bft2018.337.a31633>.

Merouani H., Carmen B., Maria Helena A., Pereira H., 2001 : Comportement physiologique des glands de chêne liège (*Quercus suber* L.) durant leur conservation et variabilité inter-individus producteurs. Ann. For. Sci. 58 (2001) pp : 143-153.

Mercurio R. et Saba G., 1996 : Expérience sur la reconstitution de la subéraie en Sardaigne (Italie). Actes du Séminaire Méditerranéen sur la régénération du chêne liège. Tabarka, Tunisie. Ann INRGREF, 35-41.

Mesléard F., Lepart J., 1989 : Continuous basal sprouting from a lignotuber: *Arbutus unedo* L. And *Erica arborea* L., as woody Mediterranean examples. *Oecologia* 80 (1):127-131

Messaoudene M., 1984 : Résultats des essais de semis directs du chêne-liège à Melata. Rapport Interne, Inst. Nation. Rech. For. (INRF, Algérie), 10p.

Messaoudenne M., 2000 : Réflexion sur la structure des peuplements de chêne-liège (*Quercus suber* L) en Algérie. *Arti. Rev. Forêt Algérienne*.pp5-9.

Messaoudene M., Metna B., Djouhahern., 2003 : Etude de quelques facteurs influençant la régénération naturelle de *Quercus suber* L. dans la forêt domaniale des Ait Ghobri (Algérie). *Ann. Rech. For. Algérie*. 2006, pp.43-52.

Messaoudène M., Messaoudène K., Mézani A., 2006 : Le renouvellement par rejets de souche du chêne liège : Cas de la subéraie de Bouhhalou (Wilaya de Tizi-Ouzou). Actes des Journées Scientifiques de l'INRGREF, sur la Gestion Intégrée des Forêts de chêne liège et de Pin d'Alep, Hammamet, Tunisie, 15-17 novembre 2006, 240-251.

Références Bibliographiques

Messaoudene M., 2009 : Les reboisements en chêne-liège à Bejaia et Tizi-Ouzou. Communication présentée à la Première Rencontre « Chercheurs-Gestionnaires-Industriels » sur la gestion des suberaies et la qualité du liège. Univ. Tlemcen 18et 19 Mai 2009.

Messaoudi Y., 2003 : Technique et procédures de la récolte du liège en Tunisie : situation et problématique. Atelier Gestion des forêts de chêne liège, Tabarka 14-17 juillet, 2003 ; 9p.

Meuret M., 1989 : Feuillage, fromages et flux ingérés. Thèse Agronomie. Fac. Agro. Gembloux (Belgique).

Midgley J.J., 1996 : Why the world's vegetation is not totally dominated by resprouting plants; because resprouters are shorter than reseeders. *Ecography*, 19, 92_95.

Missoumi A., Mederbal K., Abdelli K., 2002 : Apport des SIG dans la prévention et la lutte contre les incendies de forêt, Stratégie de prévention des incendies dans les forêts d'Europe du Sud, Collection Actes, Éditions P, 368 p.179

Mongolfier J., 1985 : Les forêts méditerranéennes et leur aménagement. Forêt méditerranéenne, vol. 7, n. 2, p. 161-168.

Moreira F., Duarte I., Catry F., Acácio 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). 30-37p.

Moreira F., Catry F., Duarte I., Acácio V., Silva J.S., 2009 : A conceptual model of sprouting responses in relation to fire damage: an example with cork oak (*Quercus suber* L.) trees in Southern Portugal. *Plant Ecology*, 201(1). 77-85p.

Moreira F., Arianoutsou M., Corona P., De Las Heras J., 2012: Post-fire management and restoration fo southern European Forest, managingforests ecosystèmes, Volume 24. Doi 10.1007/978-94-007-2208-8

Moreno JM., Oechel W., 1991: Fire intensity and herbivory effects on postfire resprouting of *Adenostoma fasciculatum* in southern California chaparral. *Oecologia* 85:429 433. doi: 10.1007/BF00320621.

Musset R., 1935 : Les calculs relatifs aux régimes pluviométriques. Fraction pluviométrique, écart pluviométrique relatif, coefficient pluviométrique relatif. In: Les Études rhodaniennes, vol. 11, n°1, 1935. pp. 75-85. DOI : <https://doi.org/10.3406/geoca.1935.646>

Naggar M., 1999 : L'aménagement sylvo-pastoral : un outil pour un développement durable des ressources forestières IOBC/wprs Bull. 22 (3) : 181p.

Naimi B., Hamm N.A., Groen T.A., Skidmore A.K., Toxopeus AG., 2014 : Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? *Ecography* 37:191203. doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x

Références Bibliographiques

- Natividade J.V., 1950 :** Subericultura. Direcção Geral dos Serviços Florestais Aquícolas. Lisboa.1995.
- Natividade J.V., 1956 :** Subericulture, édition française de l'ouvrage portugais « subireculture ». E.N.E.F (Nancy) .303p.
- Nigoul C., 2002 :** La remise en production du chêne liège dans le Marensin : viabilité et proposition pour développer la filière, Rapport de stage, ENITA Bordeaux.
- N'Klo O., Loupe D., 1998:** Influence du pâturage sur la dynamique de la végétation ligneuse en Nord Cote D'Ivoire, Atelier sur l'aménagement des forêts sèches Ouagadougou : 16-20 novembre 1998.
- Nsibi R., 2005 :** Sénescence et rajeunissement des subéraies de Tabarka-Ain Draham avec approches +-écologiques et biotechnologiques. Thèse Doc. En Sci. Biol., Fac. Sci. Tunis, Univ. Tunis II, 156p.
- Nsibi R., Souayha N., Khouia L., Bouzid S., 2006 :** La régénération naturelle par semis de la suberaie de Tabarka-Aïn Draham face aux facteurs écologiques et anthropiques. Geo Eco Trop 30:35-48.
- Nsibi R., Lamari Y., Bouzid S., 2006 :** Réponse quantitative de la végétation arbustive après débroussaillage et incendie dans la région de Tabarka (Nord-Ouest de la Tunisie) Pour une meilleure utilisation du milieu naturel. Geo-Eco-Trop, 2006, 30.1: 49-58.
- O.C.D.E., 2001 :** Le Rapport annuel de l'organisation de coopération et de développement économiques 74p.
- O.D.A.R.C., 2002 :** Typologie des peuplements de chêne liège de Corse du sud. Analyse statistique et éléments de gestion. Minist.Agri. Pêche, France, 63p.
- O.D.A.R.C., 2008 :** 2008 Guide technique pour la gestion des forêts de chêne liège en Corse-du-Sud.2ème édition. Bastia.52p.
- O.I.F.Q., 1996 :** Manuel de foresterie. Faculté de Foresterie et de Géodésie. Les presses de l'université L'Aval, Québec, 1428 p.
- Olivier R., Sylvestre S., Yves B., Jean-Christophe G., Jean P., 2008 :** connaître sa forêt, les types de suberaies et les règles de gestion, guide technique pour la gestion des forêts de chêne-liège en Corse, office du développement agricole et rurale de Corse La Division Forestière de l'ODARC ODARC - Avenue Paul Giacobbi - BP 618 - 20601 BASTIA.
- O.N.M., 2017 :** Office National de Météorologie. Station régionale Aéroport National Ferhat Abbas de Jijel.

Références Bibliographiques

O.N.M., 2018 : Office National de Météorologie. Station régionale Aéroport National Ferhat Abbas de Jijel.

ONS., 2018 : Recensement générale de la population et de l'habitat, statistiques sociales.

Ouadah-Benkheira N., 2019 : Contribution à l'étude spatiale des surfaces incendiées de forêts dans deux wilayas du Nord de l'Algérie (Blida et El Tarf) et approche analytique fonctionnelle au niveau de la station (régénération post-incendie). Thèse Doct. , Ecologie et Environnement, USTHB, Alger. 192p.

Ouelmouhoub S., 2003 : Contribution à l'étude des suberaies de la région d'El Kala : dynamique post - incendie des successions végétales et leur biodiversité. Thèse Magister INA Alger, 88 p + annexes.

Ouelmouhoub S., 2005 : Gestion multi-usage et conservation du patrimoine forestier : cas des, subéraies, Série « Master of Science » n°78.

Oswald H., 1980 : Une expérience d'espacement de plantation de sapin de Vancouver (Abies grandis). Rev.For.Fr.n°1...

Palma et al., 2015 : Changement environnemental régional 15 : 1569-1580

Parde J., Bouchon J., 1988 : Dendrométrie. 2e édit. NANCY, école Nationale du génie rural, des eaux et forêts, 328 P.

Pausas J.G., 1997 : Resprouting of *Quercus suber* in NE Spain after fire. Journal of Vegetation Science, 8(5). 703-706p.

Pausas J.G., 1999 : Response of plant functional types to changes in the fire regime in Mediterranean ecosystems: a simulation approach. Journal of Vegetation Science, 10(5). 717-722p.

Pausas J.G., 2004 : Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). Climatic Change, 63, 337-350.

Pausas J.G., 2015 : Bark thickness and fire regime. CIDE-CSIC, Ctra. N_aquera Km. 4.5 (IVIA), Montcada, Valencia 46113, Spain Functional Ecology 2015, 29, 315–327 doi: 10.1111/1365-2435.12372.

Pearce J., Ferrier S., 2000 : An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. Ecological Modeling 128, 127–147.

Pereira H., Tomé M., 2004 : Cork oak. Encyclopedia of forest sciences. Elsevier, Oxford, pp 613-620

Références Bibliographiques

- Pereira H., 2007:** Cork: Biology, Production and Uses. Elsevier. Ed. Oxford. UK. 329p.
- Pérez-Fernandez M.A., Rodriguez-Echeverria S., 2003 :** Effect of smoke, charred wood and nitrogenous compounds on seed germination of 10 species from woodland in central-western Spain. *J. Chem. Ecol.*, 29: 237 - 251.
- Peyrimhoff P., 1941 :** Carte forestière de l'Algérie et de la Tunisie. 1 Vol. Imp. Pape Baconnier Frères : 70 p., 1 carte
- 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.
- Pimont F., Dupuy J.L., Linn R.R., 2014 :** A specific large-scale pressure gradient forcing for computation of realistic 3D wind fields over a canopy at stand scale. Submitted.
- Pinheiro J., Bates D., DebRoy S., Sarkar D., Team R.C., 2017 :** nlme: Linear and nonlinear mixed effects models (R package version 3.1-128, 2016). R software
- Pintus A., Ruiu P., 2004 :** La réhabilitation des suberaies incendiées. Colloques Internationaux Vivexpo 2004 : 'Chêne liège face au feu'.
- Pintus A., Ruiu P.A., 2012 :** Récupération et exploitation d'une suberaie après un incendie. IOBC/wprs Bull., vol. 76, pp. 21-26.
- Prodon R., FONS R., Peter A.M., 1984 :** L'Impact du feu sur la végétation, les oiseaux et les micromammifères dans diverses formations des Pyrénées-Orientales : premiers résultats. *Revue Écologie (Terre Vie)*, vol. 39, pp. 129-158.
- Pulido F.J., Díaz M., de Trucios S.J.H., 2001 :** Size structure and regeneration of Spanish holm oak *Quercus ilex* forests and dehesas: effects of agroforestry use on their long-term sustainability. *For. Ecol. Manag.* **146** (1-3): 1-13.
- Puyo J.Y., 1999 :** Les subéraies algériennes sous la domination française (1830-1962) - entre production et dévastation", Colloque international El negocio del corcho (pasado, presente y futuro), Groupe de Recherche Investigación sobre el Corcho, Jarandilla de la Vera (Caceres, Universidad de Extremadura), 13-14.
- Puyo J.Y., 2013 :** Grandeurs et vicissitudes de l'aménagement des suberaies algériennes durant la période coloniale française (1830-1962). *For Méd T.XXXIV*, n°2, 129-142.
- Quezel P., et Santa S., 1962 :** Nouvelle flore d'Algérie et des régions désertiques méridionales. Taom 1. CNRS, Paris, 565p.
- Quezel P., 2000 :** Réflexions sur l'évolution de la flore et de la végétation au Maghreb méditerranéen. Ibis Press, Paris, 117p.
- Quezel P., Medail F., 2003 :** Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen.

Références Bibliographiques

Elsevier, Paris, 592 p.

Rached-Kanouni M., 2013 : Adaptation du chêne liège (*Quercus suber* L.) aux conditions extrêmes de température. Thèse de Doctorat. Univ. Constantine I. P 159.

R.A.C.C., 2018 : Valorisation et régénération de la forêt du chêne liège. Pp 343 – 366.

Rapport de Commission, 1866 : Incendies en Algérie, Années 1860, 1863 et 1865. Rapport de la commission d'Enquête nommée par l'assemblée générale des concessionnaires de forêts de chêne liège : Adoption du rapport et de ses conclusions. Imp. Centrale des Chemins de Fer, A.CHAIX et Cie, Paris:171p.

R Core Team R., 2017 : A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Renou V., 1842 : Forêts de l'Algérie (Annales forestières), t. I, 182p.

Richard p., 1988 : Etude des facteurs de croissance du chêne liège dans le Var. CEMAGREF.ENTTEF.72p. Rivas Maetinez S., 1981 : Les étages bioclimatiques de la végétation de la péninsule ibérique. Ann.Jard.Bot.Madrid. 37(2) : 251-268

Rondeux J., 1999 : La mesure des arbres et des peuplements forestiers, Les Presses agronomiques de Gembloux, 521 p

Rosselló M., Beltrán R., 2008 : Quels arguments en faveur de la suberaie et du liège ? , in La Guerre des Bouchons, actes du colloque international Vivexpo 2008.

Roula B., 2010 : Etude de la qualité du liège de reproduction des suberaies de la région de Jijel. Mémoire Magistère en Sciences Agronomiques, option gestion des écosystèmes, forestiers, E.N.S.A- El Harrache Alger 82p.

Roy J., Sonié L., 1992 : Germination and population dynamics of *Cistus* species in relation to fire. J. Appl. Ecol., 29: 647 - 655.

Ruiu P., Pintus A., 2012 : Article de revue; Document de conférence: IOBC / WPRS Bulletin 2012 Vol.76 pp.21-26.

Rundel P., W., 1973 : The relationship between basal fire scars and crown damage in giant sequoia. Ecology, 54(1). 210-213p.

Saccardy L., 1937 : Notes sur le chêne-liège en Algérie. Bulletin de station de recherches forestières du Nord de Ed. Service des forêts, 273-363

Saccardy L., 1938 : Le Chêne-Liège et le Liège en Algérie (Suite et fin). Revue de Botanique appliquée et d'Agriculture tropicale, Jatba, Paris. vol. XVIII, n° 204, 1938, pp.574-593.

Références Bibliographiques

Sacquet A.M., 2006 : Atlas mondial du développement durable. Collection Atlas / Monde, Coédition, Autrement / Le comité 21.

Saidi Y., 2012 : Dynamique des chênaies de Kroumirie (Suberaie et zenaie) après incendies. Thèse de Doctorat en Sciences Agronomiques de l'INAT – pp : 6, 43 et 47.

Salazar Sampaio J., 1988 : Production du liège : Situation, évolution en France et dans le monde. For. médit. 10 (1): 156-159

Sanchez-Gonzalez M., delRio M., Canellas I., Montero G., 2006 : Distance independent tree diameter growth model for cork oak stands. Forest Ecology and Management 225 (2006) 262–270. Elsevier. doi:10.1016/j.foreco.2006.01.002.

Sauvage C.H., 1952 : La richesse de la flore Marocaine. Bull. Ens. Pub. Maroc, 216: 6-11.

Schaffhauser A., Curt T., Tatoni T., 2011: Fire-vegetation interplay in a mosaic structure of *Quercus suber* woodlands and Mediterranean maquis under recurrent fires. Forest Ecology and Management, 262(5). 730-738p.

Schaffhauser A., Curt T., Véla E., Tatoni T., 2012 : Fire recurrence effects on the abundance of plants grouped by traits in *Quercus suber* L. woodlands and maquis. Forest ecology and management, 282, 157-166.

Schaffhauser A., Pimont F., Curt T., Cassagne N., Dupuy J.L., 2015 : Effets de la récurrence des incendies sur le comportement du feu dans des suberaies (*Quercus suber* L.) et maquis méditerranéens sur les cinquante dernières années. Compte rendus biologie, ELSEVIER, Vol 338 - N° 12, P. 812-824 - décembre 2015 Doi : 10.1016/j.crvi.2015.10.001.

Schneider C.A., Rasband W.S., Eliceiri K.W., 2012 : NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis, Nature Methods 9(7): 671-675.

Schtz J.Ph., 1990 : Sylviculture 1 : Principe d'éducation des forêts. Édit. Presses polytechniques et universitaires Romandes. Lausanne (suisse). 243P.

Schweingruber F.H., 1996 : Tree rings and environment. Dendroecology. Paul Haupt, Bern, Stuttgart, Wien, 609 p.

Sebei H., Albouchi A., Rapp M., El Aouni M.h., 2001 : Évaluation de la biomasse arborée et arbustive dans une séquence de dégradation de la suberaie à Cytise de Kroumirie (Tunisie). Ann. For. Sci. Volume 58, Number 2, pp 175-191. DOI: 10.1051/forest:2001117.

Seigue A., 1985 : La forêt circumméditerranéenne et ces problèmes. Techniques agricoles et production méditerranéenne. Edit .G.P.Maisonneuve et la rose.496p.

Seigue A., 1987 : La Forêt méditerranéenne française. Aménagement et protection contre les incendies. Aix-en-Provence, Edi sud.

Shackleton C.M., Pandey A.K., Ticktin T., 2015 : Ecological sustainability for non-timber

Références Bibliographiques

forest products: dynamics and case studies of harvesting. New York : Routledge

Seltzer P., 1946 : Le climat de l'Algérie. Trav. Inst. Météo. et Phys. Globe. Université d'Alger, Typo. Litho, Alger, 219 p.

Silbert A., 1985 : Le Portugal méditerranéen à la fin de l'ancien régime. Inst. Nacional de Investigação Científica, Lisbonne.

Silva J.S., Catry F., 2010 : Forest fires in cork oak (*Quercus suber* L.) stands in Portugal. Int J Environ Studies 63 :235-257.doi: 10.1080/00207230600720829

Sirca C., Filigheddu M.R., Zucca G.M., Cillara M., Bacciu A., Bosu S., Dettori S., 2014 : Long-term researches on post fire recovery techniques of cork oak stands [online]. In Proceedings of the Second International Congress of Silviculture, Florence, 26–29 November 2014. Available from https://aisfdotit.files.wordpress.com/2016/03/vol_1_2cis_rev.pdf.

Sisaoui A., Babar A., Chabi N., 2017 : Protected areas for conservation of biodiversity and sustainable development in Algeria: the case of Taza National Park–Jijel. Journal of new sciences, Agriculture and Biotechnology, CSIEA (32), 2840-2852.

Sondergaard P., 1991 : Essais de semis de chêne liège (*Quercus suber* L.) dans la forêt de Bab Azhar, une subéraie de montagne au Maroc. Ann. Rech. For. Maroc, 25: 16-29.

Sousa E.M.R., 1995 : Les principaux ravageurs du chêne-liège au Portugal. Leurs relations avec le déclin des peuplements. – IOBC/wprs Bull. 18, pp.18- 3.

Sousa E., Debouzie D., Pereira H., 1995 : Le rôle de l'insecte *Platypus cylindrus* F. (Coleoptera, Platypodidae) dans le processus de dépérissement des peuplements de chêne-liège au Portugal. IOB C-wprs Bulletin 18, 24-37.

Sousa E., Inacio M.L., El Antry S., Bakry M., Kadiri Z.A., 2005 : Comparaison de la bio-écologie et du comportement de l'insecte *Platypus cylindrus* Faber. (Coléoptère, *Platypodidae*) dans les subéraies Portugaises et Marocaines. IOBC/WPRS Bull., 28: 137- 144.

Spittlehouse D.L., Stathers R.J., 1990 : Seedling microclimate. Forestry Canada and BC, Ministry of Forests, Victoria, BC. FRDA Rep. 65.

Swaim J.T., Dey D.C., Saunders M.R., Weigel D.R., Thornton C.D., Kabrick J.M., 2016 :Predicting the height growth of oak species (*Quercus*) reproduction over a 23-year period following clearcutting. For Ecol Manag 364:101-112. doi 10.1016/J.foreco.2016.01.005

Swets J.A., 1988 : Measuring the accuracy of diagnostic systems. Science 240: 1285-1293. doi : 10.1126/science.3287615

Taferka S., 2008 : Libérer notre liège des réseaux mafieux. Jour. « Le jour d'Algérie », 2p.

Thanos C.A., Georghiou K., Kadis C., Pantazi C., 1992 : Cistaceae: a plant family with hard seeds. *Israel J. Bot.*, 4: 251 - 263.

Références Bibliographiques

Thibault R., 1866 : Des incendies de forêt en Algérie : De leurs causes et des moyens préventifs et défensifs à leur opposer, Constantine, Librairie Guende, Place du Palais; Paris,

Librairie Guallette 41, rue de Mazarine, 80 p.

Tlili N., 2003 : Etude synchronique de la dynamique post-incendie dans les subéraies de plaine du parc national d'El-Kala (Wilaya d'El Tarf). Mémoire Ing. Agro. Univ d'El Tarf. 53P+annexes.

Trabaud L., 1974 : Apport des études écologiques dans la lutte contre le feu. R.F.F., 1974, fascicule thématique : Les incendies de forêts, 140-153

Trabaud L., 1980 : Impact biologique et écologique des feux de végétation sur l'organisation, la structure et l'évolution de la végétation des zones des garrigues du bas Languedoc. Thèse Doctorat des sciences, USTL, Montpellier, 291 p.

Trabaud L., 1983 : Evolution après incendie de la structure de quelques phytocénoses méditerranéennes du Bas-Languedoc (sud de la France). *Ann. Sci. For.*, 40 (2): 177 - 196.

Trabaud L., 1984 : Fire adaptation strategies of plants in the French Mediterranean area. In *Being alive on land*. 63-69 p. Springer Netherlands.

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., 1990 : Influence du feu sur les propriétés chimiques des couches superficielles d'un sol de garrigue. *Rev. Ecol. Biol. Sols* 27 (4): 383 - 394.

Trabaud L., 1993 : Reconstitution après incendie de communautés ligneuses des Albères (Pyrénées-Orientales Françaises). *Vie Milieu*, 43 (1): 43 - 51.

Úbeda X., Outeiro L.R., Sala M., 2006 : Vegetation regrowth after a differential intensity forest fire in a Mediterranean environment, Northeast Spain. *Land Degrad Develop* 17:429–440. <https://doi.org/10.1002/ldr.748>.

U.S.G.S., 2011 : Image ASTER, Global Digital Elévation Map (GDEM2).

Varela M., 2013 : Méthodes de régénération du chêne liège au Portugal. Journées techniques du liège. 2ème édition. Plan de la Tour. France. 21 et 22 novembre 2013.

Veille JF., 2004 : Régénération et sylviculture des subéraies incendiées. Les assises varoises de la forêt méditerranéenne, Forêt méditerranéenne t. XXV, n° 4, décembre 2004.

Veillon S., 1998 : Guide technique de suberculture dans les pyrénées-orientales. Typologie de peuplement et étude préliminaire. Stage de fin d'étude, FIF-ENGREF, France, 68p+annexes.

Références Bibliographiques

Vigne E., 1990 : Sylviculture des suberaies varoises. Forêt méditerranéenne, tome XII, n° 2, pp 125-131.

Villemant C., Fraval A., 1993 : La faune entomologique du chêne-liège de la Mamora (Maroc). Ecol. Medit., 19 (3/4) 1993 : 89-98.

Von Engelhardt W., Rönau K., Rechkemmer G., Sakata T., 1989 : Absorption des acides gras à chaîne courte et leur rôle dans l'intestin postérieur des animaux monogastriques. Science et technologie de l'alimentation animale, 23, 43–53. 10.1016 / 0377-8401 (89) 90088-6 [CrossRef] [Google Scholar]

WWF, 2008 : L'univers du liège, une source de richesses pour la nature et les hommes. Ed. WWF Mediterranean Program et AcrossThe Waters :114

Xue Y., Zhang W., Zhou J., Ma C., M.aL., 2013 : Effects of stump diameter, stump height, and cutting season on *Quercus variabilis* stump sprouting. Scandinavian j for Res 28 :223-231.doi: 10.1080/02827581.2012.723742.

Yessad S.A., 1990 : Notes méthodologique sur les forêts de chêne-liège. « Forêt expérimentale » I.N.R.F 1 ere partie. 14 p et 2 eme parties 9p.

Yessad S.A., 2000 : Le chêne-liège et le liège dans les pays de la méditerranée occidentale. Edit.MRW, 123p.

Zair M., 1989 : Influence des méthodes de plantation et d'élevage en pépinière sur la reprise des plants de chêne-liège (*Quercus suber* L.). Thèse. Institut National Agronomique .El Harrach, Dépt.de Foresterie, Alger, Algérie. 50 pp.

Zeraia L., 1981 : Essai d'interprétation comparative des données écologiques, phénologiques et de production subéro-ligneuse dans les forêts de chêne-liège de Provence cristalline (France méridionale) et d'Algérie. Thèse de doctorat Es-Sciences. Fac. Sci. Et Tech. St-Jérôme, Aix-Marseille III. 367p + annexes.

Zerrouki R. 1995 : Contribution à l'étude socio-économique d'un système forestier : cas du Chêne-liège (*Quercus suber*) dans la wilaya de Tizi Ouzou (forêt de Beni Ghobri). Thèse Ing. Agr.INA d'Alger. 116p.

Zine M., 1992 : Situation et perspectives d'avenir du liège en Algérie. Actes du colloque « des (*Quercus suber* L.) en Algérie. La forêt algérienne, 3, 5-9.

Zouaidia H., 2006 : Bilan des incendies de forêts dans l'est Algérien cas de Mila, Constantine, Guelma et Souk-Ahras. Mémoire de magistère en écologie et environnement Université de Constantine.

Références Bibliographiques

Zuur A.F., Ieno E.N., Walker N.J., Saveliev A.A., Smith G.M., 2009 : Zero-truncated and zero-inflated models for count data. In *Mixed effects models and extensions in ecology with R*, Springer, pp 261-293.

Annexe

ANNEX : A

Tableau 1 : Etat de répartition des forêts par nature juridique et par commune

Commune	Nature	Superficie (Ha)	Répartition par type de Formation		
			Forêts	Maquis	Broussaille
Jijel	Domaniale	751,19,90	628,46,81	27,09,03	95,64,06
	Sectionale	185,00,00	119,90,20	27,79,80	37,30,00
	communale	20,24,00	1,31,50	/	18,92,50
	Total	956,43,90	749,68,51	54,88,83	151,86,56
Kaous	Domaniale	449,30,00	233,12,00	186,35,00	29,83,00
	Nationalisée	203,95,58	203,95,58	/	/
	Total	653,25,58	437,07,58	186,35,00	29,83,00
Texenna	Domaniale	3623,98,50	3221,68,41	326,40,16	75,69,93
	Nationalisée	3148,34,42	2789,90,56	216,38,88	142,04,98
	Sectionale	32,00,00	27,70,00	4,30,00	/
	communale	1178,72,70	246,59,55	147,58,91	784,54,24
	Total	7983,05,62	6286,08,52	694,67,95	1002,29,15
Emir A/Kader	communale	144,00,00	84,90,00	59,10,00	/
	Total	144,00,00	84,90,00	59,10,00	/
Djimla	communale	1487,06,00	858,13,00	159,71,05	469,21,45
	Total	1487,06,00	858,13,00	159,71,05	469,21,45
Beni Yadjis	Domaniale	1360,01,00	967,45,20	153,89,09	238,66,71
	Sectionale	121,49,50	91,79,50	20,60,00	9,10,00
	communale	315,53,69	180,71,10	130,18,38	4,64,21
	Total	1797,04,19	1239,85,80	304,67,47	252,40,92
Erraguène	Domaniale	1153,84,00	1057,20,00	12,28,00	84,36,00
	Total	1153,84,00	1057,20,00	12,28,00	84,36,00
circonscription	Domaniale	8825,39,40	6966,25,92	865,72,33	993,41,15
	Nationalisée	3352,30,00	2993,86,14	216,38,88	142,04,98
	Sectionale	338,49,50	239,39,70	52,69,80	46,40,00
	communale	1658,50,39	513,52,15	336,87,29	808,10,95
Total Général		14 174.69.29	10713,03,91	1471,68,30	1989,97,08

ANNEXE : A1

Tableau 2 : Analyse de la variance de l'Épaisseur du liège des sites d'étude

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Inter- groupes	5	4686,137	937,227	14,41	< 0,0001
Intra -groupes	723	47040,516	65,063		
Total	728	51627,653			

Tableau 3 : Analyse de la variance de la Hauteur de coupe des sites d'étude

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F _{obs}	Pr > F
Inter- groupes	5	7992,420	1598,484	18,104	< 0,0001
Intra -groupes	723	63838,539	88,297		
Total	728	71830,960			

Tableau 4 : Analyse de la variance de l'Endommagement de la surfe du bois des souches

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F _{obs}	Pr > F
Inter- groupes	5	44226,081	8845,216	42,143	< 0,0001
Intra -groupes	723	151745,930	209,884		
Total	728	195972,011			

Tableau 5 : Analyse de la variance du nombre de rejets par souche selon le type de bois de l'arbre (inventaire de 2017)

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	4	41,279	10,320	5,587	0,000
Erreur	244	450,657	1,847		
Total corrigé	248	491,936			

Tableau 6 : Analyse de la variance de la croissance moyenne annuelle en hauteur du brin dominant en fonction du temps

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	3	7710111,16	2570037,05	363,36	< 0,0001
Erreur	992	7016433,47	7073,02		
Total corrigé	995	14726544,64			

Suite ANNEXE A1

Tableau 7: Analyse de la variance de la croissance moyenne annuelle en hauteur de trois brins dominants en fonction du temps.

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	3	7143704,18	2381234,72	326,44	< 0,0001
Erreur	992	7236130,65	7294,49		
Total corrigé	995	14379834,83			

Tableau 8: Analyse de la variance de la croissance moyenne annuelle en hauteur d'un brin et trois brins dominants en fonction du temps.

	Source	DDL	Somme des carrées	Moyenne des carrées	F	Pr > F
Hauteur maximale 2014	Modèle	1	162795,21	162795,21		
	Erreur	496	1962602,27	3956,86	41,14	0,0001
	Total	497	2125397,49			
Hauteur maximale 2017	Modèle	1	966153,06	966153,06		
	Erreur	496	4302393,78	8674,18	111,38	0,0001
	Total	497	5268546,84			

Tableau 9 : Analyse de la variance de la croissance moyenne annuelle en hauteur du brin dominant en fonction du diamètre de la souche (type de bois)

Source	DD L	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr
Modèle	4	579447,71	144861,93	10,07	< 0,0001
Erreur	991	14259992,98	14389,49		
Total corrigé	995	14839440,70			

Tableau 10: Analyse de la variance de la croissance moyenne annuelle en hauteur du brin dominant en fonction de la hauteur de la coupe d'arbres morts (souches)

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	4	107224,24	26806,06	1,87	0,11
Erreur	895	12827760,06	14332,69		
Total corrigé	899	12934984,31			

Suite ANNEXE A1

Tableau 11 : Analyse de la variance de la croissance moyenne annuelle en hauteur du brin dominant en fonction du taux d'endommagement de la surface basale du bois

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	2	1992,37	996,18	0,07	0,94
Erreur	993	14724552,27	14828,35		
Total corrigé	995	14726544,64			

Tableau 12: Analyse de la variance de la croissance en hauteur du brin dominant en fonction du nombre de rejets par souche (inventaire de 2014)

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	3	83495,13	27831,712	6,96	0,000
Erreur	245	979767,62	3999,052		
Total corrigé	248	1063262,76			

Tableau 13 : Analyse de la variance de la croissance en hauteur du brin dominant en fonction du nombre de rejets par souche (inventaire de 2017)

Sources	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	3	314385,94	104795,31	13,49	< 0,0001
Erreur	246	1910320,16	7765,53		
Total corrigé	249	2224706,10			

Tableau 14 : Analyse de la variance de la croissance moyenne annuelle en circonférence du brin dominant en fonction du temps

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	2	58838,66	29419,33	796,71	< 0,0001
Erreur	744	27472,81	36,93		
Total corrigé	746	86311,47			

Suite ANNEXE : A1**Tableau 15: Analyse** de la variance de la croissance moyenne annuelle en circonférence du brin dominant en fonction du diamètre des souches (type de bois des arbres avant coupe)

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	4	2142,87	535,72	4,72	0,001
Erreur	742	84168,60	113,44		
Total corrigé	746	86311,47			

Tableau 16: Analyse de la variance de la croissance moyenne annuelle en largeur du brin dominant en fonction de la hauteur de la souche

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	4	560,39	140,09	1,22	0,30
Erreur	739	84826,21	114,79		
Total corrigé	743	85386,60			

Tableau 17: Analyse de la variance de la croissance moyenne annuelle en largeur du brin dominant en fonction de l'état de la surface basale du bois

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	2	8,66	4,33	0,04	0,96
Erreur	744	86302,81	115,99		
Total corrigé	746	86311,47			

Tableau 18 : Analyse de la variance de la circonférence du brin dominant en fonction du nombre de rejets par souche (inventaire 2015)

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	3	402,106	134,035	13,880	< 0,0001
Erreur	245	2365,878	9,657		
Total corrigé	248	2767,984			

Suite ANNEXE : A1

Tableau 19 : Analyse de la variance de la circonférence du brin dominant en fonction du nombre de rejets par souche (inventaire 2017)

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	3	4947,799	1649,266	39,758	< 0,0001
Erreur	245	10163,173	41,482		
Total corrigé	248	15110,972			

Tableau 20 : Analyse de la variance des classe de hauteurs des trois brins dominants (Inventaire : 2017)

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	7	367832,343	52547,478	6,766	< 0,0001
Erreur	241	1871593,159	7765,947		
Total corrigé	248	2239425,502			

Tableau 21 : Analyse de la variance des circonférences des trois brins dominants (Inventaire : 2017)

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	4	13419,299	3354,825	483,886	< 0,0001
Erreur	244	1691,673	6,933		
Total corrigé	248	15110,972			

Tableau 22 : Analyse de la variance des classe de hauteurs des brins dominants (Inventaire : 2017)

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	4	2018871,514	504717,879	616,436	< 0,0001
Erreur	244	199779,289	818,768		
Total corrigé	248	2218650,803			

ANNEXE : A2

Commune	forêt	Cantons	Date des feux (2012)	Superficie (ha)	Nombre de feux
---------	-------	---------	----------------------	-----------------	----------------

Tableau 23 : Répartition des forêts et des cantons dans la région de Texenna

Commune	Forêts	cantons	Contenance (ha)
Texenna	Forêt domaniale de Rekkada Metlatine	Tassouda	342,61
		ArkDerma	130,69
		OuledKhiroune	180,75
		Boukebbab	46,25
		Draa Azrar	178,26
		Béni Foughal	284,87
		Harma	330,2
		Tabellout	215,31
		Sendouh	100,12
		Cheraia	222,0
	Djouaneb	409,69	
		95,40	
		535,72	
		418,95	
	Forêt domaniale de Guerruch	El Hot	188,21
		El Ma Bared	43,46
		Kssir Moussa	202,38
	Ouled Tahar	228,01	
	Fedj Tfah	268,10	
Forêt communale Allaguen	Allaguen	203,06	
Forêt communale El Braker	El Braker	267,80	
Forêt communale MerdjSeghir	MerdjSeghir	32,00	
Forêt domaniale Oued Djendjen	Boudouda	80,00	
	El Hot	64,00	
Forêt sectionnelle Tabellout	El Coudia	132,06	
Forêt communale Affendel	Affendel	81,16	
Forêt communale El Ghedrane	El Ghedrane	638,34	
Forêt domaniale Béni Amrane	Sidi Braham		
	Dmema		
	Ghil Amrane		
Forêt domaniale Béni Khettab	Sidi Ali	101,31	
	Djeraif	260,50	
	Licened	143,20	
	Oued Chetta	316,55	
	Indjar	52,84	
	Chouf	88,90	
	Djerda	115,28	
	Allioum	174,57	
	Boubahri	79,10	
		29,00	
	163,14		
	75,00		
Forêt communale Abellout	Abellout		
Forêt communale Zeghouda	Zeghouda		
Forêt communale RekibetLamaiz	Rekibet Lamaiz		
Forêt domaniale d'Oued Kissir	Oued Kissir	439,89	

Forêt domaniale Rekkada Metlatine	Tassouda	aout	36	1
	ArkDerma	aout	84	1
	OuledKhiroune	aout	36,5	2
	Boukebbab	juillet-aout	1,5	2
	Draa Azrar	/	/	/
	Béni Foughal	juillet- aout	268	3
	Harma	juin- juillet	250	2
	Tabellout	juin- aout	38,5	2
	Sendouh	aout – septembre	8,5	2
	Cheraia	aout	45	1
Djouaneb	juillet	8,5	3	
Forêt domaniale de Guerruch	El Hot	Juin	15	1
	El Ma Bared	Juillet – aout	320	2
	Kssir Moussa	Juin	50	1
	Ouled Tahar	aout	31	1
	Fedj Tfah			
Forêt communale Allaguen	Allaguen	Juillet	50	1
Forêt communale El Braker	El Braker	Juillet	4	1
Forêt communale MerdjSeghir	MerdjSeghir	/	/	/
Forêt domaniale Oued Djendjen	Boudouda	/	/	/
	El Hot	/	/	/
Forêt sectionnelle Tabellout	El Coudia	/	/	/
Forêt communale Affendel	Affendel	/	/	/
Forêt communale El Ghedrane	El Ghedrane	/	/	/
Forêt domaniale Béni Amrane	Sidi Braham	aout	2,5	1
	Dmema	aout	50	1
	Ghil Amrane	aout	518	1
Forêt domaniale Béni Khettab	Sidi Ali	aout	80	3
	Djeraif	aout	158	1
	Licened	/	/	/
	Oued Chetta	/	/	/
	Indjar	/	/	/
	Chouf	aout	5	1
	Djerda	Juillet – aout	73	4
	Allioum	aout	7,5	1
	Boubahri	aout	55	1
Forêt communale Abellout	Abellout	aout	10	1
Forêt communale Zeghouda	Zeghouda	/	/	/
Forêt communale Rekibet	Rekibet	/	/	/
Forêt domaniale d'Oued Kissir	Oued Kissir	Juin-juillet	311,2	2

Annexe A3 : Tableau 24 : données sur les incendies de 2012 dans la région de Texenna

ANNEXE : A4

Tableau 25 de l'inventaire de la flore accompagnatrice du chêne-liège et taux de recouvrement des espèces et des strates dans les différents sites.

sites	Djerda												
Strates / Relevés	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13
Strate arborescente > 5 m													
<i>Quercus suber</i>	2	2	2	2	2	2	3	2	2	3	2	2	3
Strate Sous arbustive haute 2-4 m													
<i>Erica arborea</i>	5	5	5	5	5	5	5	4	5	5	5	5	5
<i>Calycotom spinosa</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	2	2
<i>Rubus ulmifolius</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1
<i>Pteridium aquilinum</i>	3	4	4	3	4	4	4	4	4	3	4	3	3
<i>Ampelodesmos mauritanicus</i>	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	2	2
<i>Pastacia lentiscus</i>	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	1	1	1
Strate sous arbustive basse 0,5-2 m													
<i>Daphne Gnidium</i>	2	3	3	2	3	3	2	2	2	3	2	2	2
<i>Asparagus acutifolius</i>	2	2	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	2
<i>Dittrichia viscosa</i>	2	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1
<i>Lavandula Stoechas</i>	-	1	-	-	2	-	-	-	-	1	2	2	2
<i>Cytisus triflorus</i>	2	2	-	-	2	-	1	-	2	2	-	1	-
<i>Cistus salvifolius</i>	4	5	4	5	4	4	5	4	4	4	4	4	4
Strate herbacée	4	4	4	3	5	5	3	2	4	4	2	3	5
sites	Djouaneb												
Strates / Relevés	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13
Strate arborescente > 5 m													
<i>Quercus suber</i>	1	2	3	2	1	3	2	3	1	3	2	3	1
Strate sous arbustive haute 2-4 m													
<i>Erica arborea</i>	5	5	4	5	4	5	5	5	4	5	5	5	5
<i>Calycotom spinosa</i>	2	2	2	2	2	2	3	2	3	2	2	2	2
<i>Myrtus communis</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	1	1
<i>Rubus ulmifolius</i>	2	1	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1	2
<i>Pteridium aquilinum</i>	2	2	1	1	2	2	3	2	3	2	2	2	2
<i>Crataegus monogyna</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1
<i>Ampelodesmos mauritanicus</i>	-	1	1	1	1	1	-	1	-	1	-	-	1
strate sous arbustive basse 0,5-2 m													
<i>Daphne Gnidium</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Asparagus acutifolius</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Dittrichia viscosa</i>	2	1	2	1	2	1	1	1	2	2	1	1	2
<i>Lavandula Stoechas</i>	2	2	2	2	2	2	1	1	1	2	2	2	2
<i>Cytisus triflorus</i>	2	3	2	3	3	2	2	2	3	2	3	3	3
<i>Pistacia lentiscus</i>	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	1	1	1
<i>Cistus salvifolius</i>	4	4	4	4	4	4	5	4	4	4	5	4	4

Strate herbacée	5	5	4	3	5	4	3	3	2	4	2	3	5
sites	Tassouda												
Strates / Relevés	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13
Strate arborescente > 5 m													
<i>Quercus suber</i>	2	3	4	3	2	4	2	3	4	3	2	2	3
Strate sous arbustive haute 2-4 m													
<i>Erica arborea</i>	4	3	5	4	3	5	5	4	4	3	5	4	3
<i>Calycotom spinosa</i>	3	2	2	2	2	3	3	2	2	3	2	3	2
<i>Myrtus communis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rubus ulmifolius</i>	4	3	1	1	3	4	1	1	3	2	3	4	3
<i>Pteridium aquilinum</i>	2	2	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	2
<i>Crataegus monogyna</i>	2	4	4	2	4	4	2	1	2	4	2	2	4
<i>Ampelodesmos mauritanicus</i>	1	2	-	-	-	2	2	2	1	1	2	3	3
strate sous arbustive basse 0,5-2 m													
<i>Daphne Gnidium</i>	2	1	1	2	1	1	1	1	1	1	2	2	1
<i>Asparagus acutifolius</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Dittrichia viscosa</i>	2	1	2	1	2	1	2	2	1	1	1	2	1
<i>Lavandula Stoechas</i>	1	-	2	-	-	1	-	-	-	1	-	-	2
<i>Asphodelus microcarpus</i>	3	4	4	4	3	4	4	4	4	3	3	3	4
<i>Silybum marianum</i>	2	2	1	2	2	1	2	2	2	1	2	2	2
<i>Cytisus triflorus</i>	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2
<i>Pistacia lentiscus</i>	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	1	1	1
<i>Cistus salvifolius</i>	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Strate herbacée	4	4	4	3	5	5	3	2	4	4	2	3	5
sites	Boukebeb												
Strates / Relevés	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13
Strate arborescente > 5 m													
<i>Quercus suber</i>	3	4	3	3	3	4	3	2	4	3	3	3	4
Strate sous arbustive haute 2-4 m													
<i>Erica arborea</i>	5	4	5	4	5	5	5	5	4	4	5	5	4
<i>Calycotom spinosa</i>	3	2	4	2	4	3	3	2	4	2	2	3	2
<i>Rubus ulmifolius</i>	4	1	1	1	1	4	1	2	1	4	1	4	1
<i>Pteridium aquilinum</i>	3	4	2	2	4	3	4	3	2	4	3	3	4
<i>Crataegus monogyna</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ampelodesmos mauritanicus</i>	3	2	2	3	2	2	3	3	2	3	3	3	2
strate sous arbustive basse 0,5-2 m													
<i>Daphne Gnidium</i>	2	1	1	2	1	1	1	1	2	2	1	2	1
<i>Asparagus acutifolius</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Dittrichia viscosa</i>	2	1	2	1	2	1	2	2	2	1	1	2	1
<i>Lavandula Stoechas</i>	-	2	-	-	-	-	1	-	-	-	2	2	2
<i>Cytisus triflorus</i>	2	1	1	2	2	2	1	2	1	2	1	2	1
<i>Cistus salvifolius</i>	3	4	4	4	4	3	4	4	4	3	4	3	4
Strate herbacée	4	3	3	3	4	3	4	4	4	4	4	4	4
sites	Sandouh												
Strates / Relevés	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13
Strate arborescente > 5 m													

<i>Quercus suber</i>	3	3	2	3	2	3	3	3	2	2	3	3	2
Strate sous arbustive haute 2-4 m													
<i>Erica arborea</i>	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
<i>Calycotom spinosa</i>	3	3	3	3	3	3	3	4	3	3	3	3	3
<i>Rubus ulmifolius</i>	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2
<i>Pteridium aquilinum</i>	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
<i>Ampelodesmos mauritanicus</i>	3	3	3	3	3	3	3	3	4	3	3	3	3
strate sous arbustive basse 0,5- 2 m													
<i>Daphne Gnidium</i>	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2	2
<i>Lavandula Stoechas</i>	2	2	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	2
<i>Silybum marianum</i>	2	2	2	2	2	2	2	3	3	2	2	2	2
<i>Cytisus triflorus</i>	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	2	2	2
<i>Cistus salvifolius</i>	3	2	2	3	2	3	3	2	1	3	3	2	2
Strate herbacée	4	4	4	3	4	3	4	4	4	4	4	4	3

ANNEXE A5 : Tableau 26 : Statistiques descriptives

Sites	Statistiques	Surface terrière gi (m ²)	Surface terrière moyenne (m ² /ha)	Densité (arbres /ha)	Diamètre moyen du bois (cm)
Djerda1	Moyenne	0,06	18,69	314	26,76
	variance	0,002		0	69,69
	Ecart-type	0,04		0	8,34
	Erreur standard	0,003		0	0,67
	Minimum	0,009		314	11,10
	Maximum	0,385		314	52,13
Djerda2	Moyenne	0,06	20,98	340	26,07
	variance	0,002		0	73,67
	Ecart-type	0,04		0	8,58
	Erreur standard	0,003		0	0,68
	Minimum	0,009		340	11,10
	Maximum	0,213		340	70,06
Djouaneb	Moyenne	0,14	38,19	268	40,78
	variance	0,008		0	148,85
	Ecart-type	0,09		0	12,20
	Erreur standard	0,006		0	0,85
	Minimum	0,020		268	15,91
	Maximum	0,501		268	79,25
Tassouda	Moyenne	0,11	26,77	258	34,66
	variance	0,006		0	126,66
	Ecart-type	0,07		0	11,25
	Erreur standard	0,005		0	0,78
	Minimum	0,021		258	16,70
	Maximum	0,470		258	77,39
Sandouh	Moyenne	0,12	37,02	306	37,45
	variance	0,007		0	144,76
	Ecart-type	0,006		0	12,03
	Erreur standard	0,08		0	0,85
	Minimum	0,024		306	17,82
	Maximum	0,480		306	78,22
Boukebeb	Moyenne	0,20	61,02	312	46,92
	variance	0,023		0	294,36
	Ecart-type	0,15		0	17,15
	Erreur standard	0,01		0	1,17
	Minimum	0,026		312	18,25
	Maximum	0,920		312	108,26
Moyenne	Moyenne	0,12	34,29	298	36,29
	variance	0,01		710,80	202,09
	Ecart-type	0,01		28	14,21
	Erreur standard	0,003		0,789	0,42
	Minimum	258		258	11,10
	Maximum	340		340	108,26

Résumé : Les feux de forêt peuvent avoir des impacts sérieux à long terme dans les forêts de chênes du bassin méditerranéen. Bien que le chêne-liège (*Quercus suber* L.) soit habituellement considéré comme une espèce très résistante au feu, mais la récupération après feu n'est pas garantie. Nous avons évalué la mortalité et la régénération de 729 tiges de chêne-liège qui avaient été brûlé et coupés dans six stations avec comme objectif d'identifier les principaux facteurs qui influencent la récupération après feu à court ou à moyen terme. Nous avons utilisé des modèles linéaires mixtes pour étudier les relations potentielles entre l'état des souches d'arbres coupés à la fin de la deuxième et cinquième saisons de croissance ainsi que plusieurs variables à l'échelle de l'arbre et du site. Globalement, durant la deuxième année la mortalité des arbres atteignait 44 % et était influencée négativement par l'épaisseur de l'écorce et positivement, en ordre décroissant d'importance, par l'exposition des racines, les blessures au tronc et le diamètre. Entre la deuxième et la cinquième année, la mortalité a augmenté de 53 % mais l'augmentation a été observée seulement dans les stations soumises à un pâturage intensif. Le pâturage avait aussi un impact négatif important sur la croissance des rejets de souche, compromettant ainsi la récupération des arbres. Les résultats fournissent des informations utiles sur la nécessité d'appliquer des pratiques d'aménagement forestier adéquates (en évitant particulièrement les blessures qui endommagent l'écorce, l'érosion du sol et le pâturage intensif) pour augmenter la résilience de ces écosystèmes et réduire les impacts économiques et écologiques négatifs des feux de forêt.

Mots-clés : feu de forêt, mortalité des arbres, chêne-liège, broutage, rejets de souche, croissance des rejets.

Study of post-fire regeneration of cork oak (*Quercus suber* L.) by stump resprouts in the Jijel region

Abstract: Wildfires may have serious and long-lasting impacts in Mediterranean Basin oak forests. Although cork oak (*Quercus suber* L.) is usually considered a highly fire-resistant tree species, post-fire recovery is not guaranteed. We assessed the mortality and regeneration of 729 cork oak trees that burned and were cut in six sites with the objective of identifying the main factors affecting the short- to medium-term post-fire recovery. We used linear mixed models to investigate potential relationships among tree stump status at the end of the second and fifth growing seasons and several tree- and site-level variables. Overall tree mortality in the second year was 44% and was negatively affected by bark thickness and positively affected by root exposure, trunk injuries, and diameter, in decreasing order of importance. Between the second and fifth years, mortality increased to 53%, but this increase was only observed in sites with high grazing pressure. Grazing also had a strong negative impact on the growth of basal resprouts, thereby compromising tree recovery. The results give useful information on the need for application of adequate forest management practices (particularly avoiding debarking injuries, soil erosion, and grazing pressure) to increase the resilience of these ecosystems and reduce the negative economic and ecological impacts of wildfires.

Key words: wildfire, tree mortality, cork oak, herbivory, stump resprouting, resprout growth.

الخلاصة : يمكن أن يكون لحرائق الغابات آثار خطيرة طويلة الأمد في غابات البلوط في حوض البحر الأبيض المتوسط. على الرغم من أن البلوط الفليني (*Quercus suber* L.) يعتبر بشكل عام من الأنواع شديدة المقاومة للحرائق، إلا أن التعافي من الحريق غير مضمون. قمنا بتقييم معدل الموت وتجديد 729 من جذوع البلوط الفليني التي تم حرقها وقطعها في ست محطات بهدف تحديد العوامل الرئيسية التي تؤثر على التعافي بعد الحريق على المدى القصير إلى المتوسط. استخدمنا النماذج لمختلطة الخطية لاستكشاف العلاقات المحتملة بين حالة جذوع الأشجار المقطوعة في نهاية موسمي النمو الثاني والخامس بالإضافة إلى العديد من المتغيرات على مستوى الأشجار والموقع. بشكل عام، وصل معدل موت الأشجار في السنة الثانية إلى 44% وتأثر سلبًا بسمك اللحاء وإيجابيًا، بترتيب تنازلي من حيث الأهمية، بالتعرض للجذر وإصابات الجذع والقطر. بين العامين الثاني والخامس، ارتفع معدل الوفيات بنسبة 53%، ولكن تم تسجيل الزيادة فقط في المحطات الخاضعة للرعي المكثف. كان للرعي أيضًا تأثير سلبي كبير على نمو جذوع الأشجار، مما يضر باستعادة الأشجار. تركز النتائج على المعلومات المفيدة حول الحاجة إلى التخطيط لممارسات مناسبة لإدارة الغابات (لا سيما تجنب الإصابات التي تلحق الضرر باللحاء وتآكل التربة والرعي المكثف) لزيادة مرونة هذه النظم وتقليل الآثار الاقتصادية والبيئية السلبية لحرائق الغابات.

الكلمات المفتاحية: حرائق الغابات، موت الأشجار، البلوط الفليني، الرعي، براعم الجذوع، نمو البراعم.