



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 :

*Impact des incendies de forêt sur la subéraie dans la
région de Jijel*

Présentée par :

TEKKOUK Fatiha

Soutenu le :

20/07/2022

Devant le jury composé de :

Présidente :

MEDJAHDI LETREUCH-BELAROUCI Assia Pr., Université de Tlemcen

Directeur de thèse :

BOUHRAOUA Rachid Tarik

Pr., Université de Tlemcen

Examineurs :

SOUIDI Zaheira

Pr., Université d'Ain Temouchent

NASRALLAH Yahia

Pr., Université de Saida

BELHGERBI Benamar

M.C.A, Université de Mascara

DJABEUR-BOUCHAOUR Sabéha

M.C.A, Université de Tlemcen

Remerciements

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

*Ainsi, au terme de ce travail, je tiens à exprimer ma profonde gratitude et mon respect à Monsieur **Rachid Tarik Bouhraoua**, Professeur à l'Université de Tlemcen, d'avoir assuré l'encadrement de cette thèse. Je tiens à le remercier pour sa compétence, sa patience, son aide, son humanité, et pour le temps qu'il m'a consacré pour la réalisation de ce travail. Qu'il trouve ici tous mes sentiments de reconnaissance.*

*Je tiens également à exprimer ma profonde gratitude au Professeur **Assia Medjahdi-Letreuch Belarouci** de l'université de Tlemcen, qui m'a fait l'honneur de présider mon jury de thèse.*

*Je suis particulièrement honoré par la participation à mon jury de Madame **SOUIDI Zaheira**, Professeur à l'Université d'Ain Temouchent ; Monsieur **NASRALLAH Yahia**, Professeur à l'Université de Saïda ; Monsieur **BELHGERBI Benamar**, Maître de conférences « classe A » de l'Université de Mascara et Madame **DJABEUR-BOUCHAOUR Sabéha**, Maître de conférences classe A de l'Université de Tlemcen. Je tiens à leur exprimer ma profonde gratitude pour avoir accepté d'évaluer ce travail de recherche.*

*Je tiens également à remercier les responsables et les agents de la conservation des forêts de la wilaya de Jijel et de la Circonscription forestière de Texenna pour avoir facilité nos sorties sur le terrain. Je suis particulièrement reconnaissante à mon compagnon de terrain **BOUBAKIR Moktar**, technicien forestier dans la circonscription de Texenna.*

*Je suis également très reconnaissante à mon collègue **ROULA Salah Eddine** pour ses conseils et ses encouragements sans limites. Qu'il trouve ici tous mes sentiments de gratitude et de reconnaissance.*

Table des Matières

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

CHAPITRE I : Généralités sur les incendies de forêt et le chêne liège

1-Importance des feux de forêt en méditerranée.....	8
2- Importance des feux en Algérie.....	9
3- Facteurs influençant l'impact du feu sur la végétation	9
3.1- Fréquence du feu.....	9
3.2- L'intensité du feu	9
3.3- Taille de l'incendie	9
3.4- Caractéristiques du combustible	9
3.5- Conditions météorologiques	10
3.6- Les facteurs topographiques	11
3.7- Les facteurs édaphiques	11
4- Généralités sur le chêne liège	11
4.1-Origine et systématique.....	12
4.2- Aire de répartition	12
4.3-Caractères botaniques, forestiers et dendrologiques du chêne liège	13
4.4-La longévité.....	15
4.5-Ecologie du chêne-liège	15
4.5.1- Exigences climatiques	15
4.5.2- Exigences édaphiques	16
4.6- Association du chêne liège et groupements forestiers.....	16
4.7- Régénération du chêne liège.....	17
4.7.1-Régénération naturelle.....	17
4.7.2-Régénération par semis	18
4.7.3-Régénération végétative	18
4.7.4-Régénération assistée	18
4.8- Problématique de la subéraie en Algérie	18
4.8.1-Distribution du chêne liège.....	18
4.8.2-Facteurs de dégradation de la subéraie.....	20
5-Les incendies de forêt	22
6-Les mauvaises levées	22

CHAPITRE II : Etude du milieu

1- Milieu physique	23
1.1- Localisation géographique	23
1.2- Orographie et hydrographie.....	23
1.2.1- Relief.....	23
1.2.2- Hydrographie	26
1.3- Géologie et pédologie	27
1.3.1- Géologie	28
1.3.2-Pédologie	29
1.4- Climat.....	30

Table des Matières

1.4.1-Facteurs climatiques.....	30
1.4.1.1-Précipitations	31
1.4.1.2Températures.....	34
1.4.1.3- Autres facteurs climatiques.....	36
1.4.2-Synthèseclimatique	37
1.4.2.1- Amplitude thermique et l'indice de continentalité.....	37
1.4.2.2- Etage de végétation	37
1.4. 2.3- Indice de sécheresse estivale.....	38
1.4.2.4- Diagramme ombrothermique	38
1.4.2. 5- Quotient pluviométrique et climagramme d'Emberger	39
2- Milieu forestier	40
2.1- Description forestière générale	40
2.2- Description forestière du milieu d'étude	42
2.2.1-Forêt domaniale de Rekkada Metlatine.....	42
2.2.2- Forêt domaniale de Béni Khettab	44
2.2.3-Forêt domaniale d'Oued Djendjen	46
2.2.4-Forêt communale de R'kibet- ElMaiz.....	47
2.2.5-Description des cantons d'étude.	47
2.3-Aperçu sur le régime des feux de forêt.	58
2.3.1- Cas de l'incendie de l'été 2012	59
2.3.1.1- Description des conditions climatiques de l'événement.....	59
2.3.1.2- Données statistiques et répartition des incendies de forêt au niveau des forêts d'étude.....	61
3- Situation économique des forêts de Texenna.	63
3.1- Production du liège	63

Chapitre III :

Matériel et Méthodes d'étude

1- Principaux objectifs de l'étude de l'impact des incendies sur la subéraie.....	65
2- Choix de la zone d'étude.....	66
3- Choix des sites d'étude	66
4- Echantillonnage.	67
5- Données placettes	68
6- Caractérisation des placettes et des sites d'étude	68
6.1- Relevés géographiques et topographiques.....	68
6.2- Relevés forestiers.....	69
6.2.1-Densité des peuplements	69
6.2.2-Surface terrière.....	69
6.2.3-Hauteur dominante	70
6.2.4-Typologie des peuplements.	70
6.3- Relevés végétatifs et recouvrement du sous-bois.	70
6.3.1-Distribution horizontale.....	71
6.3.2-Distribution verticale	71
6.3- Régime des incendies de forêt dans les sites d'étude.....	72
6.4-Relevés climatiques	72
7- Données arbres	72
7.1-Relevés dendrométriques.	73
7.1.1-Circonférence sur écorce.....	73
7.1.2-Diamètre des arbres.....	73
7.1.3-Hauteur totale	73
7.1.4-Hauteur de fût	73
7.2-Relevés d'exploitation.....	73
7.2.1-Etat d'exploitation des arbres	74
7.2.2-Epaisseur de liège	74
7.2.3-Hauteur d'exploitation.....	74
7.2.4- Coefficient d'écorage	74

Table des Matières

7.2.5-Age du liège de reproduction.....	74
7.3-Estimation de l'endommagement du bois	75
7.4-Relevés des dommages causés par le feu	75
7.4.1-Evaluation de la vitalité post-incendie des arbres brûlés.....	75
7.4.2-Evaluation de la sévérité du feu	76
7.4.3-Hauteur maximale de carbonisation.....	77
7.5-Relevés sanitaires.....	78
7.5.1-Evolution temporelle du taux de récupération foliaire des arbres survivants	79
7.5.2-Evolution temporelle de la mortalité des arbres	79
7.5.3-Evolution temporelle de la récupération sanitaire des peuplements brûlés	79
8-Impact des incendies de forêts sur la subéraie.....	80
8.1.-Impact sur la structure des peuplements	78
8.2-Impact sur la productivité subéricole	78
8.2.1-Technique de l'estimation d'une récolte par arbre sur pied	80
8.2.2-Technique de l'estimation d'une récolte d'un peuplement.....	82
9-Traitements des données	83
9.1- Analyses statistiques uni variées.....	83
9.1- Analyses statistiques multivariées	83

CHAPITRE IV :

Résultats et Interprétation

1-Caractéristiques physiques des sites d'étude.....	89
1.1-Géographie et topographie	89
1.2-Caractéristiques climatiques de la zone d'étude.....	95
1.2.1- Caractéristiques climatiques des années de feux de forêts (2012-2014).....	95
1.2.1.1-Feu de 2012	95
1.2.1.2-Feu de 2014	97
1.2.2-Caractéristiques climatiques durant la période d'étude (2014-2017)	99
2-Régime des feux de la zone d'étude	100
2.1-Distribution du nombre de feux et la surface incendiée dans les sites brûlés	100
2.2-Paramètres et modalités de récurrence de feux dans les sites d'étude	101
3-Relevés forestiers des sites d'étude	104
3.1-Densité des peuplements incendiés.....	104
3.1.1-Les peuplements incendiés en 2012.....	104
3.1.1.1-Analyse statistique descriptive de la densité des peuplements	104
3.1.1.2-Distribution des placettes des sites d'étude par classe de densité.....	105
3.1.2-Les peuplements incendiés en 2014.....	105
3.1.2.1-Analyse statistique descriptive de la densité des peuplements	105
3.1.2.2-Distribution des placettes des sites d'étude par classe de densité.....	106
3.2-Surface terrière	107
3.2.1-Les peuplements incendiés en 2012.....	107
3.2.2-Les peuplements incendiés en 2014.....	109
3.3-Diamètre et structure des peuplements	110
3.3.1-Les peuplements incendiés en 2012.....	110
3.3.1.1-Diamètre des arbres.....	110
3.3.1.2-Structure des peuplements	113
3.3.2-Les peuplements incendiés en 2014.....	114
3.3.2.1-Diamètre des arbres	114
3.4-Structures des peuplements de l'ensemble du site incendiés en 2012 et 2014.....	116
3.5-La hauteur des arbres	118
3.5.1-Les arbres des sites incendiés en 2012.....	118
3.5.2-Les arbres des sites incendiés en 2014.....	121
4-Relevés d'exploitation des arbres	123
4.1-Epaisseur du liège des arbres	123

4.1.1- Casdes arbres incendiés en 2012.....	123
4.1.1.1-Epaisseur duliègeconfondu	123
4.1.1.2-Liègedereproduction	124
4.1.1.3-Ageduliègede reproduction.....	127
4.1.2- Casdes arbres incendiés en 2014.....	128
4.1.2.1-Epaisseur duliège confondu	128
4.1.2.2-Liègede reproduction.....	130
4.1.2.3- Distribution des arbres échantillons parâge du liège de reproduction desarbresincendiés en 2014	132
4.2-Hauteur d'écorçage des arbres incendiés	134
4.2.1-En 2012	134
4.2.2-En 2014	134
4.3—Coefficientd'écorçage.....	135
4.3.1-desarbresincendiésen2012	135
4.3.2-Lesarbresincendiésen2014.....	136
5-Relevés d'Endommagement du bois des troncs	137
5.1-Lesarbres incendiés en 2012.....	137
5.2-Les arbres incendiés en 2014	138
5.2Ensembledesarbresincendiésen2012et 2014.....	139
6-Relevés des dommages causés par les feux de forêts sur les arbres	140
6.1-Evaluationdelavitalitépost-incendiedesarbres brûlés	140
6.1.1-Casdu feude2012.....	140
6.1.1.1-Premierinventairede2014:deuxannées aprèslepassagedufeu	140
6.1.1.2-Dernierinventairede2017:cinqannéesaprèslepassagedufeu	141
6.1.2-Casdu Feu de2014.....	143
6.1.2.1-Premierinventairede2015:Deuxmois aprèslepassagedufeu.....	143
6.1.2.2-Dernierinventairede2017:Troisannées aprèslepassagedufeu	143
6.1.3-Feux de2012 et2014.....	145
6.1.3.1-Premierinventairedel'année2014	145
6.1.3.2-Dernierinventairedel'année2017	145
6.2-Evaluationdelasévéritédufeu.....	146
6.3-Hauteur maximale de carbonisation (HC _{max}).....	147
6.3.1-Arbresincendiés en 2012	147
6.3.2-Arbresincendiésen2014	148
6.3.3-Arbresincendiésen2012et2014.....	150
7- Relevéssanitaires	151
7.1-Evolution temporelle du taux de récupération foliaire des arbres survivants.....	151
7.1.1-Casdes sites brûlés en 2012	151
7.1.2-Casdesitesbrûlésen2014	155
7.2-Evolutiontemporelledelamortalitédifféréedesarbres	159
7.3-Evolutiontemporelledelarécupérationsanitairedespeuplementsbrûlés.....	160
7.3-1-Sitesbrûlésen2012.....	160
7.3-2-Sitesbrûlésen2014.....	161
7.3.3-Ensembledessitesbrûlésen2012et20014	162
8- Relevés de végétation et recouvrement du sous-bois.....	163
8.1-Compositionfloristiquepost-feu	163
8.2-Importancedelavégétationaprèslepassagedufeu del'année2014	169
8.3-Importancedurecouvrementdelastrateligieuse	170
8.4-Hauteurmaximaledelastrateligieuse	171
9-Analysesstatistiquesmultivariéesdesdonnées	172
9.1-Facteursaffectantlavitalitépost-feudesarbres	172
9.1-1-Facteursaffectantlavitalitépost-incendiedesarbresbrûlésen2012.....	172
9.1.2-Facteursaffectantlavitalitépost-incendiedesarbresbrûlésen2014.....	177
9.2-Facteurs affectant le rythme de récupération sanitaire des arbres survivants.....	181
9.2.1-Les arbres survivants de l'incendie de 2012	181
9.2.2-Lesarbressurvivantsdel'incendiede2014	184
9.3.1-Analyse de l'A.F.C	188
9.3.2-Analysedel'A.C.P	191
10-Impact des incendies de forêts sur la subéraie.....	194
10.1-Impact sur la structure des peuplements.....	194

Table des Matières

10.1.1-la densité des peuplements	194
10.1.1.1-Cas du feu de 2012.....	194
10.1.1.2-Cas du feu de 2014.....	195
10.1.1.3-Cas des feux de 2012 et 2014	197
10.1.2-La surface terrière	197
10.1.3-Structure des diamètres des arbres restants sur pied	197
10.1.3.1-Cas du feu de 2012.....	197
10.1.3.2-Cas du feu de 2014.....	198
10.1.4- Structure des peuplements	199
10.1.4.1-Cas du feu de 2012.....	199
10.1.4.2-Cas du feu de 2014.....	199
10.2-Impact sur la productivité subéricole	200
10.1-Estimation de la production du liège de reproduction d'un arbre moyen.....	200
10.2-Estimation de la production du liège de reproduction d'un peuplement	202
10.3-Estimation de la surface génératrice perdue par la mortalité des arbres	203

CHAPITRE V : Discussion

1-Dynamique de la végétation post-feu	2004
2-Facteurs géographiques et topographiques	2005
3- Densité	2006
4-Surface terrière	2006
5-Structure des peuplements incendiés	2007
6-Exploitation du liège.....	2008
7-Mortalité différée.....	2009
8-Reprise végétative et indice de santé.....	2009
9-Vitalité des arbres (mortalité à court terme)	2012
8-Mortalité différée.....	2009
10-Rythme de récupération sanitaire des arbres survivants incendiés en 2012 et 2014.....	2017
11-Mécanisme de récupération foliaire de la couronne des arbres brûlés	2017
12-Gestion post-feu des peuplements incendiés	2020
Conclusion générale et proposition de gestion	2022
Références bibliographiques	2025
Annexes	

Liste des tableaux

Numéro	Titre du tableau	Page
1	Bilan de défrichement de la forêt de Texana entre 2001 et 2010	21
2	Coordonnées géographiques de la région de Texenna	23
3	Classes des pentes au niveau de la région de Texenna	25
4	Importance des différents types de formation lithologique au niveau de la région de Texenna (Anonyme, 1997)	28
5	Coordonnées de la station de référence (ONM, 2018)	31
6	Précipitations moyennes mensuelles (mm) enregistrées à Jijel (1992-2017)	31
7	Précipitations moyennes mensuelles corrigées pour la station de Texenna de (1913-1938) (Source : Seltzer, 1946).	32
8	Précipitations moyennes saisonnière (mm) pour la région de Texenna	34
9	Températures moyennes mensuelles (°C) enregistrées à Jijel durant la période de 1992 à 2017	35
10	Températures moyennes mensuelles (°C) corrigées pour la région de Texenna (1992-2017)	35
11	Température moyennes mensuelles, maximale et minimale corrigées pour la station de Texenna de (1913-1938) (Source : Seltzer, 1946).	36
12	Indice de continentalité de la région de Texenna	37
13	Etage de végétation du chêne-liège dans la région de Texenna	37
14	Indice de sécheresse estivale de la région de Texenna	38
15	Répartition de la forêt domaniale de Rekkada Metlatine par canton	44
16	Répartition de la Forêt domaniale de Béni Khettab par canton	45
17	Répartition de la Forêt domaniale d'Oued Djendjen par canton	46
18	Superficies incendiées au niveau des forêts de Texenna entre 1998 et 2015	56
19	Données statistiques sur les incendies de 2012 dans les deux forêts d'étude	59
20	Répartition des sites d'étude par canton et année d'incendie	63
21	Répartition du nombre de placettes par site d'étude	64
22	Différentes réponses des arbres après le passage du feu	73
23	Différentes sévérités du feu sur chêne liège	74
24	Comparaison inter-stationnelle des moyennes des caractères par l'analyse de variance et le test de Newman et Keuls	79
25	Facteurs utilisés comme prédictors potentiels dans les modèles de réponse post-feu 2012 : MV, modèle de vitalité	80
26	Facteurs utilisés comme prédictors potentiels dans les modèles de réponse post-feu	81

	2014 : MV, modèle de vitalité	
27	Facteurs utilisés comme prédicteurs potentiels dans les modèles de réponse post-feu 2012 : MRRS, modèle de récupération sanitaire	81
28	Facteurs utilisés comme prédicteurs potentiels dans les modèles de réponse post-feu 2014 : MRRS, modèle de récupération sanitaire	82
29	Modalités et codes des variables retenues pour l'analyse factorielle (AFC).	83
30	Résumé des facteurs quantitatifs et qualitatifs évalués en 2012 (21 sites et 1042 arbres de chêne-liège) : ACP ; Analyse des Composantes Principales	84
31	Principales caractéristiques géographiques et topographiques des sites d'étude Incendiés en 2012 (n= 21)	86
32	Principales caractéristiques géographiques et topographiques des sites d'étude incendiés en 2014 (n=17)	87
33	Température de l'air et la vitesse du vent avant et pendant l'incendie 2012 dans les sites d'étude.	94
34	Température de l'air (°C) et la vitesse du vent (m/s) avant et pendant l'incendie 2014 dans les sites d'étude	96
35	Distribution d'un nombre de feux et la surface incendiée dans les sites d'étude	97
36	Température moyenne annuelle (T), moyenne des minima (m) et des maxima (M) enregistrées à Texenna entre 2014 et 2017.	98
37	Distribution du nombre des feux et la surface incendiée dans les sites d'étude	98
38	Distribution des paramètres des feux dans les sites étudiés	100
39	Modalités du régime des feux dans les subéraies étudiées	101
40	Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire pour la densité (tiges/ha)	102
41	Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire pour la densité	104
	Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire pour la surface terrière (G) des sites brûlés en 2012	106
42	Résultats de l'analyse descriptive des sites brûlés en 2014 pour la surface terrière (m ² /ha)	108
	Résultats de l'analyse descriptive des zones d'inventaire pour les diamètres des arbres (n=1024)	110
43	Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire pour le diamètre	113
44	Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire (incendie 2012) pour les hauteurs des arbres (n=1042)	117
45	Test de Tukey (Hauteur d'arbres)	118
46	Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire incendiés en 2014 pour les hauteurs des arbres (n=938)	120
47	Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire (incendie 2012) pour les épaisseurs mixtes (liège mâle et liège de reproduction).	122
48	Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire incendiés en 2012 pour l'épaisseur du liège de reproduction des arbres	123
	Test de Tukey réalisé sur l'épaisseur du liège de reproduction .	124

49	Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire (incendie 2012) pour l'âge du liège de reproduction	126
50	Résultats de l'analyse descriptive des 17 sites d'inventaire incendiés en 2014 pour les épaisseurs mixtes (liège mâle et liège de reproduction).	127
51	Résultats de l'analyse descriptive des 17 sites d'inventaire incendiés en 2014 pour l'épaisseur du liège de reproduction	129
52	Test de Tukey réalisé sur les épaisseurs du liège de reproduction dans les sites brûlés en 2014	130
53	Résultats de l'analyse descriptive pour l'âge du liège de reproduction des sites d'inventaire incendiés en 2014	131
54 55	Effectifs et fréquences relatives de la vitalité des arbres des sites d'étude selon l'inventaire de 2017 (incendies 2012). Arbres survivants (S), mortalité de la couronne (MC) ou rejets de base et mortalité totale de la tige (MT)	140
56	Effectifs et fréquences relatives de la vitalité des arbres des sites d'étude selon l'inventaire de 2017 (incendies 2014). Arbres survivants (S), mortalité de la couronne (MC) ou rejets de base et mortalité totale de la tige (MT)	143
57	Résultats de l'analyse descriptive des sites d'étude incendiés en 2012 pour la hauteur de carbonisation maximale (%)	146
58	Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire incendiés en 2014 pour la hauteur de carbonisation maximale	148
59	Résultats de l'analyse descriptive des indices de santé des sites d'inventaire en fonction de l'année (2014-2017)	161
60	Résultats de l'analyse descriptive des indices de santé des sites d'inventaire en fonction de l'année (2015-2017)	162
61	Inventaire de la flore accompagnatrice du chêne-liège recensée au niveau de chaque site d'étude (la nomenclature suit Dobignard (2010) et codes des espèces suivent Brisse and Kerguelen (1994) (incendie 2014).	163
62	Liste des taxons inventoriés au cours de l'étude par stade (2015-2016-2017) après feu	166
63	Taux de recouvrement total de la végétation (R : %) des sites d'étude entre 2015 et 2017 (toutes strates confondues). Les chiffres entre parenthèses indiquent la hauteur maximale (H : cm) du sous-bois	167
64	Test de Kruskal-Wallis du recouvrement moyen (%) annuelle de la strate ligneuse (Rb) après le feu	169
65	Evolution annuelle des moyennes (avec écart type) de la hauteur de la strate ligneuse dans les sites d'étude (2015-2017) , avec <i>Test de Kruskal-Wallis</i> $P < 0,0001$	170
66	Statistiques de multicolinéarité des variables utilisées dans le modèle de vitalité des arbres (incendie 2012)	171
	Régression linéaire logistique pour prédire la vitalité des arbres, deux ans après le feu. Modèle basé sur 1042 arbres brûlés	172
67	Statistiques de multi colinéarité des variables utilisés dans le modèle de vitalité des arbres (incendie 2014)	175
68	Régression linéaire logistique pour prédire la vitalité des arbres, un an après le feu. Modèle basé sur 938 arbres brûlés	176
	Statistiques de multicolinéarité des variables utilisés dans le modèle de récupération sanitaire (incendie 2012)	178

69	Régression linéaire logistique pour prédire le rythme de récupération sanitaire des arbres survivants, cinq ans après le feu. Premier Modèle basé sur 806 arbres survivants confronté à 5 variables	179
70	Régression linéaire logistique pour prédire le rythme de récupération sanitaire des arbres survivants, cinq ans après le feu. Second modèle basé sur 806 arbres survivants.	179
71	Statistiques de multi colinéarité des variables utilisés dans le modèle de récupération sanitaire (incendie 2014)	181
56	Régression linéaire logistique pour prédire la reconstitution foliaire, trois ans après le feu. Modèle basé sur 760 arbres brûlés survivants du feu de 2014.	182
57	Contributions absolues des principaux sites et variables explicatives sur les deux premiers axes factoriels (A1 et A2).	185
58	Densité des peuplements après le passage du feu (D_r : tiges survivantes.ha ⁻¹) des 21 sites brûlés en 2012 ; D_m : densité de mortalité, D_r : densité restante sur pied)	191
59	Densité des peuplements (D_p : tiges restantes. ha ⁻¹) après le feu de 2014 dans les sites d'inventaire	193
60	Poids moyen (P_{moy} : kg) en liège par catégorie du liège et type de bois lors de passage des feux de 2012 et 2014 dans les 148 placettes (n=1505) (Chiffres entre parenthèse sont obtenus par la formule 1)	198
61	Poids moyens en liège sur pied par catégorie du liège et type de bois selon Naggar, 2021) (selon Naggar, 2021)	199
62	Répartition des arbres par type de bois et des épaisseurs du liège par type de liège d'un hectare de peuplement de 145 tiges.	200
63	Table de production en liège sain (kg) des différentes catégories d'arbres d'un hectare de 145 tiges.	200

Liste des Figures

Numéro	Titre de la figure	Page
1	Carte de distribution du chêne-liège dans son aire géographique Méditerranéenne et atlantique	12
2	Arbres de chêne liège à Jijel	13
3	Situation géographique de la région de Texenna (Jijel) (Sissaoui et al., 2017 + traitement de l'auteur)	23
4	Relief dans la région de Texenna (Image ASTER GDEM2 source : USGS 2011 + traitement de l'auteur)	24
5	Répartition des classes de pente dans la région de Texenna (Image ASTER GDEM2 source : USGS 2011 + traitement de l'auteur)	25
6	Répartition des classes d'altitudes dans la région de Texenna (Image ASTER GDEM2 source : USGS 2011 + traitement de l'auteur)	26
7	Réseau hydrographique de la région Texenna (ANRH, 2015 + traitement de l'auteur)	27
8	Carte géologique de la région de Texenna (Delga, 1953)	29
9	Répartition moyenne mensuelle des précipitations (mm) corrigées de la Région de Texenna de (1992-2017)	32
10	Répartition moyenne mensuelle des précipitations (mm) corrigées de la région de Texenna (1913-1938)	33
11	Evolution annuelle de la pluviométrie corrigée pour la période 1992-2017 à Texenna	34
12	Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausсен pour la région de Texenna (1992-2017)	39
13	Climagramme d'Emberger pour la région de Texenna (1992-2017)	40
14	Localisation géographique des forêts et sites sélectionnés dans notre étude	42
15	Vue générale du peuplement en chêne-liège dans le canton de R'kibet Lamaiz	47
16	Vue générale du peuplement en chêne-liège dans le canton de Tassouda	48
17	Vue générale du peuplement en chêne-liège dans le canton de Sendouh	48
18	Vue générale du peuplement en chêne-liège dans le canton de Djerda	49
19	Vue générale du peuplement en chêne-liège dans le canton de Djouaneb	50
20	Vue générale du peuplement en chêne-liège dans le canton de Tabellout	51
21	Vue générale du peuplement en chêne-liège dans le canton de Harma	52
22	Vue générale du peuplement en chêne-liège dans le canton d'Ark Darma	52
23	Vue générale du peuplement en chêne-liège dans le canton d'Ouledkhiroun	53
24	Vue générale du peuplement en chêne-liège dans le canton de Béni Foughal	54
41	Vue générale du peuplement en chêne-liège dans le canton de Chouf	54
42	Vue générale du peuplement en chêne-liège dans le canton d'Indjer	55
44	Vue générale du peuplement en chêne-liège dans le canton de Boudouda	56
45	Superficies incendiées au niveau des forêts de Texenna entre 1998 et 2015 (C.F.J, 2017)	56
46	Répartition mensuelle des précipitations corrigées à Texenna de l'année hydrologique 2011-2012 (ONM, 2015)	58
47	Températures maximales mensuelles del'été2012àTexenna(CFT,2012)	59
48	Répartition des superficies brulées de chêne liège par âge du liège (à partir de 649 ha) au niveau de Texenna (CFJ, 2012).	60

49	Production annuelle du liège dans la région de Texenna (1990-2017) (ligne rouge : courbe de tendance)	61
50	Localisation géographique des sites d'étude, montrant les zones brûlées par le feu de l'été 2012	88
51	Localisation géographique des sites d'étude, montrant les zones brûlées par le feu de l'été 2014	89
52	Distribution des sites d'étude (n=38) par classe d'altitude	90
53	Distribution des sites selon la pente du terrain (n=38)	91
54	Distribution des sites d'étude selon leur exposition (n=38)	92
55	Répartition mensuelle des précipitations corrigées à Texenna de l'année hydrologique 2011-2012.	93
56	Températures maximales mensuelles de l'été 2012 à Texenna (CFT, 2012)	94
57	Répartition mensuelle des précipitations corrigées (mm) à Texenna de l'année hydrologique 2013-2014	96
58	Distribution de la superficie totale brûlée et nombre de feux par site d'étude entre 1978 et 2014.	99
59	Distribution des placettes (n=84) assises dans les 21 sites d'étude incendiés en 2012 par classes de densité	103
60	Distribution des pourcentages des placettes (n=64) assises dans 17 sites d'étude (incendie 2014) par classes de densité.	105
61	Distribution des pourcentages des placettes (n=84) assises dans les 21 sites d'étude (incendie 2012) par classes de surfaces terrière	107
62	Distribution des pourcentages des placettes assises dans les sites d'étude (incendie 2014) par classes des surfaces terrières	109
63	Variation des moyennes (avec écart type) du diamètre des arbres à 1,30 m du sol dans les sites 21 d'étude	110
64	Histogramme de distribution des arbres (n=1042) par classes de diamètres à l'échelle de la zone d'étude avant le passage du feu	111
65	Histogramme de distribution des arbres par type de bois dans la zone d'étude (21 sites confondus : n=1042).	112
66	Distribution des types de bois selon les trois principales typologies des peuplements de chêne liège des placettes d'étude incendiés en 2012	113
67	Variation des moyennes (avec écart type) du diamètre à 1,30m dans les sites d'étude (incendie 2014)	114
68	Histogramme de distribution des arbres (n=938 par classes de diamètres à l'échelle de la zone d'étude avant le passage du feu	115
69	Histogramme de distribution des arbres par type de bois dans la zone d'étude (17 sites confondus : 938 arbres)	115
70	Représentation graphique en double projection (biplot) de l'analyse en composante principale des classes de peuplement où : L = chêne-liège ; G = gaules ; P = perches ; PB = petits bois ; BM = bois moyens ; GB = grands bois ; TGB = très grand bois et des 148 placettes (P).	116
71	Distribution des types de bois selon les deux principales structures des peuplements de chêne liège des placettes d'étude incendiées en 2012 et 2014.	117
72	Distribution des arbres (n=1042) par classes des hauteurs dans les 21 sites d'étude (Incendie 2012)	120
73	Distribution des arbres (n=938) par classes des hauteurs dans les 17 sites d'étude (Incendie 2014)	121

74	Variation des moyennes (avec écart type) de l'épaisseur dans les sites d'étude (incendie 2012)	123
75	Distribution des arbres (n=658) par classe d'épaisseur du liège de reproduction dans les 21 sites d'étude incendiés en 2012 (% : fréquences relatives)	125
76	Représentation graphique de la distribution des arbres échantillons par âge du liège de reproduction (incendie 2012)	127
77	Variation des moyennes (avec écart type) de l'épaisseur (cm) dans les sites d'étude incendiés en 2014	128
78	Distribution des arbres (n=634) par classe d'épaisseur du liège dans les 17 sites d'étude incendiés 2014 (% : fréquences relatives)	131
79	Représentation graphique de la distribution des arbres échantillons par L'âge du liège (incendie 2014)	132
80	Histogrammes de distribution de nombre d'arbres (n=1042) par classes de hauteurs d'écorçage dans les 21 sites d'étude (incendie 2012)	133
81	Histogrammes de distribution de nombre d'arbres exploités par classes de hauteurs d'écorçage dans les 17 sites d'étude incendiés en 2014	134
82	Histogrammes de distribution de nombre d'arbres par classes de coefficient d'écorçage (Ce) dans les 21 sites d'étude brûlés en 2012 (Ce= 0 ; les arbres non démasclés)	135
83	Histogrammes de distribution des arbres par classes de coefficient d'écorçage (Ce) dans les 17 sites d'étude incendiés en 2014	136
84	Histogrammes de distribution de nombre d'arbres par classes d'endommagement du bois dans les 21 sites d'étude incendiés en 2012	137
85	Histogrammes de distribution de nombre d'arbres par classes d'endommagement du bois dans les 21 sites d'étude incendiés en 2014	138
86	Histogrammes de distribution de nombre d'arbres (n=1980) par classes d'endommagement du bois dans les 38 sites d'étude incendiés en 2012 et 2014	139
87	Distribution de arbres (n=1042) selon leur type de réponse après le passage du feu (inventaire ; 2 années après, soit en 2014)	139
88	Distribution de arbres (n=1042) selon leur état d'exploitation après le passage du feu de 2012 (inventaire ; 2 années après, soit en 2014)	140
89	Distribution de arbres (n=1042) selon leur type de réponse après le passage du feu (inventaire ; 5 années après, soit en 2017)	141
	(inventaires 2014 et 2015)	
90	Distribution de arbres (n=1042) selon leur type de réponse après deux mois du passage du feu de 2014	142
91	Distribution de arbres (n=1980) selon leur type de réponse après le passage du feu (inventaires 2014 et 2015)	144
92	Distribution de arbres (n=1980) selon leur type de réponse lors du dernier inventaire de 2017 (S ; survie, MT : mortalité de la tige)	145
93	Histogrammes de distribution de nombre d'arbres par classes de degrés d'incendie dans les 17 sites d'étude (incendie 2014)	145
	Histogrammes de distribution du nombre d'arbres par classes de hauteurs de carbonisation Maximale (HC _{max}) dans les 21 sites d'étude incendiés en 2012	148
94	Histogrammes de distribution de nombre d'arbres par classes de hauteurs de carbonisation maximale dans les 17 sites d'étude (incendie 2014).	150
95	Histogrammes de distribution du nombre d'arbres par classes de hauteurs de carbonisation Maximale (HC _{max}) dans les 38 sites d'étude incendiés en 2012 et 2014	150
96	Evolution annuelle des classes de reprise végétative des arbres survivants (n=828) entre la 2 ^{ème} et 5 ^{ème} année de reprise végétative (ARV) (Inventaires : 2014-2017)	151
97	Distribution annuelle des arbres survivants selon l'importance de leur reprise végétative : Vigoureux (RV _{4,5}), Affaiblis (RV _{1,2,3}) et morts (RV ₀) entre la 2 ^{ème} et la	152

	5 ^{ème} année de végétation (Inventaires : 2014-2017)	
98	Distribution des arbres selon leur catégorie sanitaire (atteint ou non) et type de liège (mâle : LM ; de reproduction : LR) entre 2014 et 2017	152
99	Evolution interannuelle de l'état de récupération des arbres entre 2014 et 2017 selon les catégories de situation.	153
	Distribution des arbres survivants par site selon l'importance de leur récupération sanitaire (Dernier inventaire de 2017 : Cinq années après le passage du feu)	155
	Evolution annuelle des classes de reprise végétative des arbres survivants (n=811) entre la 1 ^{ère} et 3 ^{ème} année de saison végétative (ARV) (Inventaires : 2014-2017)	156
100	Distribution annuelle des arbres survivants selon l'importance de leur reprise végétative : Vigoureux (RV ₄₋₅), Affaiblis (RV ₁₋₂₋₃) et morts (RV ₀) entre la 1 ^{ère} et la 3 ^{ème} année de végétation (Inventaires : 2015-2017)	156
101	Distribution des arbres selon leur catégorie sanitaire (atteint ou non) et type de liège (mâle : LM ; de reproduction : LR) entre 2015 et 2017	157
102	Evolution interannuelle de l'état de récupération des arbres entre 2015 et 2017 selon les catégories de situation.	158
103	Distribution des cas de mortalités différés des arbres dans l'ensemble des sites d'étude entre 2014 et 2017.	159
104	Evolution annuelle de l'Indice de Santé moyen dans les sites d'étude du chêne-liège brûlés en 2012 et 2014 (Inventaires : 2014-2017)	160
105	Importance du sous-bois ligneux dans le site d'étude	166
106	Variation du taux de recouvrement de la strate ligneuse dans les sites étudiés (2015-2017)	169
107	Courbes et nuages de points donnés par GLM pour 5 variables mesurées au niveau des arbres brûlés en 2012.	171
108		
109	Distribution par classes de six variables mesurées de 1042 arbres de chêne-liège brûlés en fonction de leur statut (mort ou survivant) évalués deux ans après le feu.	173
110	Distribution par classes des variables mesurées de 938 arbres de chêne-liège brûlés en 2014 en fonction de leur statut (mort ou survivant) évalués un an après le feu.	177
111	Distribution par classes de quatre variables mesurées de 806 arbres de chêne-liège survivants en fonction de l'importance de leur reprise végétative: Bonne reprise (récupération plus de 60% de la biomasse foliaire) et mauvaise reprise (récupération moins de 60% de la biomasse foliaire) : Evaluation faite cinq ans après le feu	181
112	Distribution par classes de 6 variables mesurées de 760 arbres de chêne-liège survivants en fonction de l'importance de leur reprise végétative: Bonne reprise (récupération plus de 60% de la biomasse foliaire) et mauvaise reprise (récupération moins de 60% de la biomasse foliaire) : Evaluation faite trois ans après le feu.	183
113	Prédilection par modèle logistique de la probabilité de récupération de la cime des arbres survivants de chêne-liège déjà écorcés (feu 2012) (résultats de l'inventaire de 2017 : cinq ans après le passage du feu)	184
114	Représentation dans le plan factoriel (A ₁ x A ₂) des caractéristiques du milieu et l'aptitude de récolte du liège flambé des 21 sites (brûlés en 2012).	186
115	Classification des sites (a) et variables (b) en groupes homogènes selon l'aptitude du peuplement à la récolte du liège flambé. Classification de type UPGMA a 1000 bootstrap, les distances appliqué à l'UPGMA sont des distances Euclidiennes par la méthode des Moyennes Arythmiques. La Qualité de représentation des variables et des parcelles mesurées en " Cos ² " est très bonne	187
116	Représentation graphique en double projection (biplot) de Analyse en composante principale des variables (descripteurs) physique, forestière et sanitaire et des 77 placettes étudiées aptes à la récolte du liège brûlé (colorées en vert) ou non (colorées en rouge). Chaque numéro de placette est suivie par une lettre selon le taux d'arbres récupérés	189

	vigoureux: a (<30%), b (30-60%), c (60-90%) et d (>90%).	
117	Hiérarchisation des placettes selon l'effet des variables sur l'aptitude des peuplements à la récolte du liège flambé après 5 années du passage du feu (2012)	190
118	Distribution des taux (%) des densités de mortalité (Dm) et finale (Dr) des 21 sites après le passage du feu de 2012.	192
119	Distribution des taux (%) des densités de mortalité (Dm) et finale (Dr) des 17 sites après le passage du feu de 2014. Après le passage du feu, les peuplements denses sont rares mais dominés par les densités claires et moyennes.	193
120	Distribution des sites d'étude (n=38) par densités finales après le passage des feux de 2012 et 2014.	194
121	Histogrammes de distribution des 828 arbres restants par classe de diamètre dans les 21 sites d'étude après feu.	195
122	Histogrammes de distribution des 811e arbres restants après feu de 2014 par classe de diamètre dans les 17 sites d'étude. D'après cette figure, on constate que toutes les catégories de diamètres sont présentes dans le peuplement avec des taux relativement proches par rapport aux catégories de classes	195
123	Histogrammes de distribution globale des types de bois des arbres restants (n=828 après le feu (% : taux de bois épargné des arbres morts)	196
124	Histogrammes de distribution globale des types de bois des arbres restants (n= 811) après le feu de 2014 (% : taux de bois épargné des arbres morts)	197

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
CPCS : Commission de Pédologie et de Cartographie des sols.
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
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
OMS : Organisation mondiale de santé
O.N.M : Office national de météorologie
O.N.S : Office national des statistiques
P : Pente
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

Introduction générale

Les forêts méditerranéennes couvrent environ 85 millions d'hectares en 2010, représentant 2% de la surface forestière mondiale (FAO, 2010 ; 2013). Les forêts typiques totalisent près de 25 millions d'hectares dont 2,2 millions d'hectares sont de subéraies (APCOR, 2019). Ceci représente environ 9% du total (FAO, 2013).

Le chêne-liège (*Quercus suber* L.) est une espèce endémique du bassin méditerranéen occidental ; localisé au sud-ouest de l'Europe et en Afrique du Nord (Lamey, 1893). Il couvre près de 1,5 million d'hectares en Europe et près de 700 000 hectares en Afrique du Nord (FAO, 2013 ; APCOR, 2019). Ses forêts constituent un paysage typique aux multiples intérêts sociaux, culturels et économiques et offrent de nombreuses opportunités pour développer des activités de loisirs ruraux.

La grande valeur économique de ces forêts réside dans la production de liège qui est un produit de base de l'économie forestière. Il s'agit du sixième produit forestier non ligneux le plus exporté au monde (WWF, 2008 ; FAO, 2013) ; avec une production mondiale de 200 mille tonnes de liège (APCOR, 2019). La transformation du liège génère environ 1,6 milliard d'euros en revenu annuel dont 70% provient des bouchons naturels (APCOR, 2019).

Cet écosystème, comme tout autre écosystème forestier méditerranéen, a subi une régression constante au fil du temps engendrant une réduction considérable de sa superficie ; celle-ci était autrefois d'environ 8,4 millions d'hectares (Sampaio-Salazar, 1988), ce qui correspond à une perte d'environ 70% par rapport à la superficie originelle. En outre, environ 18% des espèces méditerranéennes sont menacées d'extinction et environ 70% des zones arbustives et des forêts méditerranéennes d'origine ont déjà été détruites avant l'année 1990 (FAO, 2013).

Ces perturbations, qui rendent l'espace méditerranéen fragile et instable, sont liées notamment à la pression humaine ancienne (agriculture, élevage, exploitation forestière, etc.). L'abandon des terres agricoles et la disparition des systèmes traditionnels d'utilisation des terres sont la règle dans la plupart des pays d'Europe du Sud. Même si l'Union Européenne soutient son agriculture par le biais des programmes de développement rural et de subventions (Kleijn et Sutherland, 2003), la tendance à la baisse des revenus agricoles entraîne l'abandon des subéraies dans le sud-ouest de l'Europe. En absence de gestion forestière, la végétation arbustive prolifère alors dans les étages inférieurs de ces écosystèmes, augmentant le risque de grands incendies de forêt souvent incontrôlables (Joffre et al., 1999) et entraînant la perte d'habitats à haute valeur de conservation de la biodiversité.

Au contraire, la mauvaise utilisation des subéraies par l'homme est courante en Afrique du Nord. Dans cette région, où la ressource forestière est principalement de propriété de l'État, la population locale peut parfois exploiter ces écosystèmes de manière très intensive pour sa subsistance par la collecte de bois de chauffage et des glands et le pâturage. En ce qui concerne le liège, très peu de personnes peuvent tirer un revenu légal de sa récolte (ouvrier saisonnier), ce qui favorise alors le marché illégal et la mauvaise gestion des forêts de liège.

L'état des forêts de chêne liège est aggravé 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 conséquent à la dégradation de la forêt (vieillissement des arbres et 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, la sécheresse estivale plus fréquente, les vagues de chaleurs de plus en plus persistantes et l'intensité des feux de forêt (**EFIMED 2009, Daly Hassen et al. 2015**). Ce scénario rend ces forêts plus vulnérables aux maladies, ravageurs opportunistes et incendies de forêt dont la conséquence est la réduction davantage des superficies et la production du liège (**Daly-Hassen et Ben Mansoura, 2005**).

Les risques d'incendie de forêt se sont développés au cours du 20^{ème} siècle avec les transformations socio-économiques de notre société. En effet, l'augmentation de la pression démographique et l'abandon de diverses pratiques sylvicoles, agricoles et pastorales ont entraîné le développement de la biomasse combustible et la multiplication des zones urbanisées au contact des zones forestières naturelles (interface : habitat-forêt). Ces zones superposées sont d'autant plus vulnérables aux incendies que l'homme est largement responsable des départs de ces feux.

Plusieurs auteurs ont montré que la répartition des incendies n'est pas aléatoire ; certaines zones et formations ont tendance à être brûlées plus fréquemment et donc plus particulièrement touchées (**Le Houérou, 1981 ; Vazquez et Moreno, 2001 ; Mouillot et al., 2003**). Plusieurs études ont montré une augmentation de la fréquence des incendies corrélée à une augmentation de la surface brûlée ces dernières années (**Moreno et al., 1998, Piñol et al., 1998, Pausas, 2004**). En effet, une augmentation de la fréquence de ces incendies compromet souvent la résilience naturelle de l'écosystème, qui devient alors fragile et instable, entraînant la dégradation de sa santé, ce qui affecte à son tour la fourniture de biens et services (**FAO, 2010**).

L'étude de la récurrence des incendies mérite donc d'être approfondie, d'autant plus que plusieurs études montrent une augmentation de la fréquence des incendies dans la région méditerranéenne (**Moreno et al., 1998, Pausas, 2004**). Cette augmentation serait due à des facteurs tant anthropiques que climatiques (**Piñol et al., 1998, Lebourgeois et al., 2001**).

De plus, l'impact des feux récurrents entraîne une fragmentation de l'écosystème " subéraies ", réduisant ainsi la densité des peuplements et biaisant sa structure globale. Selon **Pausas (2008) ; Wittkuhn et Hamilton (2010)**, la fréquence rapprochée des incendies, c'est à dire qui se succède avec un intervalle de retour de moins de 10 ans, a un impact écologique catastrophique. L'intervalle entre deux feux affecte fortement la végétation méditerranéenne (**Trabaud, 1991a ; Mouillot et al., 2003**). Ce paramètre est l'un des plus influents dans la réponse des communautés au feu (**Hétier, 1993**).

Selon **Boudy (1948)**, le chêne-liège et le pin d'Alep sont les boisements les plus sensibles et les plus vulnérables au feu dans l'Afrique du Nord.

En Algérie, le chêne-liège occupait à l'origine une superficie de 460 000 ha (**Lamey, 1893**) où il pousse depuis la côte au nord jusqu'aux chaînes telliennes au sud (**Boudy, 1955**). Au fil du temps, cette superficie n'a cessé de diminuer et le premier inventaire forestier de 1983/1984 n'a fait état que de 230 000 hectares productifs (**Zine, 1992**), soit la moitié de la superficie initiale. Cette régression a affecté pratiquement toutes les régions subéricoles, surtout celles de l'est du pays où se trouvent les plus grands massifs. L'écosystème du chêne-liège devenant très sensible, la régénération naturelle est devenue limitée et dépendante des circonstances favorables (**Younsi, 2006**).

Parmi les facteurs expliquant la réduction des subéraies en Algérie figurent les incendies de forêt catastrophiques et récurrents, qui ont historiquement ravagé des zones très variables. Ces incendies ont été et demeurent au premier rang du processus de dégradation des forêts, les arrachant à leur équilibre naturel et les transformant en maquis improductives (**Bouhraoua, 2014**).

L'analyse statistique des incendies de forêt montre clairement l'importance du fléau des incendies sur le chêne-liège. Les premiers incendies catastrophiques de 1860 ont touché quelque dix mille hectares de chêne-liège. Depuis lors, ces incendies se sont rapidement multipliés : en 1863, ils ont ravagé environ 4400 ha ; le plus désastreux s'est produit en 1865 avec une superficie de 133502 ha sur toute la côte. Ces trois incendies ont affecté au total près de 148 000 ha de chêne-liège (**Anonyme, 1866**).

Durant la période 1985-2012, les feux de forêt ont ravagé une superficie totale de chêne-liège d'environ 200 000 hectares, ce qui représente une superficie annuelle moyenne de 7300 ha (**Bouhraoua, 2014**). Durant cette période, plusieurs années catastrophiques ont été enregistrées dont l'année 1994 où une superficie record de 63328 ha a été atteinte dont 4000 hectares de chêne-liège de Jijel ont été dévastés.

L'année 2012, a connu aussi des grands incendies en brûlant une superficie totale de 99 061 hectares (toutes formations végétales confondues). Parmi ces formations, on cite 52 204 ha de forêts dont les forêts de chêne-liège. Ces dernières occupent le premier rang avec 17 500 ha dont 6803 ha sont enregistrés dans la région de Jijel ce qui représente un taux de près de 40% (**DGF, 2013**). Selon l'analyse des statistiques fournies par la **DGF (2018)**, on note une superficie moyenne d'environ 7000 ha est brûlée chaque année durant la période allant de 1985 à 2017.

Ces incendies de forêt ont un impact négatif sur la structure des subéraies par la régression de la superficie ce qui a entraîné en corollaire une réduction de la production nationale de liège. Cette réduction a entraîné des pertes économiques importantes de 67%, en passant de 33 000 tonnes.an⁻¹ durant la période 1937-1950 (**Chenel, 1951**) à 12 000 tonnes an⁻¹ depuis la relance de la filière liège en 1998 (**Dehane et al., 2013**).

L'intensité et la fréquence des incendies ont une influence sur la dynamique de reconstitution de la végétation. En effet, après un incendie, les écosystèmes forestiers tentent de se reconstituer afin d'atteindre une résilience globale et qualitative du milieu ; de nombreuses espèces végétales méditerranéennes ont développé depuis longtemps des adaptations morphologiques et physiologiques (**Lloret, 1998 ; Trabaud et Lepart, 1980**) leur garantissant une extraordinaire capacité de résistance et/ou de résilience à cette perturbation (**Keeley, 1986 ; Trabaud, 1994**).

Parmi ces espèces, on trouve le chêne-liège qui est connu pour être l'arbre méditerranéen le plus résistant au feu (**Lamey, 1893**), avec une fréquence élevée caractéristique du climat de la région (Pausas, 1997 ; Moreira et al, 2007) et des intensités élevées (**Pausas et Keely, 2017**). En effet, cette résistance dépend en grande partie de la présence de traits adaptatifs qui protègent ses tissus et ses réserves glucidiques (**Whelan, 1995**). Selon **Natividade, 1956 ; Leite et Pereira, 2017**). L'origine de cette résistance réside essentiellement dans la présence d'une structure anatomique liégeuse de l'écorce qui recouvre les troncs et les branches dès le jeune âge des arbres.

Après un incendie, les arbres développent une stratégie de résistance basée sur la régénération végétative à partir des bourgeons dormants sous l'écorce de liège (**Pausas et al., 2009 ; Burrows et Chisnall, 2016**). Selon la gravité des dégâts, les arbres peuvent mourir ou rejeter au niveau de la couronne ou de la base du tronc (**Moreira et al., 2009**). Plusieurs facteurs individuels peuvent intervenir pour déterminer la fréquence relative de chacune de ces réponses, comme la taille et l'état d'exploitation du liège des arbres (**Cabezedo et al., 1995 ; Pausas, 1997**) ; mais l'épaisseur du liège reste le facteur clé dans la détermination de la vitalité des arbres (**Moreira et al., 2007 ; Catry et al., 2012a ; Molina et al., 2018**). Il est reconnu que la capacité de régénération des arbres est proportionnelle à l'épaisseur du liège ; plus l'écorce de la tige est épaisse, plus la capacité de régénération est importante.

Bien que les subéraies semblent bien résister au feu, l'occurrence de feux courts peut parfois leur être préjudiciable, si le liège n'a pas eu le temps de se reformer suffisamment et si les arbres n'ont pas eu le temps de récupérer correctement (**Jacquet, 2006**). 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. A 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., 20007**). La survie des arbres et la capacité de reconstruction de la couronne après l'incendie sont déterminées par des facteurs liés à l'arbre (épaisseur du liège), mais aussi au comportement du feu (sévérité) qui dépendent à la fois des paramètres du milieu (climat précédent le feu, topographie du terrain en particulier la pente) et des caractéristiques

Introduction générale

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).

La réponse du chêne-liège à un régime d'incendie et sa capacité de régénération font qu'il se reconstitue souvent à l'identique après le passage du feu. Bien que la régénération soit une réponse adaptative à la résilience de l'écosystème, le chêne-liège est considéré comme l'espèce la plus résistante au feu grâce à sa capacité de récupération sanitaire et de reprise de l'activité du phellogène. Cependant, malgré ces extraordinaires capacités de réaction à un incendie, ce dernier occasionne toujours des perturbations importantes, que ce soit au niveau économique, paysager ou écologique (**Lamey, 1893; Piazzetta, 2014 ; IML, 2016**). Il réduit la production de liège sain dans les années à venir, entraînant une pénurie de la matière première sur le marché ; il déprécie la qualité du liège qui perd beaucoup de sa valeur commerciale (**Catry et al., 2012b**), ainsi il perturbe le schéma de gestion.

Sur le plan prix des planches de liège brûlé, ceci chute en moyenne de plus de 60% par rapport au liège sain de bonne qualité (**Catry et al., 2012b**). Ce type de liège est impropre à la fabrication de bouchons en liège naturel qui génère plus de 70% de la valeur ajoutée au secteur industriel (**APCOR, 2019**) ; il est souvent utilisé pour la fabrication de panneaux d'isolation (**Pereira, 2007**).

La restauration économique des peuplements brûlés visant la remise en production du liège de bonne qualité marchande dépend du moment de la récolte du liège brûlé. Le délai minimum de redémarrage de levée du liège brûlé dépend de l'importance de la récupération sanitaire des peuplements (**Catry et al., 2012b**). Les retours d'expériences sur des parcelles remises en production suite à des feux de forêts montrent qu'un retour vers la production de liège marchand après un incendie est possible (**Piazzetta, 2014**).

Afin de réduire l'impact économique supplémentaire causé par les incendies, la connaissance du taux de récupération sanitaire des arbres survivants est essentielle. Elle permet au gestionnaire forestier de planifier au plus tôt possible ses actions par prise de décisions de travaux sylvicoles adéquats pour permettre de restaurer les peuplements et de retrouver une capacité de production optimale (**Piazzetta, 2014**).

De nombreux travaux ont été réalisés sur les effets du feu sur les écosystèmes aux climats méditerranéens tels que la Californie, l'Australie et l'Afrique du Sud. Dans le bassin méditerranéen, la plupart des études sur l'influence du feu sur les communautés végétales ont été réalisées dans la rive Nord. En effet, ces études sont principalement réalisées au Portugal (**Esperito-Santo et al., 1992**), en Espagne (**Luis-Calabuig et Tarrega, 1992 ; Calvo et al., 1992, 1999 ; Pausas, 1999 ; Pausas et al., 2003 ; Lloret et al., 2003 ; Baeza et al., 2006 ; De Luis et al., 2008a**), en Italie (**De Lilli et Testi, 1990 ; Mazzoleni et Pizzolongo, 1990 ; Esposito et al., 1999**) et en Grèce (**Margaris, 1976 ; Arianoutsou et Margaris, 1981 ; Arianoutsou-Faraggi-taki, 1984 ; Thanos et al., 1989 ; Böhling et Gerold, 1995; Izhaki et al., 2000**).

En France, ces effets ont été développés dans les années 70 et 80. En effet, la dynamique de la végétation après incendie a été principalement étudiée dans les garrigues calcaires du Bas-Languedoc (**Trabaud, 1980, 1983a, 1987 et 1994 ; Trabaud et Lepart, 1980 ; Bonnet et Tatoni, 2003 ; Bergaglio et al., 2006**).

Compte tenu de l'importance du feu en région méditerranéenne, les études sur les successions végétales post-incendie se sont multipliées au fil du temps et il existe aujourd'hui une importante littérature scientifique sur ce phénomène (**Malanson et Trabaud, 1988, Trabaud 1991a et b, Trabaud et Campant, 1991 ; Calvo et al., 2002 a et b, Broncano et al., 2005 ; Eugenio et al., 2006**).

En Algérie, les rares travaux réalisés sur le sujet étaient exclusivement comparatifs et les auteurs se contentaient de décrire des stades de végétation considérés comme appartenant à des séries régressives (**Quezel, 1956 ; Debazac, 1959 ; Le Houerou, 1980**). Plus récemment, quelques travaux portant principalement sur la floristique ont été publiés sur la subéraie (**Wojterski, 1990 ; Ouelmouhoub et Benhouhou, 2007 ; Bekdouche et al., 2008, 2011**) et sur la pinède (**Moravec, 1990 ; Meddour, 1992 ; Madoui et al., 2006 ; Meddour et al., 2016**).

L'impact réel des incendies sur les écosystèmes forestiers méditerranéens est une question d'actualité, car ils provoquent des perturbations importantes sur ces différents écosystèmes forestiers. Ainsi, les subéraies du massif forestier de la région de Jijel à l'instar du reste des subéraies algériennes, sont confrontés aux problèmes des incendies récurrents d'intensité variable, d'autant plus qu'ils sont trop rapprochés dans le temps.

Notre présente étude a concerné les subéraies situées dans l'un des grands massifs forestiers de la wilaya de Jijel à savoir le massif de Texenna. C'est une région subéricole par excellence située au sud-est du chef-lieu de Jijel. Elles constituent des entités écologiques importantes ; ce sont des subéraies de montagne, situées dans une division phytogéographique à influence maritime et à structure géologique identique. Ces subéraies sont constamment affectées par des incendies de forêt dont ceux de 2012 et 2014.

Ce travail de recherche mené sur le terrain durant quatre années consécutives (2014-2017) a pour objectif principale d'évaluer l'impact des feux de forêt sur les peuplements du chêne liège tant sur la vitalité des arbres, la vitesse de récupération sanitaire, la structure des peuplements, la production du liège, etc.

Ce présent document est divisé en cinq chapitres distincts :

Le premier chapitre est une synthèse bibliographique sur i) l'importance des feux et les facteurs influençant l'impact du feu sur la végétation, ii) la systématique du chêne-liège, sa répartition géographique, ses caractères botaniques, forestiers et dendrologiques, ses exigences écologiques, ses différents types de régénération, ses associations et groupements, iii) les facteurs de dégradation de la subéraie.

Introduction générale

Le deuxième chapitre est consacré à la présentation du milieu d'étude sur ses aspects ; i) physique : pédologie, climat, géologie, etc., ii) forestier : description forestière des subéraies d'étude, iii) pyrologique : aperçu sur le régime des feux de forêt dans la zone d'étude, iv) économique : situation économique des forêts de la zone d'étude.

Le troisième chapitre traite de la méthodologie suivie dans l'élaboration de notre travail de recherche sur le terrain. Cette démarche concerne la sévérité des feux, le suivi du taux de recouvrement foliaire de la couronne des arbres échantillons survivants après les incendies de 2012 et 2014, les différents paramètres retenus sur le terrain pour décrire les peuplements avant le passage du feu, les traitements des données (uni variés et multivariés),

Le quatrième chapitre évoque l'ensemble des résultats obtenus à travers l'étude de l'impact des feux de forêt sur la vitalité des arbres, la structure des peuplements, la production du liège, mais aussi sur la récupération sanitaire post feu du chêne-liège ; les facteurs intervenant dans la sévérité des arbres brûlés, le rythme de récupération sanitaire,

Le cinquième chapitre est consacré à la discussion des différents résultats sur l'impact des feux de forêts sur la subéraie, les hypothèses développées dans ce travail en matière de planification des actions de restauration économique des peuplements brûlés.

Enfin, le document se termine par une conclusion générale et des recommandations de gestion des subéraies incendiées.

Chapitre I :
Généralités sur les incendies de
forêt et le chêne liège

1-Importance des feux de forêt en méditerranée

Le feu représente le premier péril naturel pour les forêts et les zones boisées, plus particulièrement dans les pays méditerranéens (**Alexandrian et al., 1998**). Selon **Ramade (1997)**, la récurrence des incendies de forêt réduit à 33 ans l'espérance de vie d'un boisement méditerranéen. **Quezel et Medail (2003)** affirment que la majorité des formations sclérophylles de la région méditerranéenne est parcourue en moyenne par un feu toutes les 25 années environ. Les végétaux ligneux constituent les éléments dominants de ces formations. **Trabaud (1992)** conclue en montrant que dans l'ensemble les végétaux ligneux du bassin méditerranéen résistent au feu.

Les incendies sont surtout favorisés par le climat caractérisé par une saison sèche estivale allant de un à trois mois sur la rive nord jouissant d'un bioclimat humide à plus de sept mois sur la rive sud au niveau du littoral libyen et égyptien. En effet, au cours de la période (1995-2004), les feux de forêts dans le bassin méditerranéen sont estimés à 50 000 foyers en moyenne par année et les superficies incendiées représentent une moyenne annuelle allant de 700 000 à 1 million d'hectares (**Dimitrakopoulos et Mitspoulos 2006**).

2-Importance des feux en Algérie

La forêt algérienne a perdu près de 1162484 ha entre 1979 et 2009 à partir d'un nombre total d'incendies déclarés de 41644. Les années 1983 et 1994 ont été qualifiées d'années noires pour la forêt algérienne ; elles ont enregistré des records en termes de superficies brûlées soient 220570 ha et 271 246 ha respectivement. D'après les analyses faites par **Meddour et al. (2008)**, les conditions climatiques y sont responsables pour une grande part. Il convient de noter que l'Algérie a connu une période de sécheresse sévère durant les années 80 où le déficit hydrique a atteint un niveau critique. Cependant, dans la région de Jijel, les bilans d'incendies témoignent bien l'importance de ce fléau. En effet, une moyenne de 94 incendies dévaste annuellement une surface moyenne de 3336.78 ha ; les superficies maximales de l'ordre de 26184 ha ont été enregistrées en 1983 et 12488 ha en 2012 (**Roula, 2021**)

3-Facteurs influençant l'impact du feu sur la végétation

Actuellement, le feu apparaît comme une perturbation ayant un impact fugace sur les composantes des écosystèmes. La stratégie appliquée par les végétaux pour la survie est en liaison avec les feux passés. Les effets du feu doivent donc être évalués en termes de régime des incendies à savoir le type, l'intensité, la fréquence et la saison (**Trabaud 1991 ; Paussas et al. 2008 ; Keeley 2009**). **Maillet (1993)** ajoute que l'impact du feu dépend de son intensité et aussi de sa surface d'extension. Selon **Agee (1997)**, l'environnement du feu est composé par trois facteurs qui sont en interaction à savoir le climat, le combustible et la topographie. D'après **Fryer et Johnson (1988) ; Harrington et al. (1991) ; Johnson (1992)**, le rôle respectif de ces facteurs varie selon la région et le type de l'écosystème.

3.1-Fréquence du feu

Tous les feux des régions à climat méditerranéen touchent des paysages qui ont été déjà brûlés par le passé. Pour les espèces qui se reproduisent par graines, leur persistance dépend de la fréquence du feu et de l'intervalle de temps entre deux feux successifs pour permettre aux individus de produire des graines et d'alimenter aussi la banque de semences du sol. Selon **Arianoutsou (1999)**, des changements dans la composition et la physionomie des espèces peuvent se produire en cas où le feu survienne avant la fin du stade de maturation sexuelle.

La succession fréquente des brûlages (en particulier tous les deux ans) entraîne une impossibilité de reconstitution des individus adultes des végétaux ligneux ; elle les empêche d'arriver à la floraison et à la fructification. Ceci provoque progressivement un épuisement total de stock de graines situées dans le sol et donc une élimination de l'espèce (**Trabaud 1980**). Cet état de fait offre plus d'opportunités à l'établissement des herbacées (**Duguy et vallejo, 2008**).

3.2-Intensité du feu

L'intensité du feu est exprimée par la chaleur libérée lors de la combustion de la végétation. Elle est liée à la quantité, la teneur en eau et la distribution du combustible (**Keeley 2009**), mais aussi à sa structure et à la saison (**Trabaud 1989**). Selon toujours le même auteur, lorsque la distribution verticale du combustible est continue, les feux plus intenses peuvent éclater. Dans le cas d'une forte intensité, les effets du feu peuvent atteindre les couches profondes du sol. Par contre, si l'intensité est faible, l'effet du feu se limite à la couche superficielle du sol et les organes souterrains de survie (racines, tubercules, rhizomes, graines et les bulbes) sont épargnés (**Trabaud 1989**). **De Luis et al (2008a)**, notent qu'une faible intensité du feu stimule principalement la germination de la graine à proximité de la surface du sol par contre une forte intensité engendre une mortalité de graines à proximité du sol.

3.3-Taille de l'incendie

La superficie brûlée est aussi un facteur écologique important qui influe la recolonisation du site par les espèces. Ainsi, de nombreuses espèces ne se régénèrent pas par rejets mais sont tributaires d'apport de diaspores par les différents modes de dissémination. Dans le cas de grands incendies, l'étendu de la superficie brûlée est importante reléguant les portes graines à de très longues distances ce qui réduit l'installation et l'apport des espèces. La reconstitution des communautés peut accuser un retard de même le poids et les propriétés aérodynamiques de propagules jouent un rôle déterminant (**Trabaud, 1989**).

3.4-Caractéristiques du combustible

La teneur en eau des végétaux joue un rôle important dans le comportement des incendies. En effet, elle détermine la probabilité d'ignition ou la facilité d'allumage, la vitesse de propagation et la quantité de combustible brûlé. Selon **Byram (1959)** et **Trabaud**

(1970), l'accroissement de la quantité de combustible conduit à un accroissement d'énergie émise par le feu. Ainsi, les feux violents et difficiles à combattre sont ceux qui naissent dans les zones où se trouve une forte accumulation de matières de combustibles. Tout en parlant des degrés d'inflammabilité, il faut noter que la sensibilité et la facilité d'inflammabilité d'un végétal se trouve commandée par son taux d'essence volatiles de résines et des huiles qui ont une valeur calorifique et un degré d'inflammabilité très élevé (**Boulbin in Benlemalem, 1981**). Il s'est montré que parmi les principales espèces du maquis, la bruyère arborescente présente la plus importante inflammabilité suivie par le chêne liège (**Delabraz et Vallete 1974**). La végétation méditerranéenne est riche en résine (**Schnitzler-Lenoble .2002**).

Le chêne-liège fait partie du groupe d'espèces de basse sensibilité au feu. Au contraire les conifères possèdent des quantités élevées de résines et autres produits très combustibles. Les pins sont aussi des espèces qui propagent le feu quand leurs cônes roulent au sol en tombant, et leurs aiguilles enflammées peuvent être transportées par les courants thermiques que génère le feu. Les grandes surfaces continues de pins présentent des potentialités alarmantes pour l'apparition des incendies. L'eucalyptus (*Eucalyptus globulus*), est un arbre qui contient une importante quantité d'huiles très inflammables, même dans son écorce. Les feuilles brûlées, même sans être enflammées, sont facilement transportées au loin par les courants thermiques générés par le feu et sont capables de porter le feu sur de grandes distances.

Ces caractéristiques font que les incendies en pinèdes et en forêts d'eucalyptus atteignent facilement des proportions gigantesques et capables de se propager aux forêts voisines composées d'autres espèces (**Villemant, 2004**). Il est à noter que la saison des mises à feu est importante à considérer car la teneur en eau des végétaux n'est pas équivalente d'une saison à une autre. Ceci peut avoir une influence considérable sur le comportement du feu. D'autant plus qu'elle a une importance sur la capacité de régénération des espèces et plus particulièrement celles qui sont extrêmement sensibles à la fréquence des incendies (**Trabaud, 1992**).

3.5-Conditions météorologiques

Le combustible exposé au soleil se réchauffe plus rapidement que celui sous le couvert forestier ; il peut y avoir plus de 10°C de différence. La température peut avoir une influence directe par le réchauffement ou le refroidissement des matériaux ou indirect par la modification du contenu en humidité de l'atmosphère. Pour cette raison, les pics des températures sont fortement redoutés du fait de la facilité de combustion de végétation. Autrement dit, plus la température ambiante est élevée et plus la température du combustible de la végétation vivante ou morte est élevée et moins la chaleur nécessaire à son inflammation est importante (**Trabaud, 1989**). Le vent est sûrement le facteur atmosphérique le plus affectant en cas d'un incendie. En effet, si la circulation du vent continue, l'évaporation de l'humidité des combustibles est accélérée et ceci augmentera les risques de prendre le feu. Le vent favorise la combustion et la propagation en augmentant l'apport

en oxygène en asséchant le combustible et favorisant le réchauffement du combustible à l'avant du feu. En plus, le vent transporte même à distance des étincelles et des corps enflammés accélérant ainsi la propagation de l'incendie (sauts de feu). Par son orientation, le vent peut être à l'origine de la direction générale du feu. Il fait incliner la flamme ce qui va modifier les caractéristiques du front. Si le vent pousse le front de feu, les flammes vont être penchées vers l'avant (**Quezel et Medail, 2003**).

3.6-Les facteurs topographiques

La topographie est une variable constante. Deux principaux paramètres topographiques influence sur les incendies : La pente et l'exposition des pentes. En effet, dans le sens du vent, le feu accélère sa progression dans les montées mais dans les descentes, il l'a ralenti. Mais il peut se propager sur l'autre versant par des « sauts » provoqués par le vent (**Macarthur, 1967**). L'exposition des matériaux combustibles aux vents et au soleil accélère grandement leur vitesse de dessèchement. En effet, le feu prend naissance et se propage sur les expositions sud -ouest ; par contre il est ralenti sur les terrains exposés au nord ou à l'est (**Brown. 1970**).

3.7-Les facteurs édaphiques

Le déficit hydrique du sol est d'une grande importance pour les feux (**Orieux ,1974**). Dans les pays méditerranéens, la couche de l'humus est toujours mince ce qui réduit la combustibilité de la forêt. Par ailleurs, c'est la présence des matériaux verts principalement des feuilles mortes des brindilles qui ont un rôle non négligeable à l'état sec (**Bollard, 1992**). En effet, cette couverture de feuilles et d'herbes sèches constitue le principal facteur d'inflammation des forêts surtout lorsqu'elle forme un tapis continu (**Seigue ,1985**).

4-Généralités sur le chêne liège : *Quercus suber L*

4.1-Origine et systématique

Le chêne liège est décrit pour la première fois par **LINNE en 1753** où il l'a rattaché au sous genre *Cerris* qui regroupe les chênes à cupule chevelue (**Gaffarel, 1883 ;Bouchafra et Fraval, 1991**) C'est un descendant de la flore pliocène supérieure (**Boudy, 1950 ; Palamarev, 1989 ; Quezel, 2000**) dont l'origine remonte au tertiaire (**Natividade, 1956**).L'originalité de cette espèce est de produire une écorce épaisse le «liège» qui est un matériau assez unique pour ses propriétés physiques, chimiques et esthétiques (**Amandier, 2002**). C'est une essence qui appartient à l'ordre des Fagales et à la famille des *Fagaceae*, à la sous-famille des *Quercineae* ou *Quercoidées*. Le genre *Quercus* comprend plusieurs centaines d'espèces allant de 200 à 600 (**Natividade, 1956 ; Oli, 2005**). Il est présent au sein des milieux diversifiés allant des zones arides (Afrique du nord, Californie) aux zones tropicales humides (Colombie, Amérique centrale), en passant par les régions tempérées (Europe, Amérique du nord, Asie centrale) (**Durand, 2009**).

4.2-Aire de répartition :

Le chêne-liège (*Quercus suber* L.) est une essence endémique du domaine méditerranééo-atlantique ; il est présent depuis plus de 60 millions d'années (Aafi, 2006). Il est circonscrit à la région de la Méditerranée occidentale (Quezel et Santa, 1962). En effet, sous l'influence de l'océan atlantique et de la mer méditerranéenne se trouvent réunies les conditions climatiques qui conviennent à la végétation de cet arbre.

Le chêne-liège occupe dans le monde une aire relativement restreinte qui se situe entre le 31^{ème} et le 45^{ème} parallèle de latitude Nord (Saccardy, 1937 ; Seigue, 1985). Au Maroc, l'aire naturelle du chêne liège dépasse le 33^{ème} parallèle alors qu'en Algérie et en Tunisie il n'atteint même pas le 36^{ème}. Tandis qu'en Europe, il dépasse à peine le 44^{ème}. Il constitue la limite Nord de l'espèce en France (Bordeaux). A l'Ouest, il englobe la totalité du Portugal et à l'Est, il arrive à la Dalmatie (Sigfried, 1943 ; Boudy, 1950 ; Quezel, 1976 et Pausas, 1997).

Actuellement, le chêne-liège est présent au bord de la méditerranée : Espagne (Catalogne, Andalousie), France (Pyrénées orientales, Var, Alpes maritimes et Corse), Italie (Sardaigne et Sicile), Tunisie, Algérie et Maroc. Au bord de l'Atlantique : Maroc, Portugal et Espagne (Figure.1).

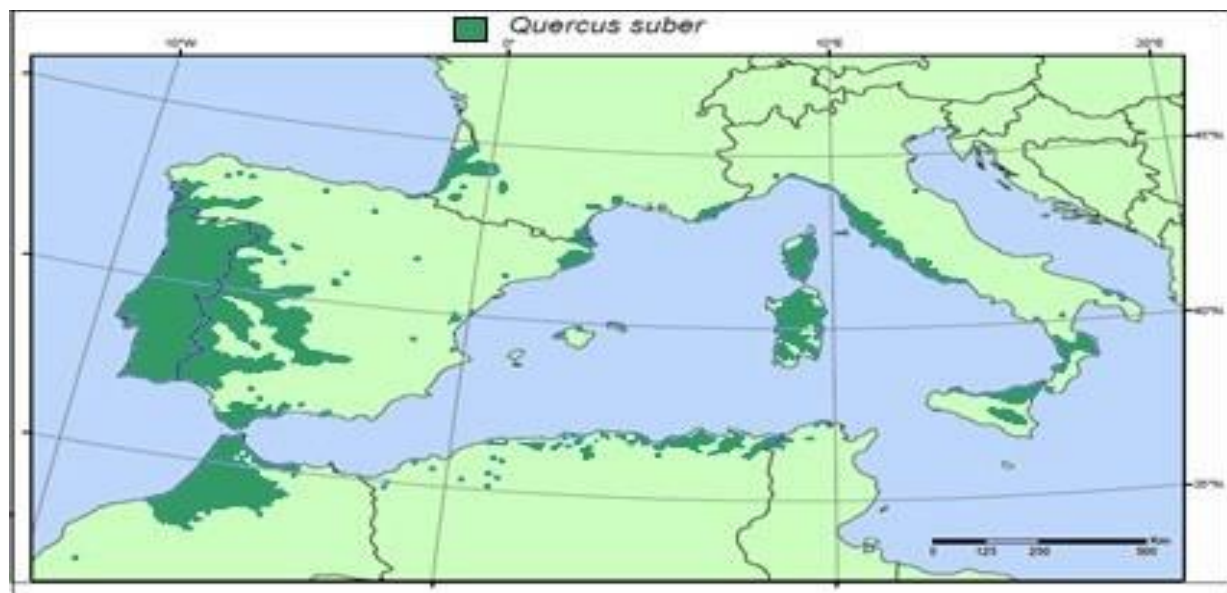


Figure 1 : distribution du chêne liège dans le monde (Source : Quezel et Médail, 2003)

Le chêne liège fut artificiellement introduit dans différents pays en raison de ses qualités industrielles du liège. De très bons résultats d'acclimatation mais sans production du liège furent obtenus en Bulgarie (**Petrov et Genov, 2004**), New Zélande (**Macarthur, 1994**), Sud de l'Australie, Chine, Russie, Californie, et Japon (**Aronson et al., 2009**).

4.3- Caractères botaniques, forestiers et dendrologiques du chêne liège

Le chêne liège est un arbre de taille variable de 10 à 15m de moyenne pouvant atteindre 20 à 25m de haut pour les vieux sujets (**Seigue, 1985**) (**Figure 2**).



Figure 2 : Arbres de chêne liège à Jijel (Photo de Tekkouk Fatiha)

Son **port** est variable suivant la densité du peuplement : En peuplements clairs, la **cime** est largement étalée bien charpentée par de grosses branches dépassant 500m² chez certains vieux arbres âgés de 150ans et 200 ans. En peuplements serrés, la forme des arbres est fortement influencée par la concurrence et les chênes sont dans ce cas de forme élancée avec des couronnes plus étroites (**Saccardy, 1937;Pereira, 2007**).

Le **tronc** est généralement court, trapu et robuste et qui se ramifie à une faible hauteur environ de 4m (**Saccardy, 1937**).

La **circonférence** du tronc d'un sujet démasclé peut atteindre en général 70cm entre 30 ans et 40 ans selon les conditions de végétation (**Yessad, 2001 ; Amandier, 2002**). En revanche, dans les vieux peuplements, elle peut aller jusqu'à 5m (**Foucard, 1994**).

L'**écorce** ou liège mâle est fortement crevassée longitudinalement. Elle est épaisse, peu combustible et isolante, elle ne brûle que très superficiellement et protège les tissus conducteurs de sève en même temps l'assise génératrice du liège. Le bois est excellent pour le chauffage.

Il est lourd, compact et difficile à travailler car il se crevasse profondément en séchant (**Lamey ,1893**).

Les **rameaux** sont sinueux, tomenteux et de couleur blanchâtre à grisâtre à leur jeune âge puis marqués de lenticelles très saillantes et de taches brunes jusqu'à l'apparition d'une couche de liège. En se lignifiant, les rameaux deviennent robustes et noueux (**Jacamon, 1987 ; Villemant et Fraval, 1991**).

Les **feuilles** présentent un polymorphisme très marqué. Cependant, la variation de la forme et de la taille se trouve aussi bien entre les arbres que sur un même arbre (**Pereira, 2007**). Elles sont alternes généralement, coriaces et arrondies plus ou moins dentées ; elles sont d'un vert foncé sur la face supérieure et blanchâtre pubescentes sur la face inférieure. Leur taille varie de 3 à 6cm en longueur et de 2 à 4cm en largeur. Le pétiole peut atteindre 2cm (**Aime ,1976**) et le nombre de stomates est d'environ 430 par mm². La durée de vie de feuilles est de 11 à 18 mois soit approximativement 14 mois en moyenne (**Pereira, 2007**). Leur chute n'a presque jamais lieu simultanément en Algérie (**Boudy, 1950**) et se produit en printemps. Certains événements accidentels peuvent mener à une défoliation plus rapide c'est le cas d'une forte abondance de pluies d'hiver (**Pereira, 2007**), d'une période de chaleur ou d'une récolte exagérée du liège (**Natividade, 1956**).

Les **bourgeons** sont ovoïdes à écailles tomenteux surtout sur les bourgeons terminaux (**Artigue et Lepoutre, 1967**). Après un feu de forêt, les bourgeons dormants sous l'écorce se réveillent et donnent naissance à des pousses. Cette protection permet au chêne liège de reformer une couronne végétale environ vingt mois après le passage du feu (**Natividade, 1956 ; Margot, 2006**).

Le chêne-liège est une espèce monoïque. Il commence à fleurir à l'âge d'environ 15 à 20 ans (**Pereira, 2007**). La saison de floraison est conditionnée par le climat, l'altitude et l'exposition. Elle s'échelonne généralement d'avril à mai. **Lamey (1893)** affirme qu'une deuxième floraison peut avoir lieu lorsque les premières pluies caractérisant la fin de l'été sont précoces.

Les **fleurs** mâles pendent en chatons filiformes et sont réunis par bouquet à l'extrémité des rameaux de l'année précédente (**Fraval, 1991**) alors que les fleurs femelles sont de petits boutons écailleux solitaires ou groupés par trois au maximum qui s'insèrent à l'aisselle du rameau de l'année en cours (**Battandier et Trabut, 1893**). La pollinisation se produit au printemps ; c'est seulement un mois et demi que les ovules accomplissent leur différenciation et leur fertilité ; ce phénomène se produit avec seulement un ovule mûrissant avec succès pendant l'automne. Ce phénomène se produit avec le pollen du même arbre qu'avec celui des autres arbres (**Pereira, 2007**). Selon plusieurs auteurs (**Saccardy, 1937 ; Boudy, 1950 ; Natividade ,1956 ; Pereira., 2007**) ; le chêne commence à **fructifier** dès l'âge de 15 ans. Il

peut aller jusqu'à 20ans et se poursuit au-delà de 100 ans (**Boavida et Varela, 1999**).

Les fleurs fécondées donnent naissance à des glands qui se développent principalement à la fin d'été et d'automne, pour atteindre la maturation complète en novembre (**Merouani et al., 2003**) voire entre octobre et janvier (**Natividade, 1956; Maire, 1961**).

La forme et les dimensions des glands sont très variables et suivant les arbres. Selon **Camus (1938)**, la forme et la taille du gland peut aller respectivement de l'ovoïde ou de l'arrondie à l'ellipsoïdal ; elle est de 2 à 4, 5cm de long sur 1,5 à 1,8 cm de diamètre. Ils sont en général de forme allongée à pointe courte et velue et la cupule se trouvant à la base du gland est écaillée et conique.

Parmi les cupules fructifères, il existe une grande diversité de forme et de dimension des écailles. Du point de vue dimensions ; il arrive que le grand axe atteigne les 5cm dans la forme macrocarpa alors qu'il ne dépasse pas le 1cm dans la forme microcarpa (**Natividade, 1956**)

Selon **Merouani et al (2001)** et vu l'importance de la taille des glands, il a été démontré qu'en pépinière la croissance des plants issus de grands glands est plus rapide que celle des plants issus de petits glands.

La glandée la plus abondante est généralement observée sur les arbres de 30 à 40ans. Selon **Natividade(1956)**, cette fructification est caractérisée par une alternance c'est à dire qu'après une ou plusieurs années de production réduite succède une ou plusieurs années d'abondances. Elle est irrégulière et de bonne qualité environ tous les 2 à 4ans (**Boudy, 1950**) voire 5 ans en Mamora (**Bouchafra et Fraval, 1991**).

Le chêne liège est doté d'une **racine** pivotante avec des ramifications latérales épaisses présentant une extension horizontale. Avec des racines superficielles, elles permettent un bon ancrage au sol et une absorption de l'eau à faible profondeur et sur une large surface (**Sauvage, 1961**) et même dans les sols les plus rocheux (**Saccardy, 1937**). Ce genre de ramifications est qualifié de distribution dimorphe (**Pereira, 2007**). Cet enracinement peut s'emmêler avec les racines des arbres voisins et s'associer avec le mycélium de certains champignons qui favorisent la capture des minéraux (**Lepoutre, 1965; Molinas, 1991**).

4.4-Longévité

L'âge limite du chêne liège est compris entre 300 et 500 ans. Cependant, pour un arbre qui est régulièrement écorcé cette limite n'est plus que de 150 à 200 ans (**Debierre, 1927 ; Saccardy, 1937 ; Boudy, 1950**). Selon **Metro(1958)**, cette longévité est de 80 à 100 ans dans l'étage bioclimatique semi-aride et de 200 ans dans l'humide. En Algérie et au Maroc, il existe des vieux arbres allant de 220 à 250ans dont la moyenne est estimée généralement à 150ans (**Boudy, 1950; Vignes, 1990**). Il en résulte que des levées successives, des conditions stationnelles ainsi que

d'éventuels incendies peuvent diminuer cette longévité.

4.5-Ecologie du chêne-liège

4.5.1-Exigences climatiques

Le chêne liège est écologiquement plastique ; il pousse sous des climats semi arides à humides à partir du niveau de la mer jusqu'à 2000m d'altitude mais sa croissance optimale se produit jusqu'à 600m d'altitude (**Magenot, 1942** et **Pereira, 2007**). Bien qu'étant une espèce xérophile, l'humidité reste un facteur limitant et son développement nécessite une hygrométrie atmosphérique journalière d'au moins 60% notamment durant la saison sèche (**Maire, 1926 ; Saccardy, 1937 ; Boudy, 1950**). C'est un arbre frileux qui exige une température moyenne annuelle comprise entre 13 à 19° alors que les minima ne doivent pas dépasser les -9° (**Boudy, 1950 ; Ghouil et al., 2003**). En outre ; **Zeraira (1981)** avance que l'élongation du bourgeon exige un seuil thermique supérieur à 0° avec un maximum ne dépassant pas les 20°. Il redoute les fortes gelées persistantes mais il a besoin d'une période de sécheresse pour prospérer (**Veillon, 1998**).

Les précipitations demeurent le facteur essentiel en matière de production subéro- ligneuse (**Zeraia, 1981**). Le développement du chêne liège nécessite une pluviométrie allant de 400 à 1200 mm voire 1700mm (**Maire, 1926 ; De beaucoup, 1956 ; Allili, 1983**). Ces conditions de pluviométrie ne se rencontrent que près du littoral en région méditerranéenne et de 200 à 300km à l'intérieur de la façade atlantique ; mais il peut toujours survivre avec une pluviométrie moins de 400 mm. Cependant, on considère qu'un développement équilibré peut être assuré par une valeur annuelle minimale de 500mm (**Pereira, 2007**). En Algérie, le chêne liège s'étend sur une aire recevant une pluviométrie annuelle moyenne comprise entre 600 et 1400mm soit une moyenne annuelle de 960mm.

4.5.2-Exigences édaphiques

Le chêne liège est une d'espèce calcifuge stricte se plaisant sur tous les substrats siliceux et acide (schiste, grès, gneiss, granite) mais craignant les terrains salés et l'hydromorphie permanente ainsi que les argiles compacts vu que son système racinaire est pivotant. Il préfère plutôt les terrains profonds et sableux surtout des roches riches en sables et pauvres en calcaires actifs tels que les grés (**Maire, 1926 ; Boudy, 1955 ; Pereira, 2007**). Il s'accommode à des sols peu fertiles et superficiels ou lourds mais il recherche préférentiellement plutôt des sols bien aérés et drainés et riches en matière organique (**Veillon, 1998**). Selon **Seigue (1987) ; Gogorcena et al. (2001)**, le chêne liège réclame des terrains ayant un pH compris entre 4.4 et 7.0 mais pas trop chargés en cailloux. Ces exigences varient néanmoins selon les particularités des stations qu'il colonise : Exposition (nord/sud), topographie (sommet, fond de vallon) et proximité de la mer.

4.6-Association du chêne liège et groupements forestiers

En Algérie, le chêne-liège forme généralement des peuplements purs mais il peut être mélangé avec d'autres essences selon l'altitude, l'exposition, le climat et la nature du sol.

En altitude et sur les expositions fraîches des étages bioclimatiques humides et sub-humides, les chênes à feuilles caduques dominent comme le chêne afares (*Quercus afares*). Dans les régions orientales et occidentales, le chêne zéen (*Quercus fagenia*) prend parfois la place du chêne-liège sur de grandes étendues. Sur les expositions chaudes de l'étage semi-aride comme sur les terrains secs à tendance calcaire, le chêne vert et le thuya prennent la place par interpénétration. Les formations du chêne-liège sont présentes en mélange principalement avec le chêne-zéen, le pin d'Alep et le pin maritime (sur le littoral et en basse montagne) en proportion variable (Quezel, 2000). Par ailleurs, on distingue au niveau de la forêt de chêne-liège trois principaux groupements :

1-Le groupement à Cytise qui couvre des versants situés les plus souvent à plus de 500 m d'altitude. C'est un groupement à caractère méso-méditerranéen et humide. En effet ; sous l'influence de l'altitude et du relief, la forêt est particulièrement humide et connaît en hiver un relatif rafraîchissement des températures.

2-Le groupement à bruyère arborescente et lentisque mais sans chêne-kermès qui couvre les versants situés à moins de 500m d'altitude dans les régions intérieures. C'est un groupement à caractère thermo-méditerranéen humide sublittoral à semis continental.

3-Le groupement à lentisque et chêne kermès ; il s'étend à basse altitude dans les régions littorales et sub-littorales. C'est un groupement à caractère thermo-méditerranéen humide et maritime.

La subéraie résulte avant tout de l'association entre *Quercus suber* et *Erica arborea* qui sont les espèces les plus caractéristiques acidiphiles de large répartition sur les terrains siliceux et de bioclimats humide et subhumide. Ce groupe comprend entre autre : *Cystus salviifolius*, *Arbutus unido*, *Clinopodium vulgare*, *Lavandula stockas*, *Tuberaria commutata*, *Erica scoparia* et *Daphne gnidium*. La dégradation favorise aussi les espèces suivantes caractéristiques des sols décapés : *Cyctus monspeliensis*, *Bellis sylvestrice*, *Ampelodesma mauritanicum*, *Hypochaeris radicata*, *Brisa maxima*, *Aira tenorei*, *Festuca coeruleascens*, *Hedysarum coronarium*, *Cynosuru sechinates*, et *Stachyso cymastrum* (Seigue, 1985)

A basse altitude et dans des conditions plus marquées par la sécheresse, ce groupe lié à la dégradation du sol est renforcé par la végétation *Hypericum humifusum*, *Hyparrhre niahirta*, *Erica multiflora* et *Fumanathy mifolia*. Les faciès forestiers sont souvent avec une densité très appréciable en chêne liège, ils sont un couvert arbustif dense se distinguant par les espèces humicoles suivantes liées à la constitution d'un sol riche en matière organique et plus ou moins épais : *Viburnum tinus*, *Smilax aspera*, *Crataegus monogyna*, *Discorea communis*, *Lathyrus tingitanus*, *Rubus ulmifolius*, *Melica minuta*, *Pteridium aquilinum*, *Trifolium bocconeii*, *Brachypodium sylvaticum*, *Rubia peregrina*, *Asplénium adiantum nigrum* et *Cyclamen africanum*. A basse altitude se développe largement les espèces suivantes qui caractérisent les subéraies à lentisque et à chêne kermès : *Pistacia lentiscus*, *Phillyrea angustifolia*, *Quercus coccifera*

Chamaerops humilis, *Myrtus communis* et *Teucrium fruticans*. A une altitude supérieure à 500 m, s'affirme le groupe caractéristique suivant qui distingue la subéraie à cytise : *Cytisus villosus*, *Gallium rotundifolium*, *Rhaponticoide africana*, *Chrysanthemum fontanesii* (Zeraia, 1982).

4.7-Régénération du chêne liège

Comme pour la plus part des essences feuillues, le chêne liège se régénère par deux méthodes, l'une naturelle et l'autre artificielle

4.7.1-Régénération naturelle

Parmi les principaux facteurs intervenant dans le taux de réussite de ce mode de régénération, on cite l'abondance des glands, l'absence du pâturage et d'incendies et surtout l'absence du ramassage des glands par les riverains (Nsibi et al., 2006).

4.7.1.1-Régénération par semis

Les jeunes plants issus de la germination des glands tombés au sol, ont besoin durant les premières années d'un couvert végétal léger pour se protéger pendant les mois d'été contre les insulations et des vents desséchants (Boudy, 1950 ; Belghazi et al., 1995) .Un sous-bois dense et élevé concurrence souvent les jeunes plants qui risquent de se disparaître (Dahmani et al., 2000).D'autres facteurs défavorables à l'installation des semis et à leur survie notamment le recouvrement des arbres de la futaie et la réceptivité du sol (Messaoudene et al.,2003). Les contraintes édaphiques sont responsables d'une bonne part du taux d'échecs des plantations des semis du chêne-liège (Boudy, 1952 ; Lepoutre, 1965).Ces derniers s'installent d'autant plus facilement que la couverture de sable est moins épaisse (Marion, 1951).

4.7.1.2- Régénération végétative

Les souches peuvent rejeter et donner des rejets vigoureux jusqu'à un âge très avancé (75 à80ans) selon les conditions écologiques (Cemagref, 1983).A ceci, s'ajoute le diamètre moyen de la souche qui ne doit pas dépasser les 80cm (Messaoudene, 2009 ; Roula et al., 2019). Cette faculté de rejeter diminue pour les arbres soumis régulièrement au déliègeage (Seigue, 1985, Roula et al., 2019). Les rejets qui se forment sont caractérisés par une croissance assez rapide et leur nombre se restreint dans les premières années par le jeu de la concurrence (Saccardy ,1937).Le chêne liège drageonne sur des racines superficielles ayant subi un traumatisme notamment après un incendie. Après un feu, les bourgeons dormants sous l'écorce se réveillent et donnent naissance à de nouvelles pousses. Cette protection permet au chêne liège de reformer une couronne végétale environ vingt mois après le passage du feu (Natividade, 1956 ; Margot, 2006 ; Catry et al., 2012).

4.7.2-Régénération assistée

La non maîtrise des techniques d'élevage de plants du chêne liège en pépinière pose un problème majeur c'est celui de l'enroulement des racines latérales. En effet, la forte

croissance du pivot provoque le problème de chignon lorsqu'il atteint le fond du sachet, avant même l'apparition de la tigelle dans les pépinières au sol (**Letreuch-Belarouci, 1991**) **Hachechena (1995)** avance que les plants en conteneurs résistent mieux à la transplantation en forêt dont le taux de réussite varie de 60 à 100%. Pour le semis des glands, la réussite de cette régénération est conditionnée par la mise en défens du périmètre que par les soins et entretiens apportés, notamment les arrosages en été, le binage et le désherbage des jeunes plants (**Belghazi et al., 2001**).

4.8-Problématique de la subéraie en Algérie

4.8.1- Distribution du chêne liège

Les forêts méditerranéennes couvrent environ 85 millions d'hectares soient 2 % de la superficie forestière mondiale (**FAO, 2013**). Ces sont constituées principalement de feuillus environ 60% (**Mugnossa et al., 200**). La part des subéraies ne dépasse pas les 3% soit une superficie très restreinte de 2.7 millions d'hectares réparties autour de 7 pays : 21% en Algérie, 3% en Tunisie, 15% au Maroc, 33% au Portugal, 23% en Espagne, 10% Italie, et 1% en France (**Aronson et al., 2009**). D'après **Pausas et al. (2009)**, En Afrique du nord, la superficie actuelle est probablement inférieure à 30% de sa superficie potentielle à cause des incendies, du surpâturage et l'absence d'aménagement (**Charco, 1999 in Pausas 2009**).

En Algérie ; en 1858 ; la superficie était estimée à 208000 hectares dont plus de 190000 hectares occupaient la région de l'Est. Cependant, avec la multiplication des missions d'arpentage, ce chiffre a évolué pour atteindre près de 440000 hectares durant l'année 1870 (**Puyo, 2004**). Le chêne-liège est disséminé à l'origine entre 459000 ha (**Lamey, 1893**) et 470 000 hectares (**Charlemagne, 1894**). Selon **Fosa (2007)**, les véritables subéraies productives correspondent à la moitié de cette superficie soit environ 229 000 hectares. Les différentes estimations de la superficie de la subéraie algérienne données par **Zeraia (1981)** se situent entre 400000 et 480000 hectares). **Salazar Sampaio (1988) et Veillon (1998)** notent que les diverses dégradations ont réduit cette aire qui oscille autour de 200 000 hectares. Les estimations officielles de la **D.G.F (2007)** font état de 220000 hectares productifs. Le dernier inventaire national donné par **B.N.E.D.E.R** en 1984 évalue la superficie de la subéraie productive à environ 229 000 hectares soit 138.500 hectares de vieilles futaies (60.5%), 84.702 hectares de jeunes futaies (37%), 3.434 hectares de perches (1.5%) et 2.284 hectares de taillis (soit 1%).

On remarque qu'il y a des écarts d'estimation de la superficie. En effet, les peuplements de chêne-liège dans les différents pays et parfois même dans les diverses régions d'un pays donné présentent des densités et des surfaces d'occupation à l'hectare très différentes allant du peuplement fermé au peuplement clairsemé voire au maquis, où le chêne se trouve à quelques pieds à l'hectare. Ceci rend difficile voire aléatoire toute comparaison statistique directe (**Salazar Sampaio, 1988**). La dégradation continue de cet écosystème provoque la difficulté de définir la notion de surface occupée du chêne-liège ; elle peut se trouver en mélange avec d'autres espèces

comme les pins et les autres chênes (**Zeraïra, 1981**).

Les conditions thermiques et pluviométriques expliquent l'aire géographique de l'espèce à l'échelle continentale. En effet, ces conditions ne se rencontrent qu'en bord de la mer Méditerranée et jusqu'à 200-300 km à l'intérieur des terres sur la façade atlantique. On trouve le chêne-liège nulle part ailleurs dans le monde à l'état naturel. Tous les essais d'introduction se sont soldés par des échecs (Amérique, Russie, Japon notamment).

Le chêne liège est commun dans le Tell à l'est d'Alger. Il occupe surtout le littoral oriental, de Dellys jusqu'en Tunisie (Kabylie, Jijel, Collo, El Milia, Edough, Djebel Ghorra), et s'étend sur une largeur maximale de 60-70 km, jusqu'aux chaînes du Tell constantinois (Constantine, Guelma, Souk Ahras), où il forme le plus souvent à l'état pur de vastes peuplements et parfois en mélange avec le Pin maritime. Dans l'ouest algérien, le chêne-liège est plutôt dispersé. Il est assez répandu aux environs de Ténès et Cherchell (Djebels Bissa et Tacheta) ; il ne constitue en Oranie que quelques massifs de faible étendue, l'un à M'Sila, (Oran) et les autres se rencontrent sur les versants nord, les plus arrosés, des montagnes telliennes (Teniet El Had, Tiaret, Mascara, et Tlemcen) (**Louni, 1994**).

4.8.2-Facteurs de dégradation de la subéraie

Il existe différentes causes qui interviennent dans la dégradation de la subéraie dont le dépérissement. C'est un phénomène observé pratiquement dans tous les pays producteurs du chêne liège. Il est apparu dans les années 1980/1990 et semble s'accélérer depuis les années 2000 (**D.G.F., 2006**). Il se manifeste par une défoliation successive associée à l'évolution des états sanitaires pouvant aller à la mort de l'arbre. Cette situation a pour conséquences une diminution de la quantité du liège et la disparition de l'espèce.

Plusieurs facteurs sont mis en causes, parmi lesquels on trouve selon **Bouhraoua et Villemant (2005)** i) les facteurs de prédisposition qui opèrent de manière continue sur de longues périodes entraînant l'affaiblissement de l'arbre sans pour autant provoquer l'apparition des symptômes, ii) les facteurs de déclenchement qui agissent de façon ponctuelle en réduisant la capacité de défense des arbres et créant les conditions favorables à l'action des facteurs d'accélération (insectes défoliateurs, champignons et incendies) et iii) les facteurs aggravants : ils interviennent en fin de cycle en causant souvent la mortalité des arbres ; on cite les xylophages secondaires et les phytopathogènes.

En Algérie, les dépérissements observés sont liés à l'enrésinement avec le pin d'Alep, à l'embroussaillage et aux incendies (**Bouhraoua et Villemant, 2005 ; Bouhraoua, 2016**).

Benjamaa et Piazzetta (2006) ont démontré que le déliègeage mal effectué est le facteur associé au déclin du chêne liège en Algérie.

D'une façon générale le dépérissement résulte de multiples interactions :

1-Absence de traditions subériculturelles et de sylviculture appropriée

Selon **Benabid(2000)**, la plupart des programmes d'aménagement et des 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.

Par conséquent, leur application constitue un phénomène de dégradation et de destruction des subéraies voire à l'origine de leur mauvais état. Certains aménagements ont proposé de substituer toutes les subéraies clairsemées par des peuplements artificiels d'essences exotiques qui sont réputées très rentables à court terme.

En Algérie, et selon **Messaoudene (1998)**, l'élimination des deux essences résineuses concurrentes à savoir le pin d'Alep se trouvant dans la région centre-ouest et du pin maritime dans la région centre-est est envisageable car leur forte propagation de régénération naturelle peut nuire d'avantage l'avenir du chêne liège. En outre ; la réhabilitation durable des subéraies algériennes exige au préalable, la réhabilitation de la politique subériculturelles, puis l'établissement d'un programme planifié à court, moyen et long terme (**Messaoudene, 2000**).

2-Les coupes, le ramassage de glands et les défrichements

Les coupes rases à blanc-étoc, entreprises légalement par les gestionnaires, constituent l'un des principaux facteurs de dégradation des forêts de chêne-liège, en raison du fait qu'elles perturbent profondément les conditions écologiques des subéraies. Cette pratique s'est avérée très nocive pour les subéraies de montagne (**Seigue, 1985 ; Benabid, 2000**). Ce dernier auteur considère, que les défrichements de la subéraie constituent le facteur de destruction le plus dangereux et incontestablement le plus brutal. En effet, certains de ces défrichements sont prévus par les programmes d'aménagements forestiers en particulier pour la suppression des subéraies clairsemées en vue de leur reconversion en peuplements artificiels d'essences exotiques. On dispose d'un bilan des défrichements commis par la population riveraine au niveau de la forêt domaniale Rekkada Metlatine sur une période de 10 ans (**Tableau 1**).

Tableau 1 : Bilan de défrichement de la forêt de Texana(Jijel) entre 2001 et 2010

Année	Défrichements (ha)	Année	Défrichements (ha)
2001	0 ,636	2007	0 ,200
2002	0 ,450	2008	0 ,020
2003	0 ,350	2009	-
2004	0 ,360	2010	0 ,2000
2005	1 ,550	Total	5,566
2006	-		

Source : Circonscription de forêt de Texenna

Signalant que le ramassage des glands qui est pratiqué par la plupart de ménages entrave toutes possibilités de régénération naturelle. Cette récolte qui avoisine la production totale de la forêt, est souvent commercialisée et le reste est consommé par les riverains et leur cheptel.

3-Le pâturage excessif

Les massifs forestiers algériens constituent les principaux terrains de parcours. Pour les subéraies la présence du bétail, souvent en grand nombre durant toute l'année, empêche toute possibilité de régénération naturelle, par le broutage et le piétinement. Ceci entraîne la disparition et la réduction considérable des semis voire des rejets. Le piétinement contribue aussi au tassement des sols qui deviennent non favorable au développement des jeunes semis ; il rend l'opération d'enracinement difficile (**Hasnaoui, 1995**).

4-Les attaques d'insectes ravageurs

Parmi les ravageurs du chêne liège les plus répandus, on distingue :

*Le Bombyx disparate (*Lymantria dispar* L) dont ses chenilles se nourrissent des feuilles entraînant une défoliation complète de l'arbre pendant la période de mai à juin. Ces attaques peuvent intéresser d'importants territoires sur plusieurs milliers d'hectares et compromettre aussi bien la glandée que la récolte du liège.

*Le platipe (*Platypus cylindrus*) : c'est un xylophage secondaire s'attaquant aux arbres dépris ou très affaiblis (**Benjamaa et al., 2007**). Selon **Durand et al. (2004)**, les arbres déliégés constituent les cibles principales du platipe en France. Ce résultat concorde avec celui d'**El Antry-Tazi et al. (2007)** au Maroc et **Belhoucine et al. (2011)** en Algérie. La période de déliègeage coïncide souvent avec l'activité de vol de l'insecte à la recherche des arbres à coloniser. Cet insecte se manifeste par la présence de la sciure blanche expulsée des galeries. Des dessèchements des feuilles des rameaux et branches sont constatés en cas d'attaques importantes.

5-Les incendies de forêts

Le facteur de dégradation le plus redoutable de la forêt algérienne méditerranéenne est, sans conteste, l'incendie de forêt (**Missoumi, 2002 et Madoui, 2002**). Selon **Messaoudene (2000)**, la forte régression des subéraies productives est liée généralement à la forte dynamique des feux de forêt. C'est un facteur de déclenchement du phénomène de dépérissement des subéraies. En effet, un passage des feux entraîne la dégradation de la vitalité des arbres voire la mort des sujets surtout récemment démasclés. Le chêne liège survit grâce à la couche liégeuse qui protège le tronc, en lui évitant d'être endommagé et tend à se reconstituer normalement (**Pausas, 1997 ; Trabaud, 1992a**). Quant au sous-bois et durant les premiers stades post incendie, il est constitué essentiellement d'espèces herbacées pionnières, formant ainsi de véritables pelouses ouvertes et des parcours luxuriants pour les animaux (**Chevalier, 2002 ; Lehouerou, 1980 et Trabaud, 1980**). Cet état de fait a été constaté dans les subéraies de la région de Texenna où la majorité des placettes se présentent sous forme de maquis arborés après l'ouverture du milieu par le feu (**Roula, 2021**).

6-Les mauvaises levées

C'est un facteur de stress occasionnant naturellement des traumatismes à l'arbre. D'abord par la mise à nu de la mère l'année de l'exploitation puis par les blessures de levées qui en résultent. Celles-ci sont particulièrement dommageables surtout lorsque la proportion perdue

Chapitre I : Généralités sur les incendies de forêt et le chêne-liège

de la mère est importante. Le bois nu se trouve donc exposé aux aléas climatiques, aux pourritures et aux attaques de pathogènes. L'arbre s'affaibli et devient très vulnérable et par conséquent sa durée de vie est considérablement diminuée.

Chapitre II :
Etude du milieu

1- Milieu physique

1.1-Localisation géographique

La région de Texenna est doté d'un potentiel subéricole très important ; elle est située à 22 km au sud-est du chef-lieu de la wilaya de Jijel (36 ° 39 '38' Nord 5 ° 47' 28 " Est). Elle est limitée par la mer méditerranée au nord et par différentes communes niveau des autres directions (**Figure 3**). Les coordonnées géographiques relatives sont indiquées dans le tableau 2.

Tableau 2 : Coordonnées géographiques de la région de Texenna

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

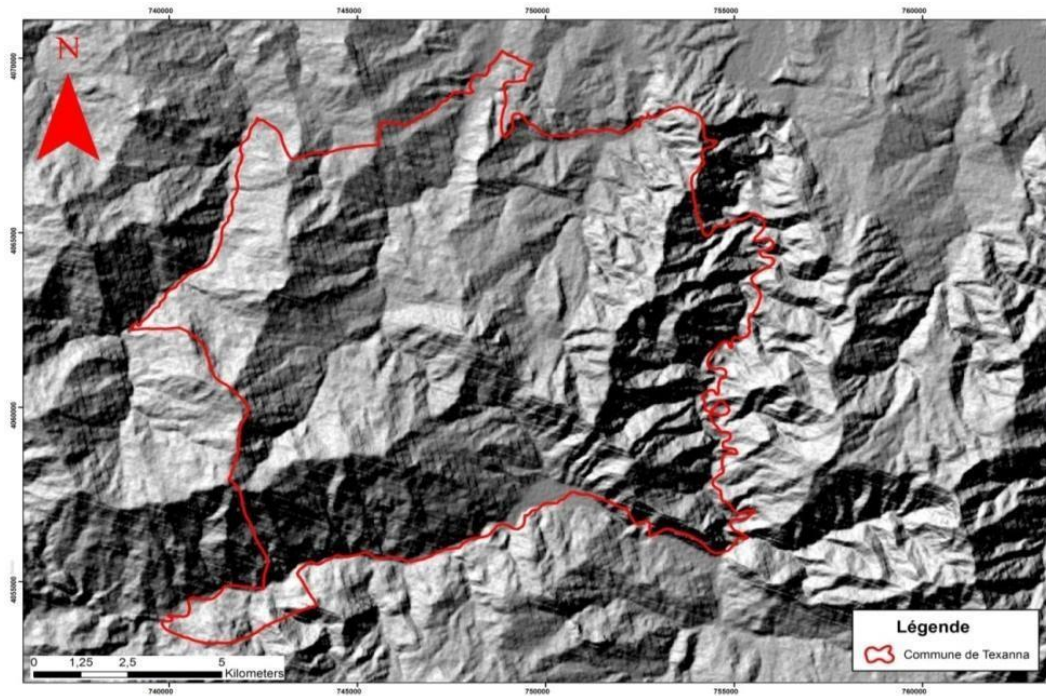


Figure 3 : Situation géographique de la région de Texenna (Jijel) (Sissaoui et al., 2017)

1.2- Orographie et hydrographie

1.2.1-Relief et topographie

La région de Texenna est caractérisée par un relief accidenté et pentu en donnant ainsi un paysage montagneux, aux sommets aigus par endroits et arrondis par d'autres. L'altitude est souvent élevée (**Figure 4**).



**Figure 4 : Carte de relief de la région de Texenna (Image ASTER GDEM2
(Source :USGS 2011)**

Le relief est le résultat des phénomènes géologiques de la région, il est marqué par de grands contrastes topographiques dont les principales formes 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 oscillant entre 1042m sur Djebel Sendouh et 1075m sur le pic de R'kibet Es sebatat (canton El Djouanebe).
- Les dépressions : ce sont des zones basses, situées entre les chaînes de montagnes. La déclivité est un facteur primordial à l'analyse orographique. En effet, selon les travaux de **B.N.E.D.E.R (2012)** sur la région de Texenna, quatre classes de pente ont été retenues et représentées dans le **tableau 3** suivant. La **figure 5** illustre la répartition cartographique des différentes classes de pente (**B.N.E.D.E.R., 2012**).

Tableau 3 : 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 tableau4, montre que la zone d'étude est caractérisée par un relief dominé par les pentes fortes (12,5 à 25 %) avec 67%, à très fortes (>à 25%) atteignant 70% par endroits. La présence des pentes avoisinant 100 % s'observe dans certains endroits. Ceci 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 5**). Au milieu de la région, on note plus de terrains à pente moyenne à forte. Les terrains plats de faible pente (<3%) de la classe 1 sont rares.

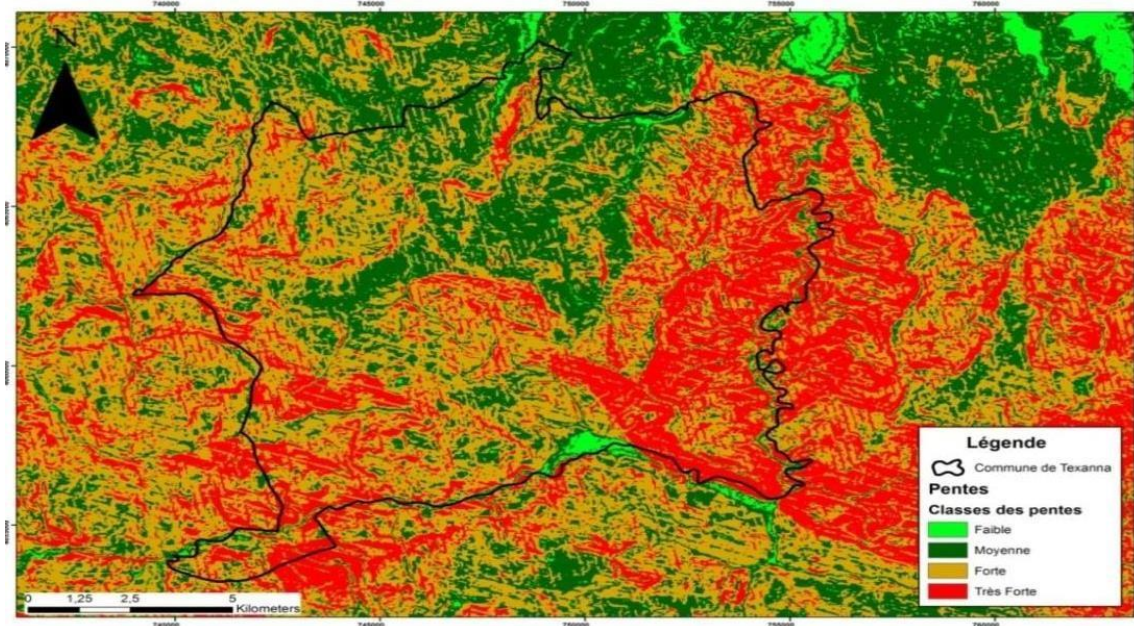


Figure 5 : Répartition des classes de pente dans la région de Texenna (Image ASTER GDEM2 (source : USGS 2011))

Sur le plan altimétrique, la région de Texenna est une composante naturelle influencée par son relief. Selon les travaux de **B.N.E.D.E.R (2012)**, l'hypsométrie est très variée ; elle est caractérisée par des altitudes basses de plaines ou littoral jusqu'aux altitudes élevées de montagnes (**Figure, 6**). Ils croissent de part et d'autres sur les lits des principaux oueds, vers lenord - est correspondant à l'orientation générale du relief.

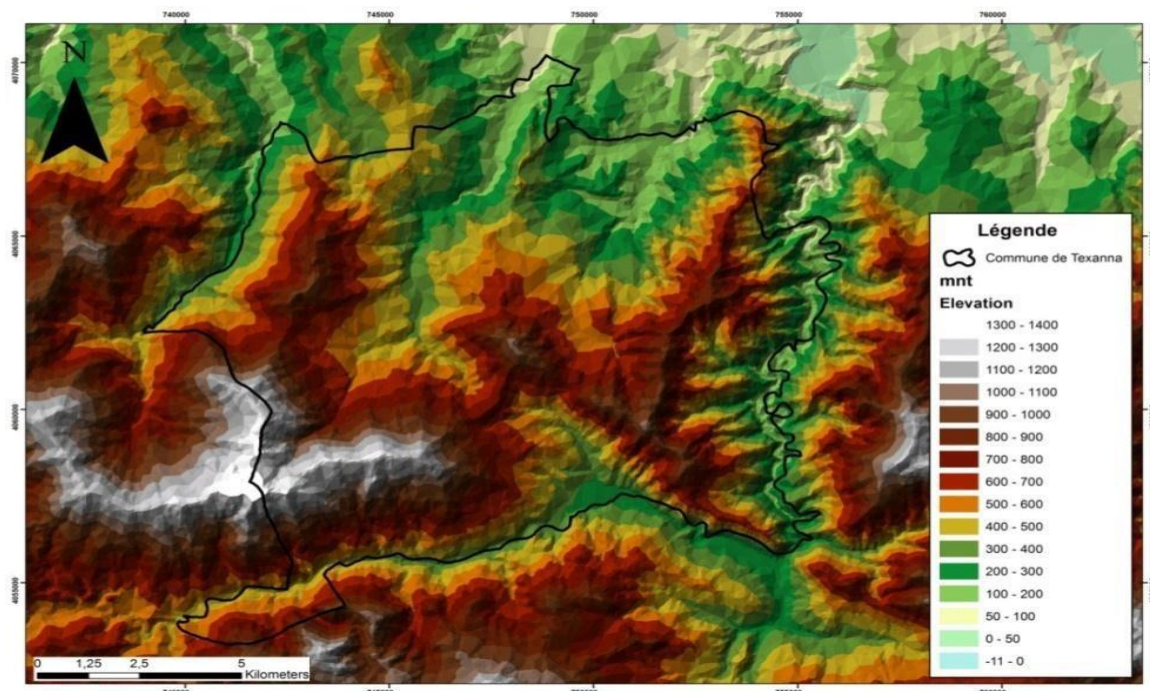


Figure 6 : Répartition des classes d'altitudes dans la région de Texenna (Image ASTERGDEM2 (source : USGS 2011))

Globalement, la région de Texenna est située à une altitude moyenne de 725m du niveau de la mer. Les tranches altitudinales les plus répondues sont celles comprises entre 600–700 m et 700-800m. Par contre, la tranche la moins répondue est comprise entre 100–200m, représentant l'altitude la plus faible. L'altitude la plus élevée est de 1349 m située à Djebel Elma El Bared On déduit que le territoire de la zone d'étude est de type montagneux caractérisé par de fortes pentes et d'altitude moyenne à élevée.

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 7**).

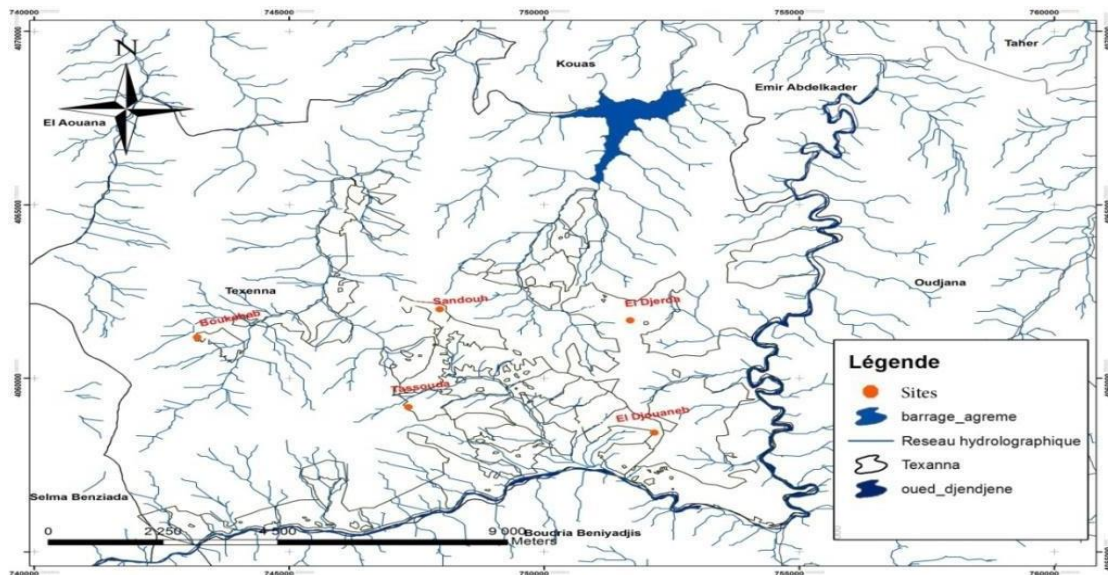


Figure 7 : Réseau hydrographique de la région Texenna (ANRH, 2015)

C'est un réseau hydrographique dense constitué d'une série d'importants oueds, tels qu'Oued Djendjen, Oued Agrem et Oued Mencha. Leurs nombreux affluents assurent les ressources hydrographiques applicables par leurs débits. Mais les deux principaux oueds drainant la zone d'étude sont :

- **Oued Djendjen** qui est le plus important par ses apports en eau ; il draine la partie sud-est de la région de Texenna. Il est alimenté par une multitude d'affluents et chaâbets qui prennent naissance sur les hauteurs de la ligne de crêtes et des hauteurs de Tamesguida.
- **Oued Mencha** draine la partie nord-ouest avec son principal affluent Oued Agrem. À leur rencontre, les Oued Agrir et Boubrid forment l'Oued Agrem qui forme le lac du barrage Agrem au nord de la forêt (**B.N.E.D.E.R., 2012**).

1.3- Géologie et pédologie

1.3.1- Géologie

Les principales formations lithologiques rencontrées dans la région de Texenna sont les calcaires et dolomies dures, les grés, le gneiss et les flysch (**B.N.E.D.E.R., 1997**). **Le tableau**

5 suivant montre l'importance de chaque type de formation géologique et la **figure 8** illustre la distribution cartographique de ces formations.

Tableau 4: 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
Grès	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 dominant les grès et les schistes. Elle occupe la première place en matière de surface (plus de $\frac{3}{4}$) ; on trouve ce substrat dans tous les cantons de la région d'étude (**figure 8**).
- **Gneiss** : ce sont des roches métamorphiques feuilletées ; ce substrat occupe une superficie qui le place en deuxième position après les flysch soit 15,90%.
- **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 ; ce substrat est localisé uniquement au sud.

Il en résulte que 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.

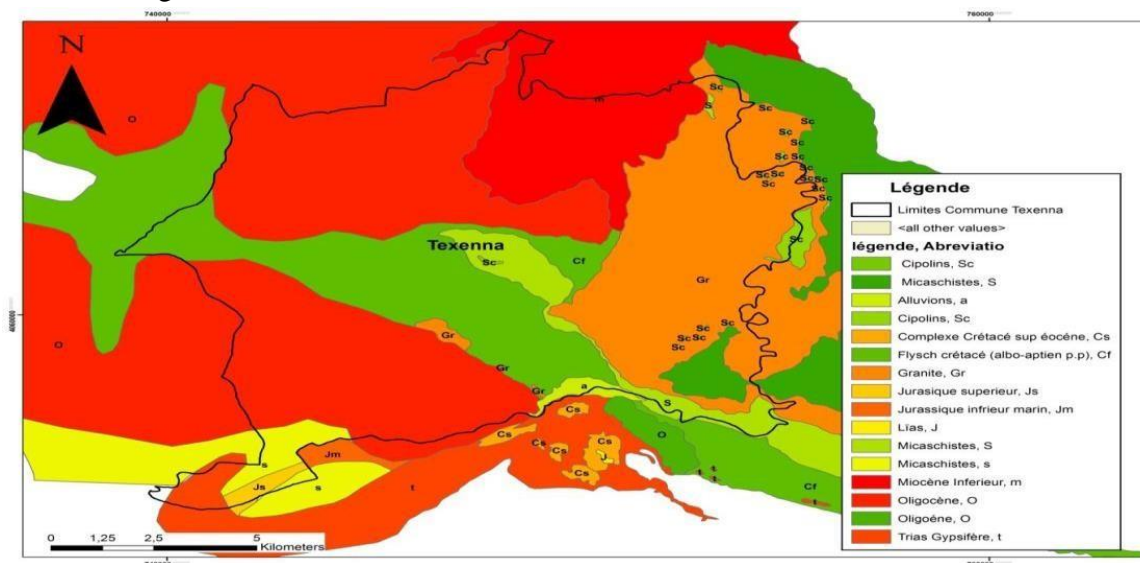


Figure 8 : Carte géologique de la région de Texenna (Delga, 1953)

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 (**B.N.E.D.E.R., 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. Ils sont répartis 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 renfermant 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 à base d'espèces telles que le lentisque ; calycotum ; myrte et bruyère.

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 évolués 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 est la combinaison de plusieurs facteurs agissant sur la croissance des végétaux et les manifestations des attaques parasitaires. Son action sur le chêne-liège 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 (**Messaoudene 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**). Par ailleurs, la dynamique des feux de forêt est fortement influencée par ces facteurs climatiques qui sont à l'origine des incendies de forêt (**ORIEUX, 1974**).

Afin de caractériser au mieux le climat de notre zone d'étude, on a jugé utile d'étudier les principaux facteurs climatiques à savoir la pluviométrie et la température. En effet, l'analyse

de l'évolution des précipitations dans une région donnée est l'un des indicateurs naturels fiables de prévisions des incendies.

Globalement, le climat algérien est caractérisé par sa grande variabilité de précipitations et des températures annuelles, due essentiellement aux irrégularités topographiques et aux influences opposées de la méditerranée et du Sahara.

L'Algérie du nord-oriental représente la région la plus arrosée du pays et détient, de fait, la part la plus importante des ressources en eau de surface. En effet, 60% des précipitations provenant des perturbations cycloniques se forment dans l'ouest atlantique. Elles sont véhiculées par les vents et traversant la méditerranée occidentale et finissent par arroser le littoral qui absorbe la part la plus importante de pluie.

Comme toutes les régions du littoral algérien, la wilaya de Jijel bénéficie d'un climat tempéré avec un hiver doux caractéristique des zones méditerranéennes.

origine des données

Les données utilisées sont extraites des travaux de **Seltzer (1946)** pour les données pluviométriques anciennes se rapportant à une période de 25 ans (1913-1938). Elles sont complétées par des données récentes sur une période similaire de 25 années (1992-2017); elles sont fournies par la station de l'office national météorologique (**O.N.M.,2018**) d'Achouat (Jijel). Cette station est située au même niveau de la mer et à une distance de 10 km de la région de Texenna (**Tableau 5**). Cette durée de mesures permet d'avoir une idée assez précise sur le climat de la région d'étude; elle explique entre autre, le régime pluviométrique qui dissimule souvent des variations cycliques de très courte durée.

Tableau 5 : Coordonnées de la station météorologique de référence (ONM, 2018)

Station	Latitude Nord	Longitude Est	Altitude (m)	Période
Achouat	36° 49'	05° 47'	4	1992-2017

1.4.1.1- Précipitations

Le **tableau 6** et la **figure 9** montrent respectivement la répartition moyenne mensuelle des pluies enregistrées à la station météorologique de Jijel et celle corrigée pour la zone d'étude.

Tableau 6 : Précipitation moyenne mensuelles (mm) enregistrées à Jijel (1992-2017)

Mois	Déc.	Janv.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Tot.
P (mm)	194,6	128,8	100,8	73,4	83,1	45,5	13,1	3,4	12,5	52,9	80,7	145,7	934,4

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, on a procédé à des corrections pluviométriques proposées par **Seltzer (1946)** pour les climats humides. En effet, selon cet auteur, les pluies annuelles augmentent de 40 mm à 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 1224,4mm.

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 9.

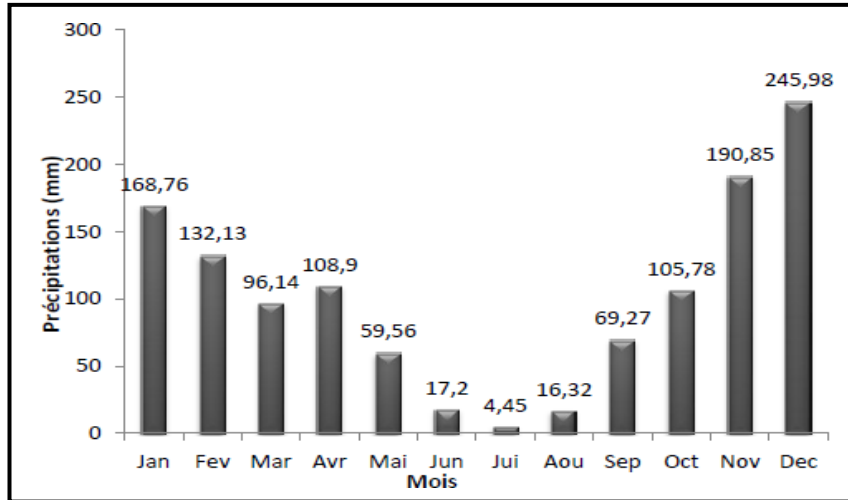


Figure 9 : Répartition moyenne mensuelle des précipitations (mm) corrigées de la région de Texenna de (1992-2017)

Tableau 7: Précipitations moyennes mensuelles corrigées (mm) pour la station de Texenna de (1913-1938) (Source : Seltzer, 1946).

Mois	Déc.	Janv.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Tot.
1913-1938	263,1	239,5	177,4	132,8	101,7	70,7	33,5	3,7	8,7	69,5	155,1	238,3	1495

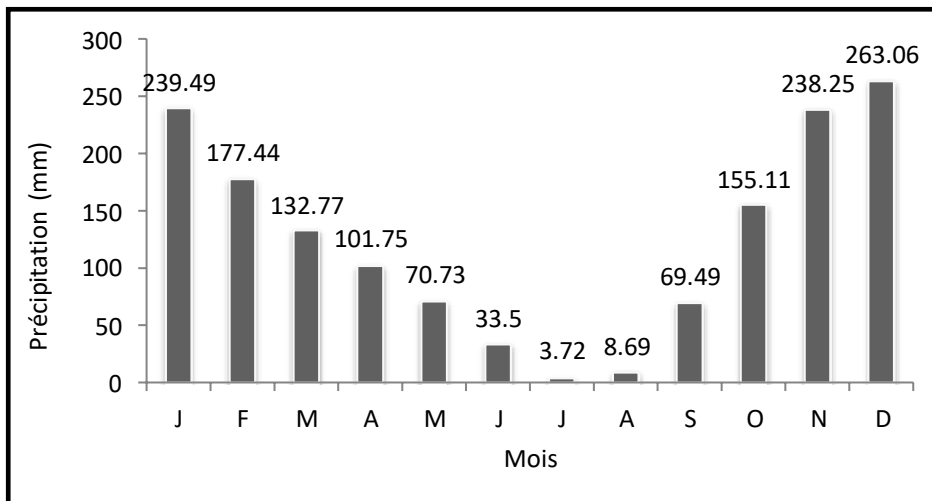


Figure 10 : Répartition moyenne mensuelle des précipitations (mm) corrigées de la région de Texenna de (1913-1938).

La figure 09 montre que la région de Texenna 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. Quel que soit la période, ces pluies montrent une répartition irrégulière au cours de l'année.

La moyenne annuelle des précipitations ainsi enregistrée durant la période allant de 1992 à 2017 est de l'ordre de 1224 mm contre 1494 mm durant l'ancienne période (1913-1938) (**Tableau 7**). Ceci représente une régression de 269,6 mm, soit un déficit de l'ordre de 18%.

précipitations saisonnières et indicatif saisonnier de Musset (1935)

La connaissance de la pluviométrie moyenne annuelle (ancienne et actuelle), même sur une longue période, doit être complétée par la détermination de la répartition saisonnière des pluies dans l'année (**Chaumont et Paquin, 1971**).

Selon les données de **Seltzer (1946)**, la hauteur des pluies hivernales est de 680 mm; actuellement on enregistre une baisse assez sensible de 124mm, soit 556 mm. Le mois de décembre reste le mois le plus pluvieux avec une valeur moyenne de 246mm. En revanche, l'été enregistre des quantités de pluies mensuelles insignifiantes correspondant à un taux négligeable de 3 % du total annuel.

L'Indice de Musset indique pour les deux périodes, que la région de Texenna est soumise à un régime saisonnier classique (HAPE) ; les pluies sont abondantes en hiver-automne, avec un degré moindre en printemps (**Tableau 8**).

Tableau 8 : Précipitations moyennes saisonnière (mm) pour la région de Texenna

Saison Période	H	%	P	%	E	%	A	%	Indice de Musset
1913 -1938	680,0	45,5	305,3	20,4	45,9	3,1	463,3	31	HAPE
1992 -2017	555,9	45,4	264,6	21,6	38,0	3,1	365,9	30	HAPE

La **figure 11** ci-dessous montre une fluctuation des précipitations annuelles (1992-2017) dans la région de Texenna. Les quantités de pluies très importantes dépassant les 1100 mm sont notées dans la plus part des années surtout à partir de 2007. Cependant, on a remarqué que les années hydrologiques 2000, 2001, 2003 et 2005 sont caractérisées par des quantités de pluies inférieures à 1000 mm.

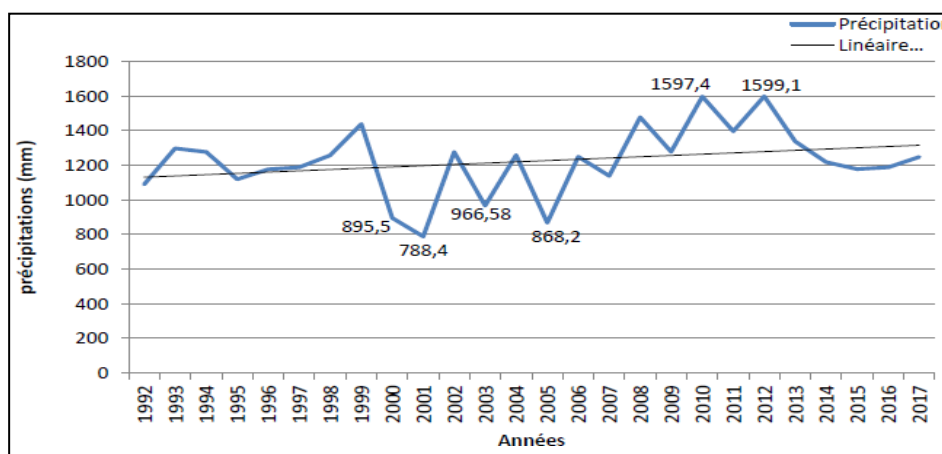


Figure 11 : Evolution annuelle de la pluviométrie corrigée pour la période 1992-2017 à Texenna

1.4.1.2-Températures

La température est un autre paramètre qui, influe sur le développement et la croissance de l'arbre et du liège (Costa et al., 2002 ; Ghalem et al., 2018). En outre, les températures moyennes mensuelles et annuelles régissent directement, en interaction avec les autres facteurs météorologiques (précipitation, insolation, etc...) par l'augmentation de la température des combustibles, la diminution de la teneur en eau et la réduction de l'humidité atmosphérique (Trabaud, 1989).

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.

La détermination du climat régional s'avère très corrélée aux températures moyennes annuelles « T » et aux valeurs moyennes des minima du mois le plus froid et des maxima du mois le plus chaud. Le tableau 9 illustre les températures moyennes mensuelles enregistrées au niveau de la station de Jijel (O.N.M., 2018).

Tableau 9 : 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	30,0	31,0	28,5	25,6	20,4	17,1	23,0
m (°C)	6,7	6,5	8,1	9,6	12,9	16,5	19,0	20,3	18,3	15,1	10,8	8,1	12,7
T (°C)	11,4	11,6	13,6	14,7	18,6	22,0	24,5	25,7	23,4	20,4	15,6	12,6	17,8

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 5,1 °C. Les coefficients de correction appliqués pour les 12 mois de l'année ont permis d'obtenir de nouvelles valeurs corrigées pour la zone d'étude (Tableau 10).

Tableau 10 : Températures moyennes mensuelles (°C) corrigées pour la région de Texenna (1992-2017)

Mois	Janv.	Fév.	Mar	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Moy.-A n.
M (°C)	11,6	14,0	14,8	19,2	22,4	24,9	25,9	23,4	20,5	15,3	12,0	11,0	17,9
m (°C)	3,6	5,20	6,7	10,0	13,6	16,1	17,4	15,4	12,2	7,9	5,2	3,8	9,8
T (°C)	7,6	9,6	10,8	14,6	18,0	20,3	22,2	19,4	16,4	11,6	8,6	7,4	14,2

Il ressort du tableau 10 que la température moyenne annuelle au niveau de la région de Texenna et de l'ordre de 14,2 °C. Les minima thermiques sont enregistrés au mois de janvier avec 3,6 °C et les maxima au mois de juillet avec une valeur de 26.0°C.

La valeur du mois le plus froid pour l'ancienne période (**Tableau 11**) affiche 2,3 °C et 3,6 °C pour la période récente (**Tableau 10**). Ceci indique une augmentation de la température hivernale de l'ordre de 1,3°C. Quant aux températures maximales, elles sont enregistrées pendant le mois de Juillet (21,4°C et 25,9°C) (**Tableaux 11 et 12**), ce qui montre une augmentation de la température estivale absolue de 4,5°C d'où il s'agit d'une élévation importante.

La température moyenne annuelle pour l'ancienne période est de l'ordre de 12,2°C (**Tableau 11**) ce qui indique une augmentation de la température moyenne annuelle dans la région de Texenna de l'ordre de 2,0 °C.

Tableau 11 : Température moyennes mensuelles, maximale et minimale corrigées 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)	9,3	11,4	12,6	15,9	18,7	20,6	21,4	20,7	16,2	11,1	10,2	9,1	14,8
m(°C)	2,3	4,8	6,9	10,5	13,6	15,7	17,1	14,7	12,4	8,2	4,9	3,9	9,6
T(°C)	5,8	8,1	9,7	13,2	16,2	18,2	19,3	17,7	14,3	9,6	7,6	6,5	12,2

Il y a lieu de remarquer que les plus fortes chaleurs coïncident avec les précipitations les plus faibles et que la période pluvieuse coïncide souvent avec les températures minimales les plus basses. **Bagnols et Gaussen, (1957)**, considèrent qu'un mois est : i) froid si sa température moyenne est inférieure à 10°C, ii) tempéré si elle est entre 10 et 20°C et iii) chaud si elle dépasse les 20°C. On Appliquant cette définition dans notre zone, on constate que la moitié de l'année (soit 6mois) est caractérisée par une série de mois tempérés ; 2 mois de l'année sont chauds dont le pic est atteint au mois de Juillet avec 22,2°C. Enfin, 4 mois sont considérés comme froids.

1.4.1.3- Autres facteurs climatiques

Le climat de notre région d'étude est aussi conditionné par d'autres paramètres climatiques dits secondaires. On cite : (i) l'humidité relative de l'air qui varie faiblement au cours de l'année ; elle est 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 issus de reboisement ou semi naturel ou rejets de souche).

Dans la région, les vents dominants soufflent tous les mois de l'année avec une fréquence et une vitesse généralement variables. Ils ont une direction Nord-Ouest durant les mois frais et

Nord-Est durant les mois chauds. Cependant, on registre quelques jours de sirocco (11 jours en moyenne) qui se produisent pendant l'été d'une manière irrégulière, favorisant souvent la propagation des feux des forêts, causant ainsi de grandes dommages aux peuplements et jeunes plantations (Anonyme, 2012).

1.4.2- Synthèse climatique

De nombreux auteurs ont utilisé dans leurs travaux des indices climatiques, combinant les deux premiers paramètres afin de définir le climat d'une région donnée et préciser ainsi son caractère dominant et son originalité. Les différents indices climatiques qu'on a 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, on constate que la région Texenna jouit d'un climat méditerranéen littoral (ou maritime) (tableau 12)

Tableau 12 : 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 tableau 13 regroupe les valeurs de ces critères et les étages correspondants aux peuplements de chêne-liège présents dans la région de Texenna.

Tableau 13 : 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, $600 < Alt < 1200$ 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 Texenna sont consignées dans le **tableau 14**.

Tableau 14: 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 sècheresse 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 sècheresse estivale bien marquée.

1.4.2.4- Diagramme Ombrothermique

D'après **Bagnouls et Gausсен (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'intensité de la période sèche de la région d'étude peuvent être déterminées par le diagramme ombrothermique qui permet une visualisation immédiate. En plus, l'indice de sècheresse « Ix » défini par **Gausсен (1954)** qui traduit l'intensité de la durée de la sècheresse, tient compte du nombre de jour sans pluies, de l'état hygrométrique de l'air et des précipitations occultes (brouillards et rosées).Globalement, ce diagramme climatique présente une signification écologique précise, car il montre la durée de la période défavorable et de stress hydrique et thermique pour la végétation. Par ailleurs, il montre la marche mensuelle des précipitations et de la température, et permet d'évaluer la longueur de la saison pluvieuse (**Ozenda, 1991**).

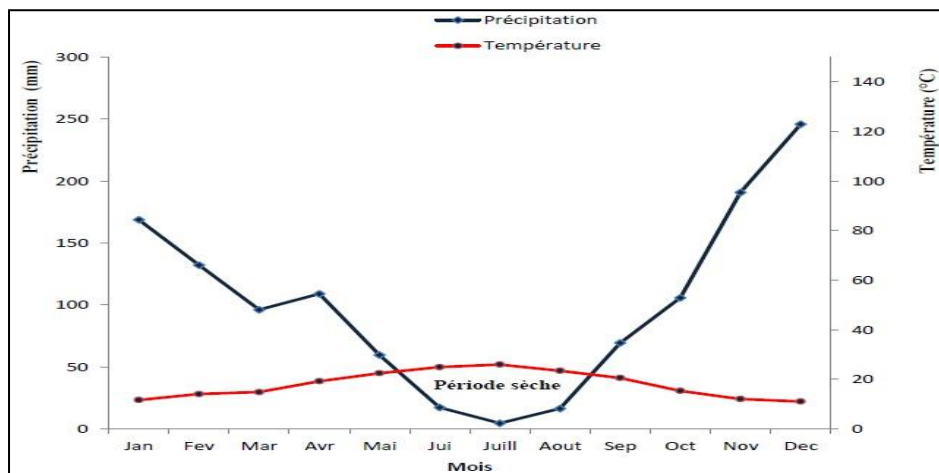


Figure 12 : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausсен pour la région de Texenna (1992-2017)

L'examen du diagramme Ombrothermique (**Figure 12**).montre que la séquence sèche dans la région de Texenna est moins marquée ; elle accuse trois mois seulement de sécheresse 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 « Q_2 » est déterminé par la formule établie par **Emberger (1955)** :

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

P : moyenne des précipitations annuelles (mm) : 1224.41mm

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

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

Ce quotient permet d'apprécier l'aridité des régions méditerranéennes. Plus les valeurs sont basses plus le climat est sec (**Mesli, 2001**). A partir de Q_2 , **Emberger(1955)** a classé la région méditerranéenne en cinq étages bioclimatiques (Saharien, aride, Semi-aride, Sub-humide et humide).

Ainsi, en combinant sur un climagramme, ce quotient pluviométrique ($Q_2 = 190,40$), on détermine l'étage bioclimatique correspondant à nos subérais d'étude (**Figure 13**).

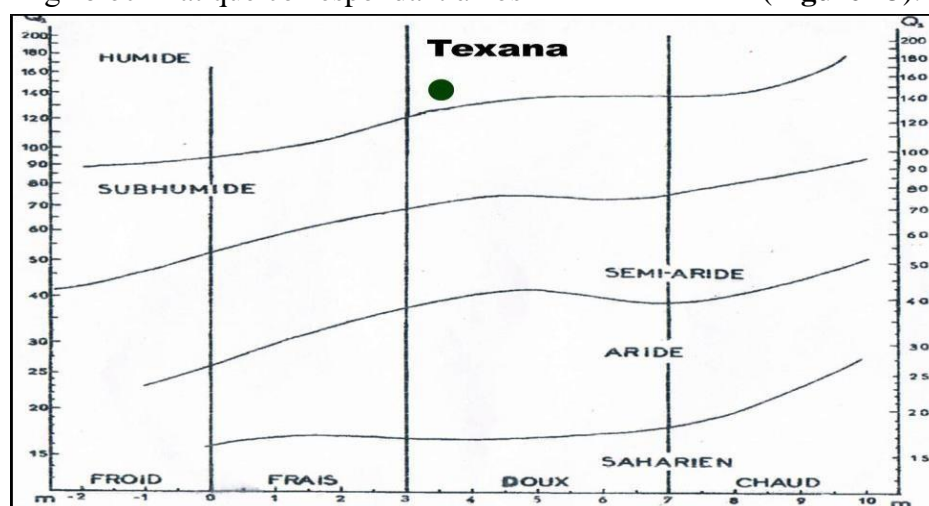


Figure 13 : Climagramme d'Emberger pour la région de Texenna (1992-2017)

Il ressort de ce climagramme que la région de Texenna se distingue d'un bioclimat humide à hiver doux ; il est caractérisé par : i) une concentration des pluies durant la saison froide avec un taux supérieur à 100mm par mois ;ii) une période sèche ne dépassant pas les trois mois avec de faibles précipitations, et iii) une période de chaleur de deux mois ; ce qui augmente mais faiblement la dessiccation des végétaux, favorisant ainsi l'éclosion et la propagation des incendies de forêts.

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 (**C.F.J, 2015**).

Chapitre II : Etude du milieu

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 afares (8.51 %)
- 766 ha de peuplement de pin maritime (5.40 %)

Le reste de la superficie est réparti entre nombreux petits peuplements et 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 %) (C.F.J, 2015).

En ce qui concerne le secteur privé, son patrimoine forestier est composé essentiellement de petits peuplements de chêne liège sur des parcelles éparées.

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 de 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 14 forêts de nature juridique différente (communales, domaniales et sectionnelles) ; elles sont réparties entre 37 cantons (Annexe A). D'un point de vue superficie, les forêts de Rekkada-Metlatine, Béni Khettab et Guerruch occupent 62,89 % de la surface totale forestière de Texenna, soit 5020,58 ha. Parmi ces forêts, on trouve celles qui représentent notre milieu d'étude (Figure14):



Figure14 : Localisation géographique des forêts et cantons d'étude

- ✓ la forêt domaniale de Rekkada-Metlatine: avec les cantons de Tassouda, ArkDerma, OuledKhiroune, Béni Foughal, Harma, Tabellout, Sendouh et Djouaneb.
- ✓ la forêt domaniale de Béni Khettab: avec les cantons Djerda, Chouf et Indjer.
- ✓ la forêt domaniale d'Oued Djendjen : avec le canton Boudouda
- ✓ la forêt communale RekibetLamaiz: avec le canton RekibetLamaiz

2.2.1-Forêt domaniale de RekkadaMetlatine(F.D.R.M)

C'est une forêt domaniale située dans le territoire de la commune de Texenna (74°6'20''Nord 40°28' 5''Est). Administrativement, elle est limitée comme suite :

- ✓ - Au nord-ouest par oued Tabellout ;
- ✓ - Au nord-est par le barrage Agrem ;
- ✓ - A l'est par la forêt domaniale de Béni Khettab et la forêt sectionnale de Rekkada ;
- ✓ - Au sud par oued Djendjen et la forêt domaniale d'oued -Djendjen ;
- ✓ A l'ouest par un ensemble de Mechtas et la forêt domaniale de Béni Amrane, alors que la forêt domaniale de Guerrouche est située à quelques centaines de mètres.

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.

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 est surmonté 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, récoltés successivement d'année en année.

Du point de vue physiologique et paysagère, la forêt domaniale de RekkadaMetlatine 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, densité variable, ect). (**CFJ, 2015**).

Selon le rapport établi par **B.N.D.E.R (2008)** sur la caractérisation des formations forestières, cette forêt couvrait une superficie ancienne de 2725 ha. La forêt proprement dite représente 98% soit 2672 ha qui se répartissent en 2574 ha de vieilles futaies denses et claires de chêne liège dont 797 ha ont été incendiés et 98 ha de jeune futaie dense de chêne zéen, en mélange avec le chêne Afares. Les 2% restant est formé par des maquis ; formation végétales issues de la dégradation suite aux incendies de forêt. Ils sont constitués d'arbustes et d'arbrisseaux et maquis arborés sur 53 ha dont 30 ha sont des maquis denses et 23 ha des maquis arborés en chêne liège (**B.N.D.E.R., 2008**). Le maquis est constitué par un sous-bois riche dont on cite *Erica arboria*, *Calicotom spinosa*, *Rubus ulmifolius*, *Cistus salvifolius*, *Lavandula stoechas*,

Ampelodesmos mauritanicum, Erica scoparia, Pteridium aquilinum, Smilax aspera, Myrtus communis, Dittrichia viscosa, Pistacia lentiscus, Cytisus triflorus...etc.

Selon l'âge des peuplements, 80% des peuplements sont très âgés (>150ans), alors que près de 20% sont jeunes soit 5% de perchis et 15% de jeunes futaie. Ils sont situés généralement dans des stations pauvres ; en raison du manque des actions sylvicoles nécessaires telles que les dépressages, les éclaircies, les régénérations et les incendies répétés. Un taux de 61,35% des peuplements appartient aux classes de densité claire à moyenne. Devant cette situation, des efforts de repeuplements ont été effectués durant les dernières années par l'administration des forêts mais ils ont été voués à l'échec à cause des obstacles rencontrés à savoir l'abondance de sous-bois, pacage et autres (B.N.D.E.R., 2012).

Cette forêt est considérée comme l'un des pôles les plus importants dans la production du liège ; sa surface actuelle est estimée à 2155,78 ha soit une réduction de 21% ; elle est répartie sur 11 cantons dont Djouaneb qui occupe la plus grande surface soit 16,78% de la surface totale de la forêt (tableau 15).

Tableau 15 : Répartition de la forêt domaniale de RekkadaMetlatine par canton

Canton	Superficie totale (ha)	Taux (%)	Superficie en chêne liège (ha)
Tassouda	342,61	14,03	310,28
ArkDarma	117,00	4,8	96,12
Ouledkhiroun	180,75	7,41	161,35
Béni Foughal	284, 87	11,67	267,91
Harma	330,20	13,53	291,98
Tabellout	229,00	9,39	157,18
Sendouh	100,12	4,11	92,22
Cheria	222,00	9,1	188,8
Djouaneb	409,59	16,78	377,80
Boukebeb	52,11	2,13	45,21
DraâAzrar	172,40	7,05	135,8
Total	2155,78	100	2124,65

2.2.2- Forêt domaniale de Béni Khettab(F.D.B.K)

Elle relève administrativement de la commune de Texenna. Elle est rattachée à la circonscription des forêts de Texenna (36°42'35''Nord5°50',7''Est).Elle est limitée au nord par le barrage Agrem ; au sud par oued Djendjen ; à l'est par la forêt de Béni Affer et l'ouest par la forêt de Rekkada Metlatine. Cette forêt est caractérisée 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 Agrame avec une capacité de plus de 250 millions de mètres cube. Le sol de la forêt est marqué par la dominance des grès numidiens en plus de la présence des sols marno-calcaire.Plus de 75 % des formations forestières sont recouvertes de chêne-liège pur. La présence de sujets épars de chêne zéen ne constitue pas un mélange et ne présente

actuellement aucun danger d’envahissement.

Selon le rapport établi par **B.N.D.E.R (2008)**, sur la caractérisation des formations forestières, cette forêt couvrait une superficie ancienne de 2464 ha : elle constituait essentiellement de chêne liège sur une superficie de 1927 ha. Elle est dominée actuellement par des vieilles futaies claires sur 1014 ha. Le maquis arboré de chêne liège est dense et représente 207 ha avec une présence épars de chêne zéen. Les vieilles futaies claires couvrent une surface de 28 ha et 302 ha de perchis clairs. La surface actuelle est estimée à 1347 ha soit une réduction de 45,33% (CFJ, 2015). Elle est divisée en 10 cantons dont Oued-Chetta qui occupe la plus grande surface avec 23,46 % de la surface totale de la forêt (**tableau 16**).

Tableau 16 : Répartition de la forêt domaniale de Béni Khettab par canton

Canton	Superficie totale (ha)	Taux (%)	Superficie en Chêne liège (ha)
Sidi-Ali	101	7,5	-
Boubehri	79	5,87	-
Licened	143	10,62	-
Allioum	174	12,92	-
EL -Djeraif	260	19,31	-
ECH-Chouf	8	0,6	-
Indjer	52,84	3,87	48,21
Djerda	115,28	8,52	109,86
Chouf	99,16	7,35	93,74
Oued-Chetta	316	23,44	-
Total	1348,28	100	-

Cette forêt est caractérisée par un sous-bois constitué essentiellement des espèces pyrophytes. On cite surtout les *Calycotome spinosa*, *Erica arboria*, *Rubus ulmifolius*, *Pteridium aquilinum*, *Rubia peregrina*, *Ampelodesmos mauritanicum*, *Myrtus communis*, *Arbutus unedo*, *Pistacia lentiscus*, *Daucus carota*, *Mentha pulegium* et *Olea europaea*.

Cette forêt n’a jamais bénéficié de travaux d’aménagement et la récolte du liège se fait d’une façon arbitraire (**CFJ, 2015**).

2.2.3- Forêt domaniale d’Oued Djendjen (F.D.O.D) SUITE

Elle est située dans le territoire de la commune de Selma qui se trouve à environ de 45 km au sud-ouest de Jijel (36 ° 37 '35' Nord 5 ° 38' 54 " Est). Elle est limitée au nord par la forêt domaniale de Guerruch et la forêt domaniale de Dar El oued, à l’est par oued El kebir, au sud par la Forêt domaniale de Tamentout et à l’ouest par la forêt domaniale de Lalem. Sa surface initiale est estimée à 3335 ha, Tandisque sa surface actuelle est estimée à 2709 ha soit une réduction de 626 ha correspondant à une perte de 19% (**CFJ, 2015**).

Selon le découpage du territoire de la wilaya de Jijel, cette forêt fait partie du massif forestier de la partie ouest de Jijel. C’est une forêt constituée essentiellement du chêne-liège. Selon **B.N.D.E.R (2008)**, elle est d’une contenance de 3227 ha dont 2620 ha sont des forêts

proprement dites qui se répartissent comme suit : i) 749 ha de vieilles futaies de chêne liège dont 421 ha sont claires, ii) 232 ha de vieilles futaies denses de chêne vert, iii) 771ha de vieilles futaies claires de chêne liège en mélange avec le chêne zéen, iv) 768 ha de vieilles futaies denses de chêne liège en mélange avec le chêne zéen, v) 100 ha de jeunes futaies denses de chêne zéen et chêne afares en mélange, vi) 607 ha de maquis dont 317ha sont des maquis clairs à base de Diss, Calycotome, vii) 56 ha de maquis arborés de chêne liège et viii) 234 ha de maquis arborés en Pin maritime, chêne zéen et Cyprès. La forêt est divisée en 16 cantons (**tableau 17**).

Tableau 17: Répartition de la Forêt domaniale d'Oued Djendjen par canton

Canton	Superficie totale initiale (ha)	Superficie totale récente (ha)	Taux de réduction %
Béni marmi	1089,36	791	27
Zoundai	115,08	91	21
Taguelmt	110,25	71	36
Ziama	207,15	119	43
Berkouka	134,06	106	21
Matmaoun	301,54	293	3
Gueroua	338,00	325	4
Drah hamdoun	70,92	46	35
Ghar n'meur	12,24	12	2
Boudekak	65,56	65	1
El medjerada	30,90	30	3
El ouldja	260,80	163	38
El maida	220,79	220	0
Oued m'kaich	27,80	27	3
El m'kil	147,50	147	0
Boudouda	203,06	203,06	0

2.2.4- Forêt communale de R'kibet- El-Maiz (F.C.R)

RekibetLamaiz est le seul canton qui caractérise cette forêt sur une superficie de 75 ha ; elle est répartie sur 3types de formation à savoir la forêt du chêne liège (34,46 ha), le maquis (8,20 ha) et les broussailles (32,34 ha). Le canton est limité au nord par Mechta Harma, à l'est par le canton Harma, au sud par Sendouh et à l'ouest par Mechta Boukhlef. Elle est située sur le versant à exposition dominante nord. Sa topographie générale est plate dont la pente appartient à la classe 1(0-3%).L'altitude moyenne varie entre 600-700m. Le type de sol est schisteux et gréseux.

Le chêne liège qui est dominant, forme des peuplements moyennement denses (**Figure 15**). La structure du peuplement est de type taillis sous futaie, dont le sous-bois est à base de Calycotome, lentisque et myrte.



Figure 15 : Vue générale du peuplement en chêne-liège dans le canton de R'kib El-Maiz (Photo originale, Tekkouk, juin 2014)

2.2.5- Description des cantons d'étude

1- Canton Tassouda

Ce canton appartient à la forêt de Rekkada Metlatine (x : 774,950 Nord et Y : 376,100 Est). Il couvre une superficie totale de 342,61 ha soit 14 % de la surface totale de la forêt. Sa superficie en chêne liège est estimée à 310,28 ha. Le canton repose sur une roche mère argilo-gréseuse. Selon la classification (CPCS, 1967), le canton appartient à la classe des sols brunifiés qui se comportent comme des sols moyennement profonds à profonds ; ils occupent les terrains au relief essentiellement non accidenté. Il est situé sur le versant à exposition dominante Nord-ouest dont la pente moyenne varie entre 12,5-25 %.

L'horizon de surface est marqué dans certains endroits par la présence de cailloux et de blocs de grès dont la charge varie entre 10 et 15%. L'altitude moyenne est de l'ordre de 717 m. L'espèce principale est le chêne-liège, elle constitue un peuplement de densité moyenne (près de 258 arbres par hectare). Le sous-bois est très dense à base de lentisque, calycotum et les Cistes (Figure 16). Ce canton est souvent fréquenté par l'homme et de ses animaux domestiques.



Figure 16 : Vue générale du peuplement du chêne-liège dans le canton de Tassouda

2- Canton Sendouh

Ce canton appartient à la forêt de Rekkada Metlatine (x : 774,900 nord et Y : 378,600 est). Il est situé sur le versant à exposition dominante sud-est. Il couvre une superficie de 100,12 ha, soit 4,11 % de la surface totale de la forêt. La superficie en chêne liège est estimée à 92,22 ha.

La topographie générale est accidentée dont la pente moyenne est forte variant entre 25-30%. L'altitude moyenne est de 893m. Le type de sol est schisteux et gréseux ; le chêne liège est dominant, il forme des peuplements moyennement denses (près de 250tiges/ha). La structure du peuplement est de type futaie et taillis sous futaie par endroit ; le sous-bois est à base de Calycotome et la bruyère (**Figure 17**).



Figure 17 : Vue générale du peuplement en chêne-liège dans le canton Sendouh

Selon la classification de **CPCS (1967)**, le canton appartient à la classe des sols peu évolués contenant peu de matière organique. Ils se comportent comme des sols faiblement profonds occupant principalement des reliefs accidentés. L'horizon de surface est marqué dans certains endroits par la présence de graviers et cailloux de grès dont la charge varie entre 10 et 15%. La fréquentation de ce canton par les animaux domestiques est occasionnelle.

3- Canton Djerda

Ce canton appartient à la forêt de Béni Khettab. Il couvre une superficie totale de 115,28 ha soit 8,52% de la surface totale de la forêt. La superficie occupée par le chêne liège est estimée à 109,86ha. La topographie est globalement accidentée avec une pente moyenne estimée à 26%. L'altitude peut atteindre 900 m. Le type de sol est siliceux ; riche en matière organique. Le chêne liège est dominant formant des peuplements moyennement denses. Le sous-bois est très marqué à base de *Erica arboria*, *Ampelodesma mauritanica* et *Rubus ulmifolius* (**Figure 18**). La fréquentation de ce canton par les animaux domestiques est occasionnelle.



Figure 18 : Vue générale des peuplements de chêne-liège dans le canton Djerda

4- Canton Djouaneb

Ce canton appartient à la forêt de RekkadaMetlatine(x : 776,925 Nord et Y : 376,700Est). Il est situé sur le versant à exposition dominante Sud-Sud-Est. Il couvre une superficie de 409,59 ha, soit 16,78 de la surface totale de la forêt. La superficie en chêne liège est estimée à 377,80 ha. La topographie générale est accidentée dont la pente moyenne est abrupte variant entre 35 et 40%.L'altitude moyenne est de 672 m. Le canton repose sur une roche mère schisto– gréseuse avec la présence du gneiss sur presque la totalité du canton. Le chêne liège est dominant ; il forme un peuplement clair (près de 130 tiges/ha).La structure du peuplement est de type vieille futaie claire au Sud-Est mais aussi de futaie adulte serrée par endroits et taillis sous futaie en bouquets très serré à l'Ouest. Les sous-bois est à base de lentisque, calycotum, myrte et bruyère (B.N.D.E.R., 2012)(Figure 19).



Figure 19 : Vue générale du peuplement en chêne-liège dans le canton Djouaneb

Selon la classification de CPCS (1967), le canton appartient à la classe des sols peu évolués contenant peu de matière organique. L'horizon de surface est marqué par la présence de cailloux, de grès et de schistes répartis dans la matrice de sol. La charge en ces éléments varie entre 5 et 10%.La fréquentation de ce canton par les animaux domestiques est occasionnelle.

5- Canton Tabellout

Ce canton appartient à la forêt de RekkadaMetlatine(x : 772,650 Nord et Y : 381,600Est).Il est situé sur le versant à exposition dominante Nord-Ouest. Il couvre une superficie de 229,00ha, soit 9,39% de la surface totale de la forêt. Sa superficie en chêne liège est estimée à 157,18ha. Sa topographie générale est abrupte ; la pente appartient à la classe 4(>25%). L'altitude moyenne varie entre 400 et 500m. Le canton repose sur une roche mère schisto-gréseuse.

Le chêne liège est dominant formant des peuplements denses. Leur structure est de type taillis sous futaie ; le sous-bois est constitué surtout de calycotome, lentisque et le myrte (Figure 20).



Figure 20 : Vue générale des peuplements en chêne-liège dans le canton Tabellout

6- Canton Harma

Ce canton appartient à la forêt de Rekkada Metlatine. Il est situé sur le versant à exposition dominante nord. Il couvre une superficie de 330,20 ha, soit 13,53 % de la surface totale de la forêt. Sa superficie en chêne liège est estimée à 292 ha. Le relief est généralement peu accidenté ; la pente moyenne est faible variant de 10 à 15%. L'altitude moyenne est de 413 m. Le canton repose sur une roche mère schisto-gréseuse. La avec la présence du gneiss sur une partie du canton, soit autour du Mechtat Harma et sur l'oued Bou Berid au nord de la zone.

Le chêne liège est dominant ; il forme des peuplements moyennement à faiblement denses (près de 160 tiges/ha) avec la présence de quelques sujets épars de chêne zéen. La structure du peuplement est de type futaie à taillis sous futaie ; le sous-bois est à base le lentisque, calycotum, myrte et bruyère. (B.N.D.E.R., 2012)(Figure 21).



Figure 21: Vue générale du peuplement en chêne-liège dans le canton Harma

7- Canton ArkDarma

Ce canton appartient à la forêt de Rekkada Metlatine. Il est situé sur le versant à exposition

dominante sud. Il couvre une superficie de 117,00ha, soit 4,8% de la surface totale occupée par la forêt. La superficie réservée en chêne liège est estimée à 96,12ha. La topographie générale est accidentée avec une pente moyenne variant entre 20 et 35%. L'altitude moyenne oscille de 400 à 500m. Le canton repose sur une roche mère schisto-gréseuse. La avec la présence du calcaire et le grès.

Le chêne liège domine dans les peuplements moyennement denses. Sa structure est de type futaie et taillis sous futaie. Le sous-bois est à base de lentisque, calycotum, myrte et bruyère. (B.N.D.E.R., 2012) (Figure 22).



Figure 22 : Vue générale des peuplements de chêne-liège dans le canton d'Ark Darma

8- Canton Ouled Khiroun

Ce canton appartient à la forêt de RekkadaMetlatine. Il est situé sur le versant à exposition dominante sud. Il couvre une superficie de 180,75ha, soit 7,41% de la surface totale de la forêt. La superficie couverte en chêne liège est estimée à 161,35ha. La topographie du terrain est généralement peu accidentée dont la pente appartient à la classe 3 (12,5-25%). L'altitude moyenne varie dans la tranche 400-500m. Le canton repose sur une roche mère schisto-gréseuse. La structure du peuplement est de type futaie à taillis sous futaie (Figure 23).



Figure 23 : Vue générale du peuplement en chêne-liège dans le canton Ouledkhiroun

Selon la classification CPCS (1967), le canton appartient à la classe des sols peu évolués contenant peu de matière organique. Ce sont des sols assez profonds (B.N.D.E.R., 2012). On note la présence de nombreux fragments de roche en forme de cailloux et blocs de grès. Le canton est occupé essentiellement par le chêne liège et de maquis à base d'espèces telles que le lentisque, calycotum, myrte et bruyère. La fréquentation de ce canton par les animaux domestiques est occasionnelle.

9- Canton Béni Foughal

Ce canton appartient à la forêt de Rekkada. Il est situé sur le versant à exposition dominante sud. Il couvre une superficie de 284, 87ha, soit 11,67% de la surface totale de la forêt. La superficie en chêne liège est estimée à 267,91ha. La topographie du terrain est généralement peu accidentée ; les pentes appartiennent à la classe 3 (12,5-25%).L'altitude varie dans la tranche de 900 à 1000m. Le canton repose sur une roche mère schisto-gréseuse.La structure du peuplement est de type futaie (**Figure 24**).



Figure 24: Vue générale du peuplement en chêne-liège dans le canton BéniFoughal

Le canton est occupé essentiellement par le chêne liège et de maquis à base de lentisque, calycotum, myrte et bruyère. (**B.N.D.E.R., 2012**). La fréquentation de ce canton par les animaux domestiques est importante.

10- Canton Chouf

Ce canton appartient à la forêt de Béni Khettab. Il est situé sur le versant à exposition dominante Nord. Il couvre une superficie de 99 ha, soit 7,35% de la surface totale de la forêt. La superficie recouverte en chêne liège est estimée à 7,35ha seulement. Le relief du terrain est accidenté avec une pente supérieure à 25%. L'altitude varie dans la tranche de 800-900m. Le chêne liège dans ce canton repose sur une roche mère schisto-gréseuse. Sa structure dominante est de type futaie mais aussi taillis sous futaie (**Figure 25**). Selon la classification de **CPCS (1967)**, le canton appartient à la classe des sols peu évolués et contenant peu de matière organique (**B.N.D.E.R., 2012**). On note par ailleurs, la présence d'une charge caillouteuse sur la surface du sol avec quelques blocs de grés.



Figure 25 : Vue générale du peuplement en chêne-liège dans le canton Chouf

11- Canton Indjer

Ce canton appartient à la forêt de Béni Khettab. Il est situé sur le versant à exposition dominante Nord. Il couvre une superficie de 53 ha, ce qui correspond à 3,9% de la surface totale de la forêt. La superficie réservée en chêne liège est estimée à 48,21ha.

La topographie du terrain est en général accidentée dont la pente est supérieure à 25%. L'altitude moyenne varie de 800 m à 900 m. Le type de sol est sableux. La structure du peuplement est de type futaie à taillis sous futaie (**Figure 26**).



Figure 26 : Vue générale du peuplement en chêne-liège dans le canton Indjer

Le canton est composé essentiellement de chêne liège et de maquis. Ce dernier est généralement dense et composé d'espèces telles que le lentisque, le calycotum, le myrte et la bruyère (**B.N.D.E.R., 2012**). La fréquentation de ce canton par les animaux domestiques est occasionnelle.

12- Canton Boudouda

Ce canton appartient à la forêt d'Oued Djendjen. Il est situé sur le versant à exposition dominante sud. Il couvre une superficie de 203,06ha, soit 8% de la surface totale de la forêt. La topographie générale est accidentée ; la pente appartient à la classe 3 (12,5-25%). L'altitude moyenne appartient à la tranche (600-700m). Le type de sol est argileux. La structure du peuplement est de type futaie et taillis sous futaie. Le canton est occupé essentiellement par le chêne liège et de maquis dense à base de lentisque, calycotum, myrte et bruyère. La fréquentation de ce canton par les animaux domestiques est importante. (**Figure 27**).



Figure 27 : Vue générale du peuplement en chêne-liège dans le canton Boudouda

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. En effet, 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 près de 390 ha (CFJ, 2017). Les années 2007 et 2012 étaient particulièrement catastrophiques pour les subéraies de cette région où les incendies ont affecté près de 2094 ha et 2517 ha respectivement de peuplements de chêne-liège (Tableau 18).

Tableau 18 : Superficies incendiées au niveau des forêts de Texenna entre 1998 et 2016 (C.F.J, 2017)

Années	Superficie (ha)	Zones d'impact
1998	61	Forêt domaniale de RekkadaMetlatine
1999	319,55	Forêt domaniale de RekkadaMetlatine Forêt sectionnelle Tabellout Forêt communale Zeghouda
2000	76,5	Forêt domaniale de RekkadaMetlatine Forêt communale El Ghedrane
2001	16,5	Forêt domaniale de RekkadaMetlatine
2002	10	Forêt domaniale de RekkadaMetlatine
2003	43,5	Forêt domaniale de RekkadaMetlatine
2004	203,51	Forêt domaniale de RekkadaMetlatine Forêt sectionnelle Tabellout
2005	170,5	Forêt domaniale de RekkadaMetlatine
2006	34,5	Forêt domaniale de Béni Khetab
2007	2094	Forêt domaniale de RekkadaMetlatine Forêt domaniale de Béni Khetab Forêt communale MerdjSeghir
2008	163	Forêt domaniale de RekkadaMetlatine
2009	151	Forêt domaniale de RekkadaMetlatine Forêt communale El Ghedrane
2010	135,75	Forêt domaniale de RekkadaMetlatine
2011	533,5	Forêt domaniale Rekkada de Metlatine, Forêt domaniale de Béni Khetab
2012	2516,7	Forêt domaniale de RekkadaMetlatine + Abalout Forêt domaniale de Béni Khetab+ Forêt domaniale de Béni Amrane Forêt domaniale de Gherruch Forêt communale de Braker Forêt communale d'Alleguen Forêt domaniale d'Oued Kissir
2013	100,63	Forêt domaniale de RekkadaMetlatine Forêt domaniale de Jijel
2014	600,75	Forêt domaniale de RekkadaMetlatine Forêt domaniale de Béni Amrane Forêt domaniale de Béni Khetab
2015	74,5	Forêt domaniale de RekkadaMetlatine Forêt domaniale de Béni Ahmed

2.3.1-Cas de l'incendie de l'été 2012

2.3.1.1-Description des conditions climatiques

Sur le plan climatique, l'année hydrologique 2011-2012 était exceptionnelle pour la région de Jijel en général et Texenna en particulier ; elle était caractérisée par une année pluviométrique très excédentaire de l'ordre de 21,86% (par rapport à la moyenne de la période de référence (**Tableau7**). Ceci correspond à une augmentation de la hauteur d'eau de 267,66 mm, soit un total de 1492mm (**O.N.M., 2015**). La période automno-hivernale était particulièrement pluvieuse où près de 1160 mm de pluies ont été enregistrées entre septembre 2011 et février 2012 (**Figure 28**).

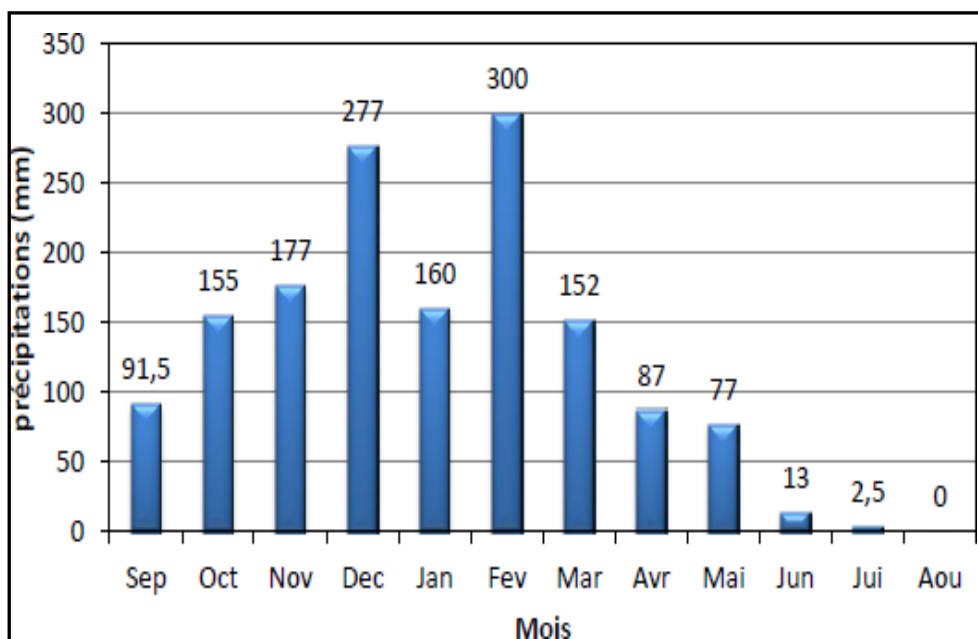


Figure 28 : Répartition mensuelle des précipitations corrigées à Texenna de l'année hydrologique 2011-2012 (ONM, 2015)

La saison hivernale était marquée par une élévation de précipitations de 313 mm (soit un total de 737mm). Ceci 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, était aussi pluvieux 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 enregistrés 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 29**). Cette augmentation de températures a provoqué dans la région une vague de chaleur persistante durant tous ces mois (**O.N.M., 2015**).

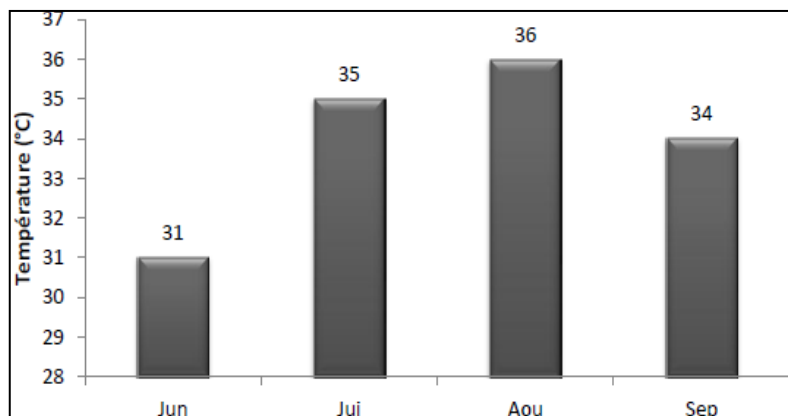


Figure 29 : Températures maximales mensuelles de l'été 2012 à Texenna (CFT, 2012)

2.3.1.2--Données statistiques et répartition des incendies de forêt dans la région de Texana

Le **tableau 19** suivant consigne les surfaces forestières parcourues par le feu de 2012 dans les deux forêts d'étude de chêne liège. **L'annexe A1** donne par contre le bilan global des incendies enregistrés au niveau de toutes les forêts de la région de Texenna

Tableau 19 : Données statistiques sur les incendies de 2012 dans les forêts d'étude

Forêts	Cantons	Date de feux	Superficie (ha)	Nombre de feux
Forêt domaniale de RekkadaMetlatine	Tassouda	Août	36	1
	ArkDerma	Août	84	1
	OuledKhiroune	Août	36,5	2
	Boukebbab	juillet- Août t	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
	DraâAzrar	Juin	15	1
Total forêt			791.5	
Forêt domaniale de Béni Khettab	Sidi Ali	Août	80	3
	Djeraif	Août	158	1
	Chouf	Août	5	1
	Djerda	juillet-août	73	4
	Allioum	Août	7,5	1
	Boubahri	Août	55	1
Total forêt			378.5	
Total forêts d'étude			1170	

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 (tableau 22) ce qui correspond à un taux de 62%. Parmi les forêts les plus touchées par ces incendies, on cite les forêts de RekkadaMetlatine et Béni Khettab qui totalisent une superficie de 1170

ha répartis entre la première forêt domaniale avec 791,2 ha enregistrés à partir de 3 feux et la seconde forêt domaniale avec 378,5 ha à partir de 11 feux. En ce qui concerne la répartition mensuelle des feux, on remarque que la majorité des feux est déclenchée entre les mois de juillet et août.

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, a révélé que près de 72% des arbres étaient recouverts d'un liège de plus de 4 ans ; ces arbres ont donc une forte probabilité de survie après le feu (**Figure 30**). Dans cette catégorie d'arbres, on trouve le liège de 7 ans qui domine avec un taux de 48%.

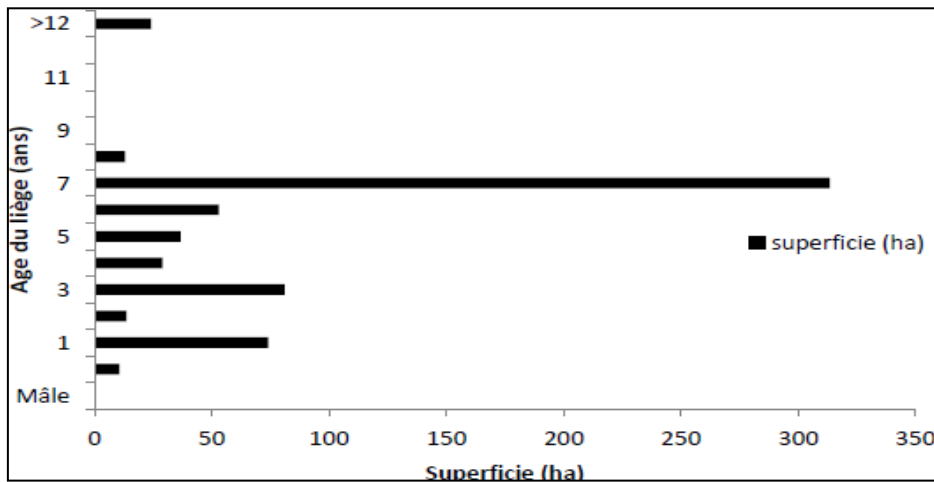


Figure 30 : Répartition des superficies brûlées de chêne liège par âge du liège (à partir de 649 ha) au niveau de Texenna (CFJ, 2012).

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 31** 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 on enregistre 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.

On constate 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 soldées 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.

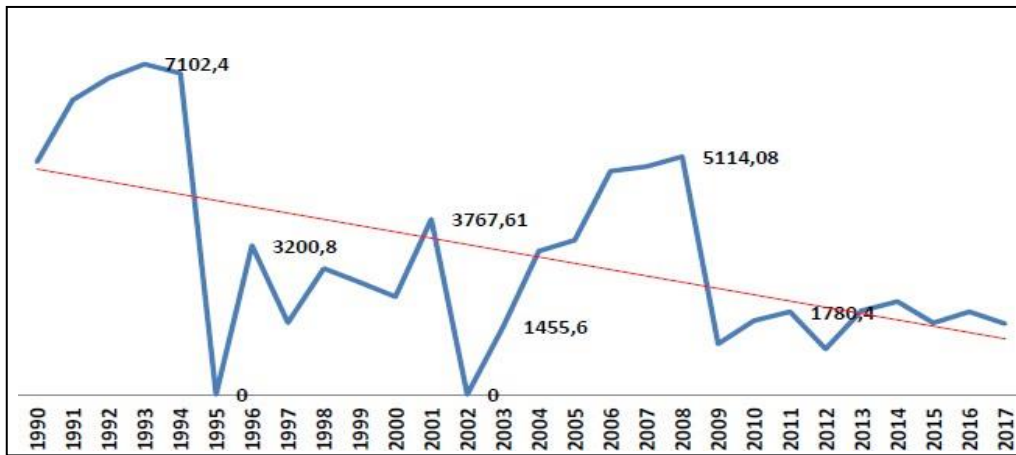


Figure 31 : Production annuelle du liège dans la région de Texenna (1990-2017) (ligne rouge : courbe de tendance)

En effet l'année 1993 est caractéristique car elle enregistre une récolte la plus élevée durant la dite période avec 7012,4 quintaux de liège extrait. Depuis, 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 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 brulées, la bonne gestion et la limitation des pressions directes dues aux activités humaines comme le pâturage (**Roula et al., 2019**)

Chapitre V :
Matériel et Méthodes d'étude

1- Principaux objectifs de l'étude de l'impact des incendies sur la subéraie

Afin de réduire les pertes économiques induites par les feux, il est très important d'évaluer la récupération sanitaire des peuplements du chêne- liège pour pouvoir déterminer la période minimale de récolte du liège flambé et par suite planifier les actions de restauration forestière et de la production. En ce qui concerne les pertes sylvicoles, il est important d'évaluer la vitalité des arbres afin de procéder au recépage traditionnelle rapide qui favorise les rejets de souche. Leur développement ultérieure constitue une assurance de remplacement des arbres morts au moment où les opérations de reboisement sont vouées à l'échec (**Bouhraoua et al., 2014**).

L'étude de l'impact sylvicole et économique des incendies de forêt sur la subéraie a été entreprise à partir d'un dispositif d'observation en « réseau permanent » qu'on a installé dans le massif forestier de Texana après les incendies catastrophiques survenus en été 2012 et 2014 dans la région de Jijel. Grâce à un suivi régulier annuel à court et moyen termes, ce réseau d'observation devrait atteindre les principaux objectifs suivants :

- identifier les différents types de réponse des arbres au feu et leur importance : évaluation des dommages des feux (sévérité) causés aux arbres,
- mieux suivre les grandes évolutions inter-annuelles (améliorations ou dégradations) de la récupération sanitaire des arbres et des peuplements brûlés,
- détecter les premières détériorations éventuelles de l'état sanitaire des arbres brûlés par l'apparition de phénomènes de dépérissement,
- décrire l'importance et le mécanisme de ce phénomène ainsi que les facteurs explicatifs,
- déterminer la vitesse de récupération sanitaire des arbres survivants (reprise végétative) et son évolution dans le temps et l'espace,
- évaluer l'état de reconstitution des peuplements post-feu en absence des travaux de gestion visant la restauration forestière et la remise en production des peuplements,
- évaluer l'état et le mode de récupération des arbres perdus (morts),
- fournir des éléments clés pour interpréter les variations apparentes de récupération sanitaire et tenter de mettre ainsi en évidence les causes de ces variations et ralentir par conséquent le phénomène de dégradation de la forêt vers le maquis,
- suivre l'évolution des principaux facteurs responsables de l'amélioration/altération de la récupération sanitaire

Grâce à ce plan d'observation, cette présente étude devrait permettre de :

- évaluer la reconstitution des peuplements brûlés par le feu si la technique du recépage des troncs des arbres sévèrement brûlés a été effectuée,
- évaluer l'importance de survie des souches et de développement des rejets,
- proposer une gestion adaptée des peuplements affectés par le feu pour éviter que leur avenir soit compromis.
- identifier les facteurs pouvant intervenir dans la réussite ou l'échec du processus de récupération sanitaire ; il convient d'identifier les facteurs contribuant dans la viabilité des souches et la production des rejets,
- fournir des connaissances utiles pour la gestion des peuplements après incendie visant leur restauration forestière et économique (remise en production du liège des peuplements) et environnementale (biodiversité du sous-bois).

Chapitre III : Matériel et méthodes d'étude

2- Choix de la zone d'étude

La zone d'étude est située au sud-est de la wilaya de Jijel (36 ° 39 '38' 'Nord, 5 ° 47' 28 " Est); elle fait partie du massif forestier sublittoral de la région de Texenna. Le relief est très accidenté avec des pentes généralement abruptes (jusqu'à 40%). L'altitude varie entre 400 et 1034m. Les sols sont principalement cristalloylliens (**Boudy, 1955**). Le massif forestier jouit d'un climat méditerranéen avec une pluviométrie annuelle moyenne de 984 mm (1992-2017), et une température annuelle moyenne de 14,7°C variant de 4.1°C en hiver à 27.0°C en été, (**ONM, 2018**). Ceci soumet la zone d'étude à un bioclimat humide à hivers doux selon la classification d'Emberger (**Emberger, 1955**).

Au plan forestier et en l'absence des incendies, ce massif offrait des beaux paysages très découpés dominés par des peuplements de chêne liège purs, mieux équilibrés et d'âges très variés (**Boudy, 1955**). Le volume de liège ainsi extrait était de bonne qualité et atteignait 3000 quintaux par an en moyenne pour une période de 12 ans. Le sous-bois était très pauvre, du fait de la forte densité des arbres (>300 tiges à l'hectare). Au fil du temps, ces peuplements ont été façonnés par des passages répétés des incendies de forêt dont certains étaient catastrophiques. Les années 2007 et 2012 étaient particulièrement catastrophiques pour les subéraies de cette région où les incendies ont affecté près de 2094 ha et 2517 ha respectivement de peuplements de chêne- liège.

En conséquence et en absence des travaux de récupération forestière, l'aspect général des peuplements est formé de vieilles futaies claires avec un maquis, abondant et parfois dense et impénétrable dominé par *Erica arborea* et *Arbutus unedo*.

3-Choix des sites d'étude

Le travail de terrain a été mené dans le massif forestier de Texana parcouru par deux derniers incendies de forêt catastrophiques des étés 2012 et 2014. Au total, 38 sites brûlés ont été installés dans 13 cantons appartenant aux quatre forêts domaniales (**Tableau20**). La majorité de ces cantons ont été incendiés en 2012 sur de grandes superficies (>30ha) : la superficie totale incendiée durant les mois de juillet et août est de l'ordre de 772 ha. L'incendie a touché 4 fois le canton Djerda dans la même année. Tandisque la superficie totale incendiée en 2014 dans les cantons d'étude est estimée à plus de 100 ha.

Tableau20 : Répartition des sites d'étude par canton et année d'incendie

Forêt domaniale (superficie)	Canton	Nombre de sites	
		Feu 2012	Feu 2014
RekkadaMetlatine (2155.78 ha)	Djouaneb		1
	Sendouh		1
	ArkDarma		2
	OuledKhiroum		1
	Harma		2
	Tassouda	3	2
	Tabellout		2
	Béni-Foughal		1
OuledDjendjen (2709,06 ha)	Boudouda		1
Béni Khettab(1348.28 ha)	Djerda	18	1
	Indjar		1
	Chouf		1
R'Kibet-Lamaiz (75 ha)	R'Kibet-Lamaiz		1
Total		21	17

Chapitre III : Matériel et méthodes d'étude

La lecture de ce tableau fait ressortir ce qui suit :

- dans les forêts brûlées en 2012, on a installé au total 21 sites appartenant aux deux cantons suivants: i) le canton Tassouda de la forêt de Rekkada-Metlatine avec 3 sites d'étude, et ii) le canton Djerda de la forêt de Béni Khettab avec 18 sites d'étude. Dans ces cantons, le feu a parcouru 36 ha et 73 ha respectivement ce qui représente une superficie totale de 109 ha.

- dans les forêts brûlées en 2014, on a installé 17 sites dans 13 cantons appartenant à quatre forêts domaniales à raison d'1 à 2 sites par canton. Parmi ces cantons, on trouve deux cantons déjà parcourus par le feu de 2012. Il s'agit des cantons de Tassouda et Djerda.

Au total, 19 sites ont été localisés dans le canton Djerda, 5 sites dans le canton Tassouda et un à 2 sites dans chacun des cantons restants.

4-Echantillonnage

L'inventaire de gestion forestière (**Lecomte et Rondeux, 2002**), dont le principe d'échantillonnage est basé sur l'estimation des caractéristiques de la population à partir des caractéristiques de l'échantillon qui impliquent l'estimation du matériel sur pied. Il doit être en ordre principal de fournir des données dendrométriques des peuplements : nombres de tiges, surfaces terrières, etc. Dans notre cas, chaque site d'étude est composé généralement de 4 placettes rarement 2 contiguës le long d'un transect de direction Est-Ouest (**Tableau 21**). L'échantillonnage ainsi adopté dépendait de l'accessibilité aux sites brûlés, la densité des peuplements et des conditions de travail sur le terrain tout en essayant de couvrir au mieux l'ensemble des peuplements incendiés sans confondre pour autant les sites incendiés en 2014 avec ceux en 2012 (cumul abondant des cendres sur le sol).

Tableau 21: Répartition du nombre de placettes par site d'étude

Forêt domaniale	Canton	Nombre	
		Sites	Placettes
RekkadaMetlatine	Djouaneb	1	4
	Sendouh	1	2
	ArkDarma	2	4
	OuledKhiroum	1	4
	Harma	2	2-4
	Tassouda	5	4
	Tabellout	2	4
	Béni Foughal	1	4
OuledDjendjen	Boudouda	1	4
Béni Khettab	Djerda	19	4
	Indjar	1	4
	Chouf	1	4
R'Kibet-Lamaiz	R'Kibet-Lamaiz	1	4
	Total	38	148

5--Données placettes

Chaque placette circulaire de 4 ares (rayon 12m) est délimitée par la mire de Pardé et le dendromètre Blûme-Leiss (**Rondeux, 1999**). Au moins 7 arbres partiellement ou

Chapitre III : Matériel et méthodes d'étude

complètement brûlés contenus à l'intérieur ont été sélectionnés par la méthode de proche en proche (**Muller, D'ensoi et Lambert, 1974**) à partir de l'arbre central matérialisé à la peinture. Au total, 148 placettes ont été installées dans le massif forestier ; elles sont réparties entre 84 placettes brûlées en 2012 et 64 placettes en 2014 (**Tableau 21**).

6- Caractérisation des placettes et des sites d'étude

L'ensemble des 148 placettes installées dans 38 sites d'étude ont fait l'objet : i) d'une description des conditions du milieu dans lesquelles évoluent les peuplements et ii) des inventaires sanitaires durant quatre années successives (2014-2017). Pour caractériser les sites d'étude, plusieurs variables ont été mesurées à l'intérieur de chaque placette. Il s'agit de :

6.1.-Relevés géographiques et topographiques

Plusieurs variables géographiques et topographiques ont été relevées dans chaque placette et incluaient :

- i) les coordonnées géographiques sont relevées par un GPS (Geographic Positioning System) au centre de chaque placette.
- ii) la plus forte pente ou pente dominante (P) mesurée en utilisant un clinomètre optique (**Catry et al., 2013**). Les différentes mesures d'inclinaison sont regroupées par classes suivantes correspondant chacune à une situation topographique particulière : classe 1 (P < 5% : pente faible), classe 2 (P : 5-10% : pente moyenne) ; classe 3 (P : 10-20% : pente forte) et classe 4 (P > 20% : pente abrupte). Dans les deux dernières classes de pente, le terrain est considéré comme abrupt et accidenté.
- iii) L'exposition dominante (Expo) est déterminée avec une boussole : Sur les montagnes, l'orientation des versants joue un grand rôle dans la diversité végétale et donne lieu à des microclimats mais aussi au déclenchement et propagation du feu. De cela, on enregistre, des versants plus chauds à orientation sud et sud-ouest, alors que les versants plus froids sont ceux orientés au nord et nord-est (**Demarteau, 2006**).
- iv) L'altitude (Alt) est enregistrée avec un GPS au centre de la placette (**Acacio et al., 2010, Catry et al., 2013**). Les différentes mesures d'altitude ainsi obtenues sont distribuées sur la base d'un étagement altitudinal de 100m.

Les caractéristiques structurales et dendrométriques des peuplements du chêne liège ont été décrites à partir des mesures relevées d'arbres sélectionnés, vivants ou morts, partiellement ou complètement brûlés par les feux. Pour cela, on a retenu trois critères :

6.2-Relevés forestiers

Les caractéristiques forestières des peuplements évoluant dans les placettes et sites ont été décrites selon deux critères à savoir, i) la densité totale et ii) la surface terrière totale.

6.2.1- Densité des peuplements (Ds)

La densité est un descripteur de base de l'état de la parcelle qui reflète le degré de compétition entre les arbres (**Rondeux, 1999**). Elle a été déterminée en divisant le nombre total d'arbres dans la parcelle par la surface de la parcelle exprimée en hectare (**Parde et Bouchon, 1988**).

Chapitre III : Matériel et méthodes d'étude

Selon **Francllet (1972)**, le nombre de tiges augmente pendant la période de construction du peuplement, puis il diminue très rapidement et d'une façon continue sous l'effet de plusieurs facteurs tels que l'influence de l'homme, la concurrence vitale entre les espèces et les sujets d'une même espèce et les facteurs accidentels comme la neige collante, les vents violents, les invasions d'insectes et les incendies de forêt. 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 et S : surface de la placette

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

Avec n_i : nombre de tiges par placette et D_p : densité de la placette.

La densité ainsi obtenue (placette/site) est répartie entre 5 classes suivantes :

Classe 5 : Peuplement très dense : > 400 arbres ha^{-1} ;

Classe 4 : Peuplement dense : $300 \leq D_s < 400$ arbres ha^{-1} ;

Classe 3 : Peuplement moyennement dense : $200 \leq D_s < 300$ arbres ha^{-1} ;

Classe 2 : Peuplement clair : $100 \leq \text{densité} < 200$ arbres ha^{-1}

Classe 1 : Peuplement très clair : $D_s \leq 100$ arbres ha^{-1}

6.2.2-Surface terrière (G)

C'est un paramètre qui caractérise au mieux la densité d'un peuplement ; il est lié 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 (**Bouchon, 1979**) en affectant en conséquence la croissance des tiges. La surface terrière d'un arbre est la surface de la section transversale de cet arbre à hauteur d'homme à 1.30m du sol (**Parde et Bouchon, 1988**). Dans la pratique, cette surface a été assimilée à celle d'un disque et la surface terrière a été ainsi estimée pour tous les arbres à partir de la circonférence C en utilisant l'expression suivante :

$$g = C^2/4 \pi.$$

Pour chacun des sites, la surface terrière G a été calculée en faisant la somme des surfaces terrières de tous les arbres par hectare = $\sum gi = \sum C^2/4 \pi$.

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 : $G_i < 10$ $m^2 ha^{-1}$

6.2.3-Hauteur dominante (Hd):

Cette variable est liée à la fertilité stationnelle (**Sánchez-González et al., 2010**). En effet, la hauteur dominante correspond à la moyenne arithmétique des 100 plus gros bois à l'hectare (**Rondeux, 1999**),

6.2.4-Typologie des peuplements

Chapitre III : Matériel et méthodes d'étude

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 typologie du peuplement est caractérisée selon la répartition des dimensions des arbres en 5 classes de diamètre sous écorce calculé à partir de la formule suivante :

$$\varnothing = C_{1.30} / \pi - 2E \text{ (cm)}$$

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

Chaque classe correspond à une catégorie de bois particulier (**Amandier, 2004 ; Letreuch-Belarouci et al., 2009 ; IML, 2016**): P : Perchis (7,5 < \varnothing < 17,5 cm), PB : Petit bois (17,5 < \varnothing < 27,5 cm), BM : Bois moyen (27,5 < \varnothing < 42,5 cm), GB : Gros bois (42,5 < \varnothing < 62,5 cm) et TGB : Très gros bois (\varnothing > 62,5cm).

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

6.3-Relevés végétatifs et recouvrement du sous-bois

La connaissance de l'abondance de la végétation (c'est-à-dire le sous-bois) avant et après le feu s'avère indispensable car elle intervient sur la dynamique de la végétation et 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**).

Afin de suivre la dynamique de la végétation du sous-bois des sites de la subéraie après le passage du feu 2012 seulement, on a réalisé un échantillonnage qui consiste à choisir au niveau de chaque site d'étude des échantillons qui paraissent plus représentatifs et suffisamment homogènes (**Gounot, 1969 ; Long, 1974**). Au niveau de chaque site d'étude, on a installé un quadrat d'échantillonnage de 100 m² de surface soit 10 x 10 m de côté. Le centre de chaque unité est repéré par un GPS.

Dans des travaux relatifs au même sujet, **Trabaud (1980)** avait utilisé la même superficie pour l'échantillonnage de diverses communautés végétales dans le Bas-Languedoc, ainsi que **Capitanio et Carcaillet (2008)** dans une pinède à *Pinus halepensis* du sud de la France.

La méthode consiste à tendre une ficelle entre deux piquets au ras du sol tous les 10mètres soit 4fois 10m. Au total, 13 unités d'échantillonnage ont été installées pour apprécier la dynamique post-feu de la végétation accompagnatrice du chêne liège. Au niveau de chaque unité, on a effectué des relevés stationnels à savoir l'altitude, l'exposition et la pente (**Annexe A2**).

Les relevés floristiques se basent sur un inventaire complet que possible de la végétation qui pousse dans les sites d'étude avec le chêne liège. Ces relevés floristiques ont été effectués chaque année au printemps soit trois années successivement (2015, 2016 et 2017). En outre, ces relevés de végétation sont décrits sur une échelle de distribution horizontale et verticale.

6.3.1-Distribution horizontale

La structure horizontale rend compte de la répartition des individus dans un plan. L'étude de cette structure est importante car la répartition des individus résulte des mécanismes de fonctionnement des espèces (mode de régénération, sensibilité aux facteurs du milieu, compétition, etc.). Elle consiste à dresser la liste de toutes les espèces tout en notant leur abondance dominance.

L'abondance exprime le nombre d'individus qui forme la population de l'espèce présente dans le relevé et la dominance représente le recouvrement de l'ensemble des individus d'une espèce donnée, comme la projection verticale de leur appareil végétatif aérien sur le sol. Selon **Grandjouan (1996)**, la surface de recouvrement d'une espèce est exprimée par un pourcentage entre la surface occupée par un taxon comparée à la surface totale de la station.

L'échelle utilisée pour l'évaluation est celle de **Braun –Blanquet (1928)** qui a créé des coefficients qui associent les concepts d'abondance et de dominance ; cette échelle des coefficients est exposée par **Guinochet en 1973** et elle comporte cinq niveaux :

r : rare, (individu unique, très faible recouvrement)

1(+) Peu d'individus avec très faible recouvrement

1: Individus dispersés mais de recouvrement faible < 1/20 de la surface de référence (5%)

2 : Individus abondants ou très abondants, recouvrant entre 1/20 et 1/4 de la surface de référence (5-25%)

3: Nombre d'individus quelconque, recouvrant entre 1/4 et 1/2 de la surface de référence (soit de 25 à 50%)

4:Nombre d'individus quelconque, recouvrant entre 1/2 et 3/4 de la surface de référence (soit de 50 à 75%)

5 : Nombre d'individus quelconque, recouvrant plus de 3/4 de la surface de référence (soit >75%)

6.3.2-Distribution verticale

La structure verticale représente la distribution des individus par classes de hauteur ; elle offre l'intérêt de pouvoir fournir un indicateur de richesse du site. Selon **M'Hirit(1982)**, la structure verticale de la végétation correspond au recouvrement du sol par les différentes strates arborescente, arbustive, sous arbustive et herbacée. Elle peut renseigner sur les potentialités de la station et sur le dynamisme du peuplement forestier.

Le relevé de végétation est décrit sur une échelle de distribution verticale. Selon la proportion donnée par **Godron et al. (1968)** et commentée par **Long (1974)**, on distingue les strates suivantes :

Strate 1 : <0,5m (strate sous arbrisseau)

Strate 2 : 0,5–1m (strates arbrisseau)

Strate 3 : 1–2m (strate sous arbustive)

Strate 4 : 2–4m (strate arbustive basse)

Strate 5 : > 4m (strate arbustive haute)

Chapitre III : Matériel et méthodes d'étude

Ainsi les deux échelles nous permettent d'évaluer le recouvrement de chaque strate, celles des strates arbustive et herbacée, la hauteur (cm) la plus dominante de la strate arbustive ainsi que le profil de stratification du site par stade après le feu.

6.3.3-Etapes d'échantillonnage

L'étude de ces paramètres floristiques nécessite un ensemble des opérations qui consiste d'abord à un inventaire de toutes les espèces présentes dans le site dont le but est de les identifier. Il s'agit en particulier des espèces accompagnatrices du chêne-liège.

Ensuite, il faut découper la surface de référence de chaque quadra en quatre portions ; dans chacune de ces portions, on a compté le nombre d'individus et rejets relatif à chaque espèce présente.

Cette étape est suivie par des mesures des hauteurs (minimale, moyenne et maximale) dont le but est de dégager l'intervalle de hauteur de chaque espèce.

La structure de la végétation a été quantifiée en estimant visuellement le pourcentage de la surface occupée par l'espèce par rapport à la surface de la portion. L'ensemble des 4 pourcentages constitue le recouvrement de l'espèce en question dont la somme constitue le recouvrement de la strate arbustive.

Cette opération a été réalisée en prenant en considération la position d'individus associée à leur recouvrement (**Braun Blanquet, 1928**). Ainsi, les espèces ont été classées par la suite suivant une distribution verticale. L'ensemble des plantes herbacées ont été regroupées dans la strate herbacée. Ainsi le recouvrement total de toutes les espèces nous donne le profil de stratification.

6.4- Régime des incendies de forêt dans les sites d'étude

La connaissance de la fréquence, la saison, la périodicité et le moment des incendies de forêt sont déterminants sur les réponses des arbres aux passages des feux ainsi que leurs effets. En outre, l'étude du régime des feux nous indique si l'incendie s'est produit plus tôt ou plus tard durant la saison de croissance, car les incendies se produisant souvent lorsque les arbres poussent activement ont un impact négatif sur la capacité de régénération (**Catry et al., 2012**). L'analyse du régime des incendies est réalisée à partir des données fournies par les services forestiers durant une longue période.

6.5- Relevés climatiques

Ils concernent principalement les mesures pluviométriques et thermiques obtenues à partir de la station de référence (station météorologique de Taher, wilaya de Jijel). Ces mesures servent à caractériser les conditions climatiques qui ont régné dans la région de Texenna durant les années des feux de forêts (2012 et 2014) et tout au long de la période d'observation (2014 à 2017).

7-Données arbres

Au total, 1980 arbres partiellement ou complètement brûlés en 2012 et 2014 ont été sélectionnés et évalués durant quatre années. Ces arbres sont répartis entre 1042 brûlés en 2012 et 938 brûlés en 2014. Ils ont été tous matérialisés en vue de faciliter le recensement et d'éviter de faire des erreurs d'inventaires. Plusieurs relevés ont été réalisés qu'une seule fois

Chapitre III : Matériel et méthodes d'étude

au début de la période d'étude. Il s'agit des relevés dendrométriques et d'exploitation. Par contre d'autres mesures ont été effectuées chaque année telle que les inventaires sanitaires.

7.1- Relevés dendrométriques

7.1.1-Circonférence sur écorce (C) : c'est une circonférence extérieure mesurée sur la croûte du liège à 1.30 m du sol à l'aide d'un mètre ruban. Quelques cas particuliers ont été rencontrés sur terrain en l'occurrence les arbres fourchus en dessous de 1.30 m. Dans ce cas, les mesures sont prises séparément et les arbres sinueux sont mesurés 1.30 m le long du tronc.

7.1.2- Diamètre des arbres (D)

Le diamètre des arbres est déterminé à partir de la mesure de la circonférence à 1.30 m sur liège ; il est calculé par la formule suivante (**Saccardy, 1937**) :

$$\text{Circonférence sous liège} = \text{Circonférence sur liège} - (\pi * E)$$

$$D = C_{1.30} / \pi - E$$

Avec $C_{1.30}$: Circonférence sur écorce (cm) prise à 1.30m du sol, E : épaisseur du liège (cm)
Les différentes mesures de diamètre du tronc (cm) sont réparties en classes de 10cm pour déterminer la structure diamétrale du peuplement.

7.1.3-Hauteur totale (Ht)

La hauteur totale de l'arbre est définie comme étant la distance verticale séparant le pied de l'arbre et son bourgeon terminal (**Marchal et Rondeux, 1995**). Elle est mesurée pour chaque sujet contenu dans la placette à l'aide d'un Dendromètre Blûme-Leiss.

7.1.4-Hauteur de fût (Hf)

C'est la distance entre le pied de l'arbre et les premières ramifications où partent les branches principales. Ce paramètre est mesuré aussi au moyen d'un décamètre.

7.2- Relevés d'exploitation

7.2.1- Etat d'exploitation des arbres (EX):

Il consiste à distinguer les sujets non exploités encore recouverts du liège vierge et les sujets exploités dont le tronc est recouvert d'une couche du liège de reproduction. Cette dernière catégorie d'arbres a fait l'objet de plusieurs mesures suivantes qui permettent de décrire la qualité de la dernière opération d'exploitation du liège appliquée à chaque arbre.

7.2.2- Epaisseur de liège (E)

Elle correspond à la moyenne des mesures effectuées sur quatre directions par le biais d'une jauge à écorce. La mesure est faite à une hauteur de 1.30 m du sol (**Massenet, 2010**). Pour un même arbre déjà exploité, l'épaisseur de liège de reproduction n'est pas constante sur toute la hauteur du tronc. Elle est plus importante dans la partie basale du tronc que vers la couronne (**Saccardy, 1937**). En plus, l'épaisseur du liège de reproduction est en relation directe avec le temps depuis la dernière exploitation. En effet, on note dans la région d'étude ; que les arbres

Chapitre III : Matériel et méthodes d'étude

produisent au bout d'un cycle de production de 9 ans une épaisseur moyenne de 27 mm. On considère donc que la vitesse moyenne des accroissements annuels est de 3mm (**Roula ,2010 ; Dehane, 2012**).

L'ensemble des mesures du liège de reproduction est regroupé en classes d'épaisseurs par tranches de 5mm pour déterminer la structure des épaisseurs du liège. Ces épaisseurs atteintes par les feux sont réparties aussi par catégories de liège suivantes (**Pereira, 2007**) :

- * Flotte (< 22mm),
- * Mince (22-27 mm),
- * Juste (27-32 mm),
- * Régulier (32-40 mm),
- * Epais (> 40 mm).

7.2.3- Hauteur d'exploitation (He)

La hauteur du dernier écorçage est mesurée par un mètre ruban ; elle est souvent visible depuis la dernière récolte. Elle détermine la surface génératrice et intervient dans la surface exposée au passage du feu. Son augmentation ou diminution détermine la sévérité du feu (dommages causés aux troncs). Théoriquement, il existe pour chaque arbre ou peuplement, une hauteur adéquate permettant une meilleure production du liège (**Saccardy, 1937, Natividade, 1956 ; Pereira, 2007**).

7.2.4- Coefficient d'écorçage (Ce)

La hauteur d'écorçage, proportionnée à la circonférence sur-écorce à 1.30 m détermine le coefficient d'écorçage (Ce) (**Saccardy, 1937 ; Boudy ; 1950, Natividade, 1956**). Ce coefficient nous permet de juger la qualité de l'exploitation du liège qui dépend des conditions de végétation du chêne liège. Il est fixé comme suit (**Saccardy, 1937 ; Natividade, 1956**):

- * 1.5 pour un arbre de végétation médiocre ;
- * 2 pour un arbre de végétation moyenne ou normal,
- * 2.5 pour un arbre de végétation vigoureuse.

7.2.5-Age du liège de reproduction

Il est fonction de la date de la dernière récolte (selon les documents forestiers lorsqu'ils sont disponibles ou estimés selon les résultats de la croissance du liège de la région (**Roula, 2010**)). Les deux facteurs à savoir la vitesse moyenne des accroissements et l'épaisseur du liège nous permettent d'estimer l'âge approximatif du liège de reproduction de l'arbre correspondant. 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.

7.3- Estimation de l'endommagement du bois

L'appréciation visuelle de l'état du tronc a pour objet de vérifier la présence ou l'absence des crevasses qui est la partie manquante du tronc correspondant au bois altéré. Les blessures du tronc causées lors des récoltes du liège représentent souvent une gravité pour l'arbre en cas d'un incendie (**Lamey, 1893, Natividade, 1956**); elles correspondent à la proportion de la surface du tronc endommagée rapportée à la hauteur du fût. Selon le degré d'altération du

tronc (%), les crevasses sont notées en cinq classes:

Classe 0 (0%) : Bois non endommagé ou sain

Classe 1 (<1%) : Endommagement du bois faible

Classe 2 (1-10%) : Endommagement du bois moyen

Classe 3 (15-25%) : Endommagement du bois assez fort

Classe 4 (>25%) : Endommagement du bois fort

7.4- Relevés des dommages causés par le feu

La capacité d'un arbre à survivre après un incendie dépend en grande partie des dommages subis par la cime, le tronc et les racines (Ryan 1982 ; Catry et al., 2006 ; Piment et al., 2014). Il est relativement facile de déterminer le niveau des blessures de la couronne et du tronc par l'examen direct, tandis que les blessures causées aux fûts et racines sont beaucoup plus difficiles à quantifier sans échantillonnage destructif (Ryan, 1982). En conséquence, des mesures de substitution ont été mises au point pour évaluer le degré de blessure au cambium après l'incendie et, dans une moindre mesure, de blessure à la racine.

7.4.1-Evaluation de la vitalité post-incendie des arbres brûlés

Elle repose essentiellement sur la présence ou l'absence de régénération végétative au niveau de différentes parties de l'arbre brûlé. Les réactions végétatives des arbres nous renseignent généralement sur les niveaux de dégâts ainsi causés par les feux. Selon la gravité des dommages, les arbres peuvent présenter quatre modalités de réponse (Catry et al., 2006; Moreira et al., 2009).

En effet, à de faibles niveaux de dégâts, un arbre devrait reprendre à partir des bourgeons de la couronne qui survivent à l'incendie. Par contre à des niveaux de dégâts croissants, le sujet reprend de la couronne et de la base ou juste à partir de la base. Dans des cas extrêmes, les mourront. On distingue alors quatre catégories de reprise végétative (Figure 32)

- 1) reprise exclusive de la couronne (C) ;
- 2) reprise simultanée de la couronne et du collet (CB) ;
- 3) repousse exclusive du collet (B)
- 4) arbres mort sans réponse régénérative (M)

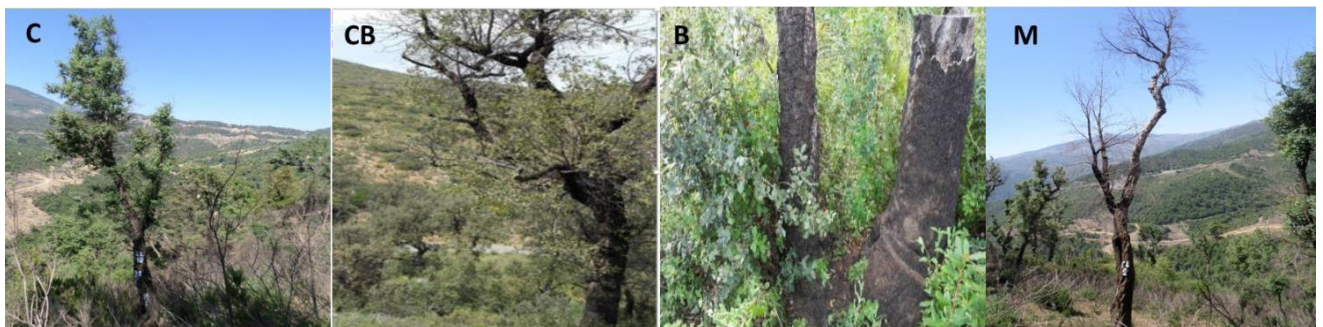


Figure 32: Différentes réponses des arbres du chêne liège après le passage du feu

7.4.2- Evaluation de la sévérité du feu

Elle est appréciée par des indices indirects de l'estimation de la violence du feu subie par chaque arbre, déterminé par l'aspect et le degré de calcination et des blessures des arbres. Ces

Chapitre III : Matériel et méthodes d'étude

indices sont déjà utilisés par **Amandier (2004)** ; **Santiago-Beltran (2004)**, et adapté à la forêt de chêne liège de l'Algérie (**Bouhraoua et Bouazzaoui, 2020**). Elle est notée par les classes suivantes (**Figure 33**)

Classe 1 : Le feuillage de l'arbre visible, roussi, avec quelques feuilles encore vertes et le liège n'est pas brûlé sur toute sa hauteur (1^{er} degré de brûlure)

Classe 1 a : Le taux de feuillage grillé et vert est supérieur au taux de feuillage consumé

Classe 1 b : Le taux de feuillage grillé et vert est inférieur au taux de feuillage consumé

Classe 2 : Le feuillage est absent, mais de nombreux rameaux fins sont encore visibles ; le liège est noir sur presque toute sa surface (2^{ème} degré de brûlure).

Classe 3 : Aucune brindille n'est visible, seule l'architecture principale de l'arbre est en place. Le liège est fortement brûlé au pied et toute sa surface est calcinée (3^{ème} degré de brûlure)

Classe 4 : La violence du feu a provoqué la combustion totale du liège fin (carbonisation). Les arbres gravement blessés crevassés ou chutés sont encore marqués dans cette classe (4^{ème} degré de brûlure).

Les classes de degré du feu ont été déterminées immédiatement après l'incendie de l'année 2014 seulement (soit 2 mois après le passage du feu)

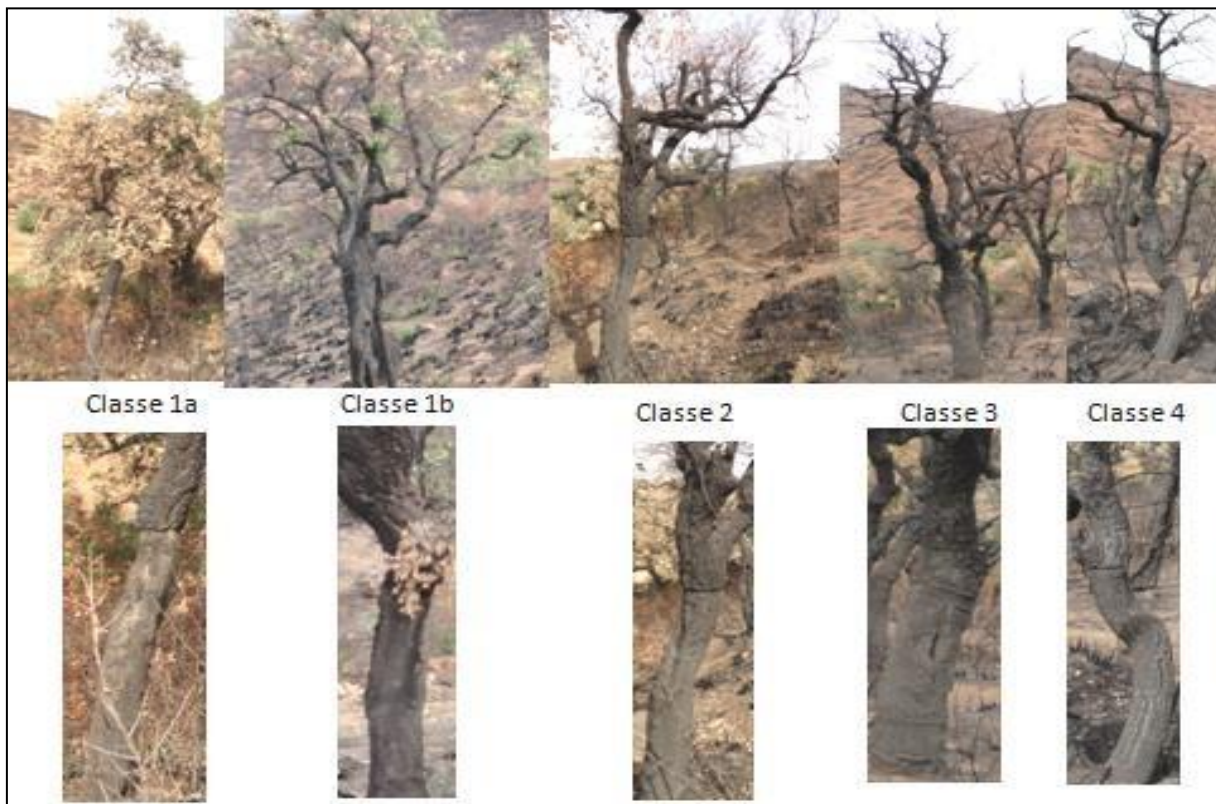


Figure 33: Différentes sévérités du feu sur les arbres de chêne liège (original)

7.4.3-Hauteur maximale de carbonisation (HC_{max})

Cette variable est utilisée pour caractériser la sévérité du feu. C'est la hauteur de carbonisation maximale ; elle est exprimée en proportion (%) de la hauteur des arbres (**Moreira et al., 2007**). Cet indicateur de dégâts, permet d'évaluer l'intensité et la sévérité du feu dans les sites incendiés. Elle fournit indirectement des informations sur la lésion de tissu cambial ou de feuillage (**Woolley et al., 2012**). Selon les valeurs, la hauteur de carbonisation maximale est

notée par classes suivantes:

Classe 1 : Arbre faiblement carbonisé [1-25%]

Classe 1 : Arbre moyennement carbonisé [25-50%]

Classe 2 : Arbre fortement carbonisé [50-75%]

Classe 3 : Arbre très fortement carbonisé [75-100%]

7.5- Relevés sanitaires

7.5.1-Evolution temporelle du taux de récupération foliaire des arbres survivants

Les feuilles étant pour l'arbre des organes d'élaboration des matières énergétiques sans lesquels aucun accroissement n'est possible. La privation du feuillage entraîne nécessairement un arrêt dans la croissance, et par suite une diminution dans la production du liège (**Lamey, 1893**).

Dans la plupart des cas, après un incendie, une grande partie du feuillage peut être perdue, même lors des feux de faible intensité. L'arbre perd beaucoup de sa surface foliaire à cause des effets de la chaleur et dans les cas les plus graves, l'aspect externe de la canopée peut sembler carboniser voire consumer.

Les arbres brûlés ayant manifesté une reprise végétative de la couronne (arbres survivants appartenant aux catégories C et CB) ont fait l'objet d'un suivi sanitaire pendant trois à quatre années consécutives selon les feux de 2014 et 2012 respectivement. Il repose sur l'évaluation de la capacité annuelle des arbres à reconstituer leur biomasse aérienne. Ce descripteur est considéré plus comme un «*indicateur*» de santé qu'une véritable mesure de vitalité des arbres forestiers (**Landmann, 1988**). Pour cela et pendant la saison de repos végétatif de chaque année (2014, 2015, 2016 et 2017), la proportion de feuillage récupéré de chaque arbre a été appréciée visuellement par rapport à une cime d'un arbre de référence supposé sain avant l'incendie (**DSF, 1991**).

Le protocole d'observation et de notation consiste à découper le houppier de l'arbre en quatre parties et après avoir estimé chaque zone régénérée en pourcentage, on calcule le taux moyen du houppier récupéré. Selon l'importance de reprise végétative (RV), chaque relevé sanitaire est affecté à l'une des six classes suivantes dont chacune traduit un état sanitaire particulier (**Bouhraoua, 2003 ; Bouhraoua et Bouazzaoui, 2020**) :

En fonction de l'importance de récupération foliaire, les données sanitaires sont enregistrées dans cinq classes de reprise végétative dont chacune correspond à une situation sanitaire particulière :

RV₀ : arbre mort sans nouveau feuillage ou au feuillage complètement desséché;

RV₁ : <10% de récupération foliaire: arbre gravement dépéri ou très faiblement récupéré),

RV₂ :15-25% de récupération foliaire ; arbre dépéri ou faiblement récupéré),

RV₃ :30-50% de récupération foliaire; arbre affaibli ou moyennement récupéré),

RV₄ :60-75% de récupération foliaire; arbre assez vigoureux ou fortement récupéré),

RV₅ :>75% de récupération foliaire; arbre vigoureux ou très fortement récupéré).

Selon l'importance de la reprise végétative, les arbres sont distribués en trois catégories sanitaires :

Chapitre III : Matériel et méthodes d'étude

- ▶ arbres vigoureux ayant reconstitué plus de 60% de leur houppier (Catry et al., 2012b, IML, 2016) ; ils sont aptes à une récolte précoce du liège flambé : RV_{4-5}
- ▶ arbres affaiblis ayant reconstitué moins de 60% de leur houppier, ils sont inaptes à une récolte précoce du liège flambé : RV_{1-2-3}
- ▶ arbres morts non repris : RV_0

Il convient de signaler que les arbres des trois premières classes de reprise végétative ($RV < 60\%$) sont qualifiés d'«atteints» ne convenant pas une récolte précoce du liège flambé. Les tendances interannuelles de récupération foliaire des arbres survivants ont été évaluées par catégories de situation suivantes :

-Stabilité (S) : Elle concerne les arbres ayant conservé leur classe de reprise végétative entre deux années consécutives : (RV_1-RV_1) , (RV_2-RV_2) , etc.

-Amélioration (A) : elle concerne la translation de la classe de reprise végétative vers les classes supérieures : (RV_1-RV_2) , (RV_1-RV_3) , (RV_2-RV_4) , etc.

-Dégradation (D) : elle concerne la translation de la classe de reprise végétative vers les classes inférieures : (RV_1-RV_0) , (RV_2-RV_0) , (RV_2-RV_1) , etc.

7.5.2-Evolution temporelle de la mortalité des arbres

Dans chacun de sites sélectionnés, le nombre d'arbres morts a été noté annuellement. La mortalité de la couronne et la mortalité totale cumulée en pourcentage a été calculée en faisant le rapport entre l'effectif des arbres morts et celui du total des arbres dans chaque site. Ces deux paramètres nous a permis de suivre l'évolution de la mortalité des arbres durant la période d'observation (2014 ; 2015 ; 2016 et 2017). La distribution des arbres morts suivant les classes de diamètre a été effectuée. Il convient de signaler que la mortalité des arbres ainsi considérée ici correspond :

- 1- à la mortalité de la couronne (MC) : avec régénération du collet et même du tronc
- 2- à la mortalité de la tige (MT) : sans aucune régénération (collet ou tronc)

7.5.3-Evolution temporelle de la récupération sanitaire des peuplements brûlés

Pour évaluer l'état général de récupération sanitaire des peuplements touchés par les deux feux, on a employé un indice de santé (IS), calculé à partir des reprises végétatives (RV) de l'ensemble des arbres inventoriés pris individuellement. Cet indice est déjà utilisé pour le chêne liège non brûlé en se basant sur le symptôme «déficit foliaire» (Bouhraoua et Villemant, 2005; Naggar et al., 2019). Mais dans nos conditions de travail, le principe de calcul de cet indice reste le même sauf qu'il est basé sur le descripteur «reprise végétative». Il est exprimé par la formule suivante:

$$IS = \sum_{n=0}^5 n_i * p_i / N$$

n_i : nombre d'arbres de chaque classe de reprise végétative (RV) ; p_i : Poids de la classe 'i' de reprise végétative (0 si $i=0$ (classe d'arbres à mortalité différée), 1 si $i=1$ (arbre très faiblement récupéré), 2 si $i=2$ (arbre faiblement récupéré), ect. N: effectif total d'arbres observés dans le site.

Les principales catégories de santé du peuplement du chêne-liège prises en compte en

fonction de l'indice de santé sont:

- 1: $Is < 1,6$: Peuplement dépéris ou très fortement affaibli/Très faiblement récupéré
- 2: $1,7 < Is < 2,0$: Peuplement affaibli/Faiblement récupéré
- 3: $2,1 < Is < 2,5$: Peuplement moyennement sain/Moyennement récupéré
- 4: $Is > 2,6$: Peuplement sain/Récupéré

8- Impact des incendies de forêts sur la subéraie

Un incendie intense affecte considérablement la composition et la dynamique des peuplements (Gill et al, 2009). Pour connaître les effets de cette perturbation et leurs conséquences sur les subéraies, on a pris deux facteurs en considération en plus des dommages causés aux arbres (type de réponse, rythme de récupération sanitaire, ect) :

- ⊕ Caractérisation de la structure des peuplements après le passage du feu
- ⊕ Estimation de la production du liège perdue sur pied

8.1-Impact sur la structure des peuplements

Il consiste à évaluer :

- ▶ Les paramètres de croissance pour les arbres restants sur pied après le feu à savoir la densité : i) le nombre de tiges qui diminue habituellement et de façon continue en raison de plusieurs facteurs tels que les feux de forêt, ii) la surface terrière, iii) la hauteur et le diamètre des arbres. Il s'agit d'évaluer l'importance de la diminution de ces paramètres
- ▶ La structure et la typologie des peuplements : elles permettent de mettre en évidence les catégories de diamètre les plus touchées par les feux et la nouvelle typologie après le feu
- ▶ Les paramètres d'exploitation : épaisseur et âge du liège, les crevasses des troncs, la hauteur d'écorçage et le coefficient d'écorçage. Ces paramètres permettent de déceler l'état des arbres et des peuplements exploités après feu.
- ▶ La hauteur de carbonisation et les classes de sévérité du feu ; elles permettent de montrer l'effet de l'intensité du feu sur les arbres

8.2-Impact sur la productivité subéricole

La production de liège fournie par un arbre moyen sur pied et celle fournie par un peuplement ont été déterminées à partir des formules simples anciennement proposées par **Lamey (1893) et Saccardy (1937)** pour le liège algérien et par d'autres auteurs pour le liège ibérique (**Montero et al., 1996 ; Sánchez-González et al., 2005**). Elles sont calculées à partir de la surface d'écorçage visible de la dernière exploitation, la circonférence du tronc sur croûte, l'épaisseur du liège lors du passage du feu et la hauteur d'écorçage. Ce dernier paramètre, proportionnel à la circonférence sous écorce, détermine le coefficient d'écorçage (**González-Adrados et al., 2000**).

8.2.1-Technique de l'estimation d'une récolte par arbre sur pied

Afin de calculer la quantité de liège à récolter sur un arbre, il existe des formules qui utilisent des dimensions dendrométriques et d'exploitation directement mesurables sur les arbres :

Chapitre III : Matériel et méthodes d'étude

- ✳ Mesure de la circonférence extérieure sur croûte (C)
- ✳ Mesure de la hauteur d'écorçage (HE).
- ✳ Sondage de l'épaisseur du liège (E).

Le liège forme une enveloppe qui entoure le tronc de l'arbre ; cette enveloppe forme presque un rectangle ou un parallélépipède dont on peut calculer à partir de 3 dimensions le volume et la masse.

- ✓ la longueur d'une planche de liège représente la hauteur d'écorçage.
- ✓ L'épaisseur de la couche du liège est celle prise à la jauge.
- ✓ La largeur est donnée approximativement par la circonférence de l'arbre à 1,30m du sol.

L'estimation sur pied de la production du liège d'un arbre consiste à trouver le poids du liège qu'il porte. Ce dernier correspond à la surface d'écorçage de la planche ou surface exploitable à récolter sur l'arbre (**SE**) exprimée en mètre carré (m²) multiplié par le poids moyen du liège de reproduction par mètre carré de surface de déliègeage (**P_{rod}**) (kg/m²). Ces deux paramètres sont estimés à l'aide des formules suivantes (**Saccardy, 1937 ; IML, 2016**):

- Surface d'écorçage : $SE = (C_{1.30} - \pi E).HE$
- Rendement de l'arbre (kg/m²)=Poids de l'échantillon/surface de l'échantillon ;
- Poids du liège : $P=SE \cdot E \cdot \rho$ (ρ : masse volumique du liège ; kgm⁻³)

En effet, les subéraies déjà étudiées dans notre zone d'étude produisent en moyenne 8.34 kg de liège de reproduction par mètre carré de surface génératrice, au bout d'une rotation de 9 années (**Roula, 2010**).

La meilleure productivité est obtenue dans la forêt de Cheraia avec 8.99kg/m², soit une augmentation de 0.75kg du liège par rapport à la moyenne et 1.59 kg par rapport à la forêt de Sendouh qui présente la plus faible productivité. Ces valeurs obtenues sont très proches des productivités de celles des lièges portugais âgés de 9 ans (**Ferreira et al. 2000 ; Costa et Oliveira, 2001**) ; par contre, elles dépassent de loin celles des lièges de 12 ans des subéraies d'Ain-Draham en Tunisie (**Aloui et al., 2006**).

Les accroissements annuels du liège des 5 subéraies (Harma, Djouaneb, Sendouh, Cheraia et BéniFoughal) varient de 3,07mm à 3,41 mm, soit en moyenne 3,22 mm (**Roula, 2010**).

L'effet stationnel est très marqué pour ce paramètre. La production moyenne de liège diffère d'une station à l'autre. L'analyse statistique montre qu'il existe une différence très hautement significative ($F_{obs} = 16.74$, $F_{th} à 0.99 = 4.72$). Le test de Newman et Keuls fait ressortir deux groupes homogènes qui se distinguent les uns des autres (**Tableau 22**), il s'agit de :

Groupe A qui englobe Cheraia, Harma et Béni Foughal que l'on peut classer comme subéraies productives, puisqu'elles assurent respectivement une production de 8.99kg, 8.90kg et 8.66 kg de liège par mètre carré de surface génératrice.

Groupe B est représenté par les subéraies de Sendouh et Djouaneb, moins productives avec respectivement 7.77kg et 7.40kg de liège par mètre carré de surface génératrice.

Chapitre III : Matériel et méthodes d'étude

Tableau 22: Comparaison inter stationnelle des moyennes des caractères par l'analyse de variance et test de Newman et Keuls

Variables	Sources de variation	S.C.E	D.D.L	C.M	F _{obs}	F _{th}	Test de Newman et Keuls
Epaisseur totale (mm)	V.total	12309.10	422	29.16	9.244***	α=5% ; 2.40 α=1% ; 3.37 α=1% _o ; 4.72	G.A : Cheraia+ B.Foughal G.AB : Harma G.B : Sendouh+ Djouaneb
	V.factorielle	1000.34	4	250.08			
	V.résiduelle	11308,76	418	27.05			
Densité (kg/m ³)	V.total	904923,56	422	2144.36	8.417***	α=5% ; 2.40 α=1% ; 3.37 α=1% _o ; 4.72	G.A : Harma G.AB: Cheraia G.BC : B.Foughal + Sendouh G.C: Djouaneb
	V.factorielle	67913,11	4	16978.76			
	V.résiduelle	837010,45	418	2002.41			
Productivité (kg/m ²)	V.total	1279,11	422	3.03	16.745***	α=5% ; 2.40 α=1% ; 3.37 α=1% _o ; 4.72	G.A : Cheraia+ Harma + B.Foughal G.B : Sendouh+ Djouaneb
	V.factorielle	176,66	4	44.16			
	V.résiduelle	1102,45	418	2.63			
Nombre de pores/150cm ²	V.total	186053.44	99	1879.32	1.975 (N.S)	α=5% ; 2.47 α=1% ; 3.52 α=1% _o ; 5.04	Homogénéité entre les suberaies
	V.factorielle	14286.04	4	3571.51			
	V.résiduelle	171767.40	95	1808.07			
Superficie des pores (mm)	V.total	64.56	199	0.65	7.329***	α=5% ; 2.47 α=1% ; 3.52 α=1% _o ; 5.04	G.A : Cheraia G.B : B.Foughal + Harma + Djouaneb + Sendouh
	V.factorielle	15.22	4	3.80			
	V.résiduelle	49.34	95	0.51			
Coefficient de porosité (%)	V.total	10.82	99	34.72	4.225**	α=5% ; 2.47 α=1% ; 3.52 α=1% _o ; 5.04	G.A : Cheraia G.AB : B.Foughal + Harma G.B : Djouaneb + Sendouh
	V.factorielle	5.41	4	129.81			
	V.résiduelle	50	95	30.72			

S.C.E. Somme des carrés de écarts; D.D.L. Degré de liberté, C.M Carré moyen; F_{obs} Valeur de la fonction observée; F_{th} Valeur tabulée au seuil α; * Différences significatives; **Différences hautement significatives; *** Différences très hautement significatives. N.S: Test non significatif

Pour un même âge, la productivité en liège diffère aussi d'un arbre à l'autre. Cette variabilité individuelle est forte pour l'ensemble des forêts. Les coefficients de variation se situent entre 17.70% et 21.11% (Roula, 2010).

La formule proposée pour le calcul de l'estimation du poids d'un arbre moyen (R : rendement de l'arbre) en employant la surface exploitable est la suivante :

$$R = SE * P_{rod} \text{ (kg)}$$

$$R = (C - \pi * E) * HE * P_{rod} \quad \text{avec } P_{rod} = 8.34 \text{ kg}$$

$$R = (C - \pi * E) * HE * E * \rho \quad \text{avec } \rho = 289$$

8.2.2-Technique de l'estimation d'une récolte d'un peuplement

La production du peuplement (Pd : kg/ha) dans un site correspond à la somme des poids des arbres mesurés sur le nombre d'arbres total par hectare. Elle est estimée donc sur la base du rendement moyen des arbres de la placette et de la densité du peuplement (Ds) (Neggar et al., 2019).

$$Pd = R * Ds \text{ (kg/ha)}$$

La productivité subéreuse du peuplement est donnée par la production du peuplement par rapport au nombre d'années de la rotation.

Dans notre étude, on détermine la production potentielle du peuplement avant et après le passage du feu en prenant en considération le temps minimal pour récolter le liège flambé pour les arbres survivants et prédire la production ultérieure.

Chapitre III : Matériel et méthodes d'étude

9- Traitements des données

9.1- 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 confiance, 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 variance à un facteur a été utilisée aussi pour tester les différences significatives entre les moyennes de chaque trait dendrométrique, de récolte, de dommages causés par le feu et sanitaire. Les autres tests de comparaison sont utilisés notamment le test de Kruskal-Wallis et le test de Tukey. Ces tests déterminent les différences significatives entre les moyennes des groupes. Ces outils permettent de détecter les effets de chacune des caractéristiques du chêne-liège sur sa capacité de survie et de reprise foliaire.

9.2- Analyses statistiques multivariées

Pour déterminer les facteurs affectant la **vitalité des arbres** après incendie de 2012 et 2014, on a adopté la régression logistique binomiale ou modèle linéaire généralisé (GLM) basée sur les réponses binaires post-feu codées en 0 et 1 (**Catry et al., 2009**). Pour cela, on a codé la réponse «*vitalité des arbres*» qui est une variable dépendante qualitative par 1 si l'arbre survie présentant une régénération de la couronne (C-CB) et 0 si l'arbre meurt sans récupération de la cime (M-B) (**Moreira et al., 2007**). Cette variable de réponse binaire traduit l'état physiologique de l'arbre (bon ou mauvais). Elle est donc confrontée aux variables dendrométrique, d'exploitation, d'état sanitaire du tronc et du feu. Les **tableaux 23** et **24** résument les facteurs utilisés dans les modèles de vitalité (MV) post-feu des arbres brûlés en 2012 et 2014.

Tableau 23 : Facteurs utilisés comme prédicteurs potentiels dans les modèles de réponse post-feu 2012 : MV, modèle de vitalité

Facteurs (Code)	Unité	n	Moyenne (DS)	Valeurs extrêmes	Analyse
Niveau de mesure : arbres-échantillons					
Diamètre du bois (D)	cm	1042	28,92 (15,69)	1,270 -171,97	MV
Type de bois	Catégories	1042	-	1-6	-
Hauteur totale (Ht)	m	1042	8,31 (3,64)	1,40-23,0	MV
Etat exploitation (Ex)	Catégories	1042	-	1-2	MV
Taux de crevasse des troncs (Cr)	Catégories	1042	-	1-4	MV
Surface de base (Sb)	m ²	1042	0,08 (0,13)	0,0003-2,24	MV
Epaisseur du liège sur croûte (E)	mm	1042	20,82 (9,63)	1,00-70,25	MV
Hauteur maximale de carbonisation	%	1042	51,78 (25,28)	0-100	MV
Hauteur écorçage (He)	m	1042	1,67 (0,38)	0,00-4,30	MV
Type de réponse	Catégories	1042	-	-	-
Coefficient d'écorçage (Ce)	m	1042	1,51 (0,51)	0,00-3,28	MV

Chapitre III : Matériel et méthodes d'étude

Tableau 24 : Facteurs utilisés comme prédictors potentiels dans les modèles de réponse post-feu 2014 : MV, modèle de vitalité

Facteurs (Code)	Unité	n	Moyenne (DS)	Valeurs extrêmes	Analyse
Niveau de mesure : arbres-échantillons					
Diamètre du bois (D)	cm	938	33,074 (25,88)	0,40-145,00	MV
Type de bois	Catégories	938	-	1-6	MV
Hauteur totale (Ht)	m	938	8,24 (3,48)	1,10-22,50	MV
Etat exploitation (Ex)	Catégories	938	-	1-2	MV
Taux de crevasse des troncs (Cr)	Catégories	938	-	1-4	MV
Surface de base (Sb)	m ²	938	0,14 (0,26)	0,0100-1,66	MV
Epaisseur du liège sur croûte (E)	mm	938	27,62 (13,41)	0,50-86,75	MV
Hauteur maximale de carbonisation (HCmax)	%	938	41,22 (20,97)	0,00-100	MV
Hauteur écorçage (He)	m	938	1,78 (0,46)	0,00-4,26	MV
Type de réponse	Catégories	938	-	1-4	-
Coefficient d'écorçage (Ce)		938	1,68 (0,76)	0,00-6,52	MV
Indice de sévérité (ISV)	Catégories	938	-	1-4	MV

Pour déterminer les facteurs affectant le **rythme de récupération** sanitaire des arbres survivants on a adopté la régression logistique binomiale ou modèle linéaire généralisé (GLM) basée sur les réponses binaires post-feu codées en 0 et 1 (**Catry et al., 2009**).

Pour cela, on a séparé les arbres en deux catégories de réponses binaires selon l'importance de récupération foliaire de la cime atteinte à la fin de la cinquième saison végétative après le feu de 2012 et de la troisième saison végétative après le feu de 2014 :

-1 : bonne récupération sanitaire; cette catégorie d'arbres concerne les arbres vigoureux appartenant aux classes 4 et 5 de reprise végétative (RV₄ et RV₅) ; ils sont aptes à une récolte précoce du liège flambé,

-0 : mauvaise récupération sanitaire: ce sont des arbres affaiblis de régénération médiocre du houppier appartenant aux trois premières classes de reprise végétative (RV₁, RV₂ et RV₃). Ces arbres qualifiés d'«atteints» ne convenant pas une récolte précoce du liège flambé.

Les **tableaux 25** et **26** résument les facteurs utilisés dans les modèles de récupération sanitaire (MRS,) post-feu des arbres brûlés en 2012 et 2014.

Tableau 25: Facteurs utilisés comme prédictors potentiels dans les modèles de réponse post-feu 2012 : MRS, modèle de récupération sanitaire

Facteurs (Code)	Unité	n	Moyenne (DS)	Valeurs extrêmes	Analyse
Niveau de mesure : arbres-échantillons					
Diamètre du bois (D)	m	806	29,39 (16,15)	2,54-168,82	MRS
Hauteur totale (Ht)	m	806	8,73 (3,63)	1,50-23,00	MRS
Taux de crevasse des troncs (Cr)	%	806	0,75(0,78)	0,00-4,00	MRS

Chapitre III : Matériel et méthodes d'étude

Surface de base (Sb)	m ²	806	0,088 (0,14)	0,0005-2,23	MRS
Epaisseur du liège sur croûte (E)	mm	806	23,56 (8,17)	2,25-70,25	MRS
Hauteur maximale de carbonisation (HCmax)	%	806	49,05 (25,71)	0-100	MRS
Hauteur écorçage (He)	m	806	1,67 (0,38)	0,00-4,30	MRS
Coefficient d'écorçage (Ce)	-	806	1,51 (0,51)	0,00-3,28	MRS

Tableau 26: Facteurs utilisés comme prédicteurs potentiels dans les modèles de réponse post-feu 2014 : MRS, modèle de récupération sanitaire

Facteurs (Code)	Unité	n	Moyenne (DS)	Valeurs extrêmes	Analyse
Niveau de mesure : arbres-échantillons					
Diamètre du bois (D)	m	760	29,90 (26,14)	0,30-141,60	MRS
Hauteur totale (Ht)	m	760	8,74 (3,26)	1,10-22,50	MRS
Taux de crevasse des troncs (Cr)	%	760	1,038 (0,99)	0-4	MRS
Surface de base (Sb)	m ²	760	0,16 (0,28)	0,010-1,66	MRS
Epaisseur du liège sur croûte (E)	mm	760	37,49 (19,88)	1,00-86,75	MRS
Hauteur maximale de carbonisation (HCmax)	%	760	37,49 (19,88)	0,00-88,89	MRS
Hauteur écorçage (He)	m	760	1,78 (0,46)	0,00-4,26	MRS
Coefficient d'écorçage (Ce)	-	760	1,68 (0,76)	0,00-6,52	MRS
Indice de sévérité (ISV)	-	760	-	1-4	MRS

Enfin, à l'échelle des sites, la régression logistique binaire n'a pas fonctionné pour examiner **l'interaction potentielle** entre la réponse « *aptitude du peuplement à la récolte du liège* » et les différents facteurs explicatifs. C'est la raison pour laquelle, on a procédé à une analyse factorielle des composantes (AFC).

Pour cela, on a séparé les peuplements en deux groupes selon les proportions d'arbres considérés comme vigoureux indépendamment de leur état sanitaire global (Is): 1 (parcelles aptes à la récolte du liège contenant au moins 45 % des arbres ayant récupéré plus de 60% de leur feuillage (RV₄ et RV₅) et 0 (parcelles non aptes à la récolte du liège contenant plus de 45% d'arbres atteints).

Dans une première étape, l'analyse a été réalisée sur une matrice de 21 relevés au niveau des parcelles par 7 facteurs (**tableau 27**). On a inclus la réponse « récolte : Rec » comme un facteur supplémentaire. Cette classification tient compte des paramètres dendrométriques et topographiques.

Dans une seconde étape, on a opté la méthode hiérarchique car elle a tendance à maximiser la variance intergroupe et à minimiser la variance intra-groupe (**Roux, 1985**).

A travers cette hiérarchie de type UPGMA, on peut dégager des groupes de parcelles sensiblement différentes liés aux facteurs contribuant à la prise de décision de planification de récolte du liège flambé.

Chapitre III : Matériel et méthodes d'étude

Ces analyses ont été effectuées avec le logiciel R de la version « Holding the Windsock 3.6.3 » (**R Core Team, 2020**). Pour cela, on a utilisé deux paquets, i) « *factoMineR* » pour le calcul des algorithmes appliqués aux statistiques multivariées notamment l'AFC (**Le et al., 2008**) et ii) « *facto extra* » pour l'application des améliorations graphiques (**Kassambara et Mundt, 2020**). Ces packages ont été téléchargés à partir du serveur officiel de logiciel R nommé CRAN, 2020.

Tableau 27 : Modalités et codes des variables retenues pour l'analyse factorielle (AFC).

AFC : Variables	Code	Nombre modalités	Description des modalités
Altitude	Alt	3	1: 700-800m; 2: 800-900 m; 3: >900m
Exposition	Expo	3	1 : sud-est et est ; 2 : sud et sud-ouest ; 3 : ouest
Surface terrière	G	4	1 : <10m ² /ha ; 2 : 10-20 m ² /ha ; 3 : > 20m ² /ha
Hauteur dominante	Hd	4	1 : 6-8m ; 2 : 8-10m; 3 : 10-12m ; 4 : > 12m
Densitédu peuplement	Ds	3	1: <200 tiges/ha; 2: 200-250 tiges/ha ; 3: >250 tiges/ha
Pente	P	3	1: <10%; 2: 10-20% ; 3: >20%
Aptitude à la récolte	Rec	2	1: Inapte à la récolte ; 2: Apte à la récolte

Afin de caractériser la structure des peuplements de chêne-liège, une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée sur une matrice de distribution du nombre de tiges dans 6 classes de peuplements et 148 placettes incendiées (84 en 2012 et 64 en 2014).

D'abord des regroupements ont été réalisés par espèce de chêne-liège (L) et par type de bois. On obtient ainsi six classes : LG, LP, LPB, LBM, LGB, LTGB. Les placettes ont été définies de : P1 à P148

L'analyse graphique de la distribution de ces classes, au sein du massif forestier, a permis de mettre en évidence les principaux types de peuplements distribués dans toutes les placettes d'étude.

Par ailleurs et pour des raisons de gestion et de planification des actions de restauration de la production des forêts de chêne liège brûlées, on a procédé à une analyse en Composantes principales (A.C.P.) de huit variables de nature topographique, forestière et sanitaire relevées au niveau de 77 placettes brûlées en 2012 (n=84). Les sept placettes restantes sont caractérisées par la présence d'arbres morts et d'arbres non vigoureux (**Tableau 28**).

L'objectif principal de cette analyse est essentiellement descriptif. À travers une visualisation simultanée sous forme graphique, cette ACP nous permet de i) caractériser les relations linéaires pouvant exister entre l'évolution sanitaire du peuplement observée au niveau des placettes et les variables explicatives retenues, ii) identifier les groupes homogènes ou atypiques des peuplements en fonction de leur état sanitaire global, iii) distinguer les tendances de l'organisation spatiale ou cartographique des groupes de placettes.

Dans cette analyse, on a utilisé comme variable supplémentaire qualitative, l'aptitude de la placette à la récolte du liège flambé selon un temps de référence de cinq ans après le feu. Pour cela, les placettes ont été réparties en quatre catégories en fonction des proportions d'arbres

Chapitre III : Matériel et méthodes d'étude

considérés vigoureux (RV₄₋₅): (1) <30%, (2) 30-60%, (3) 60-90% et (4) >90%. Ces placettes ont été classées selon un critère dénommé: i) Placette à récolter contenant plus de 60% d'arbres vigoureux et ii) Placette à ne pas récolter contenant moins de 60% d'arbres vigoureux.

Ces analyses ont été effectuées avec le logiciel R de la version «Holding the Windsock 3.6.3» (R Core Team, 2020). Pour cela, on a utilisé le paquet «*factoMineR*» pour le calcul des algorithmes appliqués aux statistiques multivariées notamment l'ACP (Le et al., 2008). Ce package a été téléchargé à partir du serveur officiel de logiciel R nommé (CRAN, 2020).

Tableau 28: Résumé des facteurs quantitatifs et qualitatifs évalués en 2012 (21 sites et 1042arbres de chêne-liège) : ACP ; Analyse des Composantes Principales

Facteurs (Code)	Unité	n	Moyenne (DS)	Valeurs extrêmes	Analyse
Niveau de mesure : Placettes				1-3	
Exposition (Expo)	Catégorie	77	-		-
Pente (P)	%	77	22,46 (7,32)	2-33	ACP
Effectifs d'arbres (N)	-	77	12,40	5-29	-
Altitude (Alt)	m	77	834,18 (53,53)	686-912	ACP
Hauteur dominante (Hd)	m	77	12,55 (2,84)	6,42-22,50	ACP
Indice de santé en 2017 (IS)	-	77	2,91 (0,78)	0,69-4,20	ACP
Epaisseur moyenne (E)	mm	77	22,15 (4,27)	11,38-29,54	ACP
Surface terrière (G)	m ² . ha ⁻¹	77	6,24 (9,50)	1,50-21,46	ACP
Proportions d'arbres vigoureux (AV)	%	77	53,11 (21,93)	6,25-91,66	ACP
Densité (Ds)	tiges.ha ⁻¹	77	269,42 (109,88)	111-641	ACP

Dans les traitements statistiques on a utilisé les logiciels XLSTAT 2015. En effet, Pour chaque formulation de modèle, un diagnostic de la multicollinéarité des prédicteurs a été réalisé en utilisant la fonctionnalité XLSTAT : la description des données (statistiques de multicollinéarité) permet de calculer automatiquement les statistiques de multicollinéarité sur les variables explicatives et d'identifier les variables impliquées.

Cette approche consiste à examiner les facteurs d'inflation de la variance (VIF) pour sélectionner l'ensemble final de variables tout en évitant la multi-collinéarité entre les prédicteurs. Les VIF sont calculés en fonction de la tolérance et le coefficient R². C'est l'inverse de la tolérance (1/T).

La tolérance qui est égale à (1 - R²) (R² exprime la relation linéaire entre les variables utilisées dans le modèle), est utilisée comme critère de filtrage des variables. Si une variable a une tolérance inférieure à un seuil fixé, sa contribution est négligeable dans le modèle et elle risquerait de causer des problèmes numériques.

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

Chapitre III : Matériel et méthodes d'étude

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

Plusieurs modèles ont été testés et sélectionnés en utilisant le critère d'information d'Akaike (AIC) qui est une mesure de la qualité du modèle. Le meilleur modèle est celui qui possède l'AIC le plus faible.

Enfin, pour évaluer la contribution relative de chaque variable, les modèles sélectionnés ont été évalués en ajoutant séquentiellement toutes les variables significatives et testés avec un test de vraisemblance.

La qualité du modèle a été évaluée sur la base du pseudo R^2 pour GLM. Le pseudo R^2 (Nagelkerke) est un indicateur de la proportion de la variance expliquée par le modèle. Pour les différentes variables indépendantes, le R^2 est fonction de leur corrélation avec la variable à expliquer.

La performance du modèle a été évaluée en calculant l'aire sous la courbe (AUC) du Roc (Receiver Operating Characteristics) (**Saveland et Neuschwander, 1990 ; Pearce et Ferrier 2000**). Cette courbe ROC est généralement évaluée comme suit : les valeurs comprises entre 0,5 et 0,7 indiquent une faible précision, les valeurs comprises entre 0,7 et 0,9 des applications informatives et les valeurs supérieures à 0,9 une grande précision (**Swets, 1988**). Globalement, le modèle est généralement considéré comme bon lorsque l'AUC est supérieure à 0,7.

Chapitre IV :
Résultats et Interprétation

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

1- Caractéristiques physiques des sites d'étude

1.1- Géographie et topographie

Les tableaux 29 et 30 consignent les principales caractéristiques physiques des 38 sites d'étude incendiés en 2012 et 2014 et les figures 34 et 35 illustrent l'emplacement de ces sites dans les forêts domaniales retenues.

Tableau 29 : Principales caractéristiques géographiques et topographiques des sites d'étude Incendiés en 2012 (n= 21)

Cantons	Code site	Nbre placettes	Cordonnées (GPS)		Altitude (m)	Pente (%)	Exposition (Exp)	Distance mer (km)
Tassouda	S.T13	4	36,64583	5,76558	763	14	S-S	24
	S.T14	4	36,64621	5,76741	730	3	S-S	24
	S.T15	4	36,64685	5,76688	734	12	S-S	24
Djerda	S.D1	4	36,6658	5,81582	898	24	S-E	19
	S.D2	4	36,66539	5,81551	877	28	S-E	19
	S.D3	4	36,66848	5,81482	892	13	S-E	19
	S.D4	4	36,66854	5,81398	868	17	S-S	19
	S.D5	4	36,66774	5,81488	882	29	S-E	19
	S.D6	4	36,66614	5,81486	848	25	S-E	19
	S.D7	4	36,66676	5,81517	859	26	S-E	19
	S.D8	4	36,66865	5,81292	842	26	S-S	19
	S.D9	4	36,65769	5,81374	836	33	S-O	19
	S.D10	4	36,66491	5,81481	882	20	S-S	19
	S.D11	4	36,66493	5,81332	872	23	S-E	19
	S.D12	4	36,66375	5,81445	875	25	S-E	19
	S.D16	4	36,66822	5,81188	828	32	S-E	19
	S.D17	4	36,66872	5,81034	812	26	S-S	19
	S.D18	4	36,66822	5,80908	788	30	S-E	19
	S.D19	4	36,66909	5,80816	758	27	S-S	19
	S.D20	4	36,66467	5,81113	806	31	S-E	19
	S.D21	4	36,66711	5,81622	904	28	S-E	19

Tableau 30: Principales caractéristiques géographiques et topographiques des sites d'étude incendiés en 2014 (n=17)

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

Cantons	Code Site	Nbre placettes	Cordonnées (GPS)		Altitude (m)	Pente (%)	Exposition (Exp)	Distance mer (km)
Djouanebe	S.DJ	4	36,65311	5,79007	621	30	S-E	22
Sendouh	S.S	2	36,66636	5,77597	971	22	N-S	18
Ark Darma	S.A1	4	36,62259	5,77537	401	32	S-E	26
	S.A2	4	36,62535	5,7759	430	21	S-E	26
Ouled Khiroun	S.K	4	36,61926	5,76671	435	20	S-E	26
Harma	S.H1	2	36,68309	5,78909	529	14	S-S	14
	S.H2	4	36,68489	5,80164	506	32	S-S	14
Tabellout	S.TB1	4	36,68642	5,75578	441	10	S-S	12
	S.TB2	4	36,68778	5,75544	436	8	S-S	12
Béni Foughal	S.B	4	36,63109	5,75163	950	16	S-O	27
Tassouda	S.T1	4	36,6472	5,77333	678	10	S-O	24
	S.T2	4	36,64668	5,77299	681	11	S-O	24
Djerda	S.D	4	36,67169	5,81634	835	26,5	S-E	19
Indjar	S.I	4	36,65777	5,80247	889	29	S-E	22
Chouf	S.CH	4	36,66505	5,81702	899	25	S-S	19
Boudouda	S.BO	4	36,6111	5,70264	663	21	S-E	28
Rekibet-Lamaiz	S.R	4	36,68267	5,76928	658	1	S-E	11

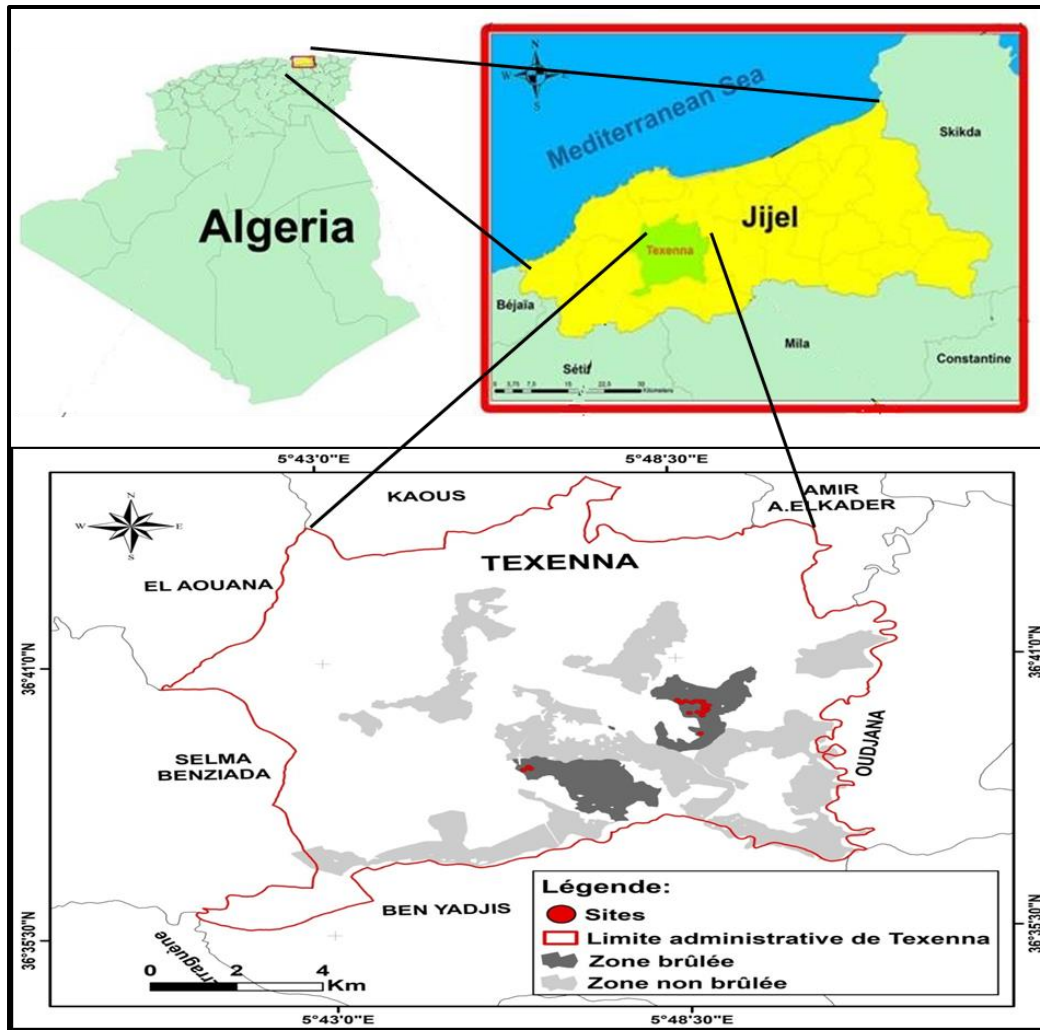


Figure 34 : Localisation géographique des sites d'étude, montrant les zones brûlées par le feu de l'été 2012

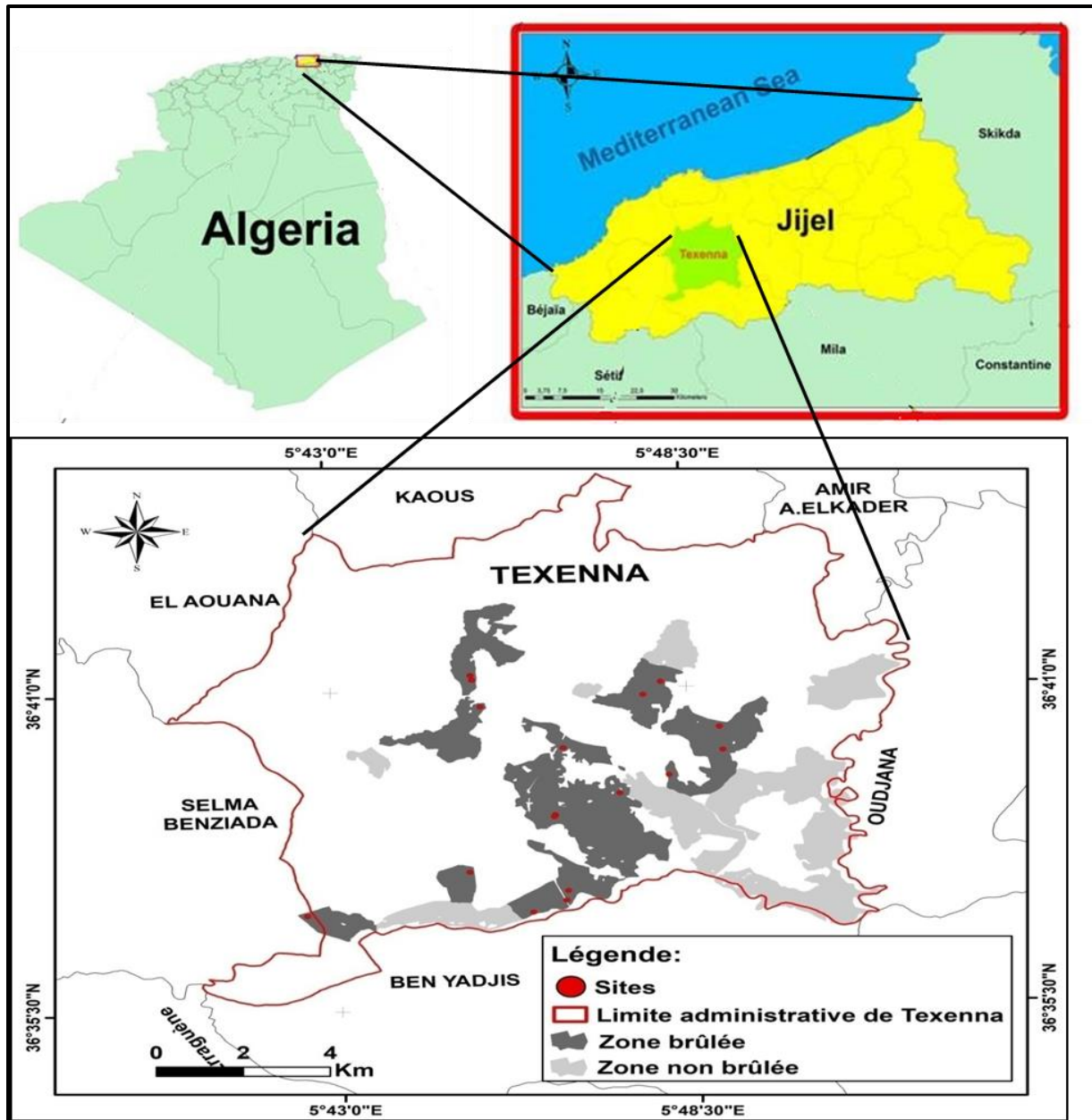


Figure 35 : Localisation géographique des sites d'étude, montrant les zones brûlées par le feu de l'été 2014.

La lecture de ces tableaux et les localisations géographiques des sites d'étude, montre que :

- 1- la majorité des sites se situent entre 11 et 28 km de la mer soit une distance moyenne de 20 kilomètres. Ceci explique que les peuplements de chêne liège de nos sites sont de type littoral à sublittoral.

- 2- L'altitude des sites oscille entre un minimum de 401 m enregistré au niveau du site (S.A1) du canton Ark Darma brûlé en 2014 et un maximum de 971 m enregistré au niveau du site

(S.S) du canton Sendouh brûlé en 2014. La **figure 36** montre la distribution des sites d'étude brûlés en 2012 et 2014 (n=38) entre les classes altitudinales.

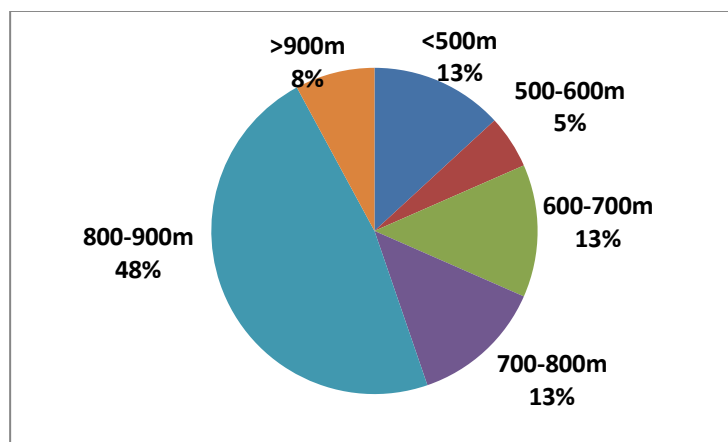


Figure 36 : Distribution des sites d'étude (n=38) par classe d'altitude

Les résultats montrent que plus de la moitié des sites (n=18) sont situés à une altitude variant entre 800 et 900m, constituant près de 48% de l'ensemble des placettes. La majorité de ces sites (n=16) sont localisés dans le canton Djerda. Il vient en second rang, les placettes localisées entre 600 et 800 m d'altitude (n=10) soit avec un taux de 13% pour chaque tranche de 100m. Les sites situés à une altitude comprise entre 500 et 600m et supérieure à 900m sont rares avec respectivement 5% (n=2) et 8% (n=3).

3- La pente du terrain : la qualité du site d'étude et la vitesse de propagation des feux sont soumises à un effet d'inclinaison du terrain. Lorsque cette dernière est abrupte, le feu trouve des difficultés pour se propager surtout lorsque le vent est faible et la végétation est abondante sur un sol profond. Le feu séjourne donc plus longtemps dans le site ce qui permet : i) à la chaleur dégagée par le feu de pénétrer dans les arbres et atteindre les tissus internes vivantes ou ii) au feu de consommer les organes fins (feuilles et rameau) (**Trabaud, 1974**). D'après les tableaux 36 et 37, les sites d'étude présentent des pentes variant entre 3% (S.T14) et 33% (S.D9). Elles sont groupées en quatre classes comme suit (**Figure 37**) :

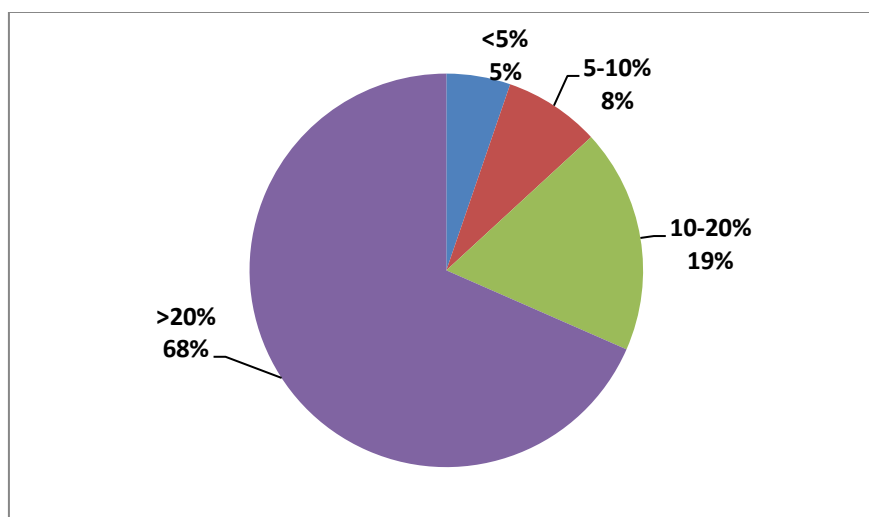


Figure 37 : Distribution des sites selon la pente du terrain (n=38)

A travers cette figure, on remarque que la majorité des sites (n=26) sont accidentés ; ils sont caractérisés par un terrain à forte pente (>20%) avec un taux de 68%. Ils sont enregistrés dans 8 cantons dont Djerda. Dans ce canton, la pente est abrupte ; elle varie entre 23 et 33%. Les sites aux pentes faibles à moyennes (<10%) sont rares (n=5) ; ils sont représentés par 2 sites seulement au terrain plat (5%) et 3 sites au terrain à pente moyenne (8%). 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.

4-Exposition des sites : les résultats des différentes expositions enregistrées dans l'ensemble des sites d'étude sont stratifiés en quatre strates (**Figure 38**).

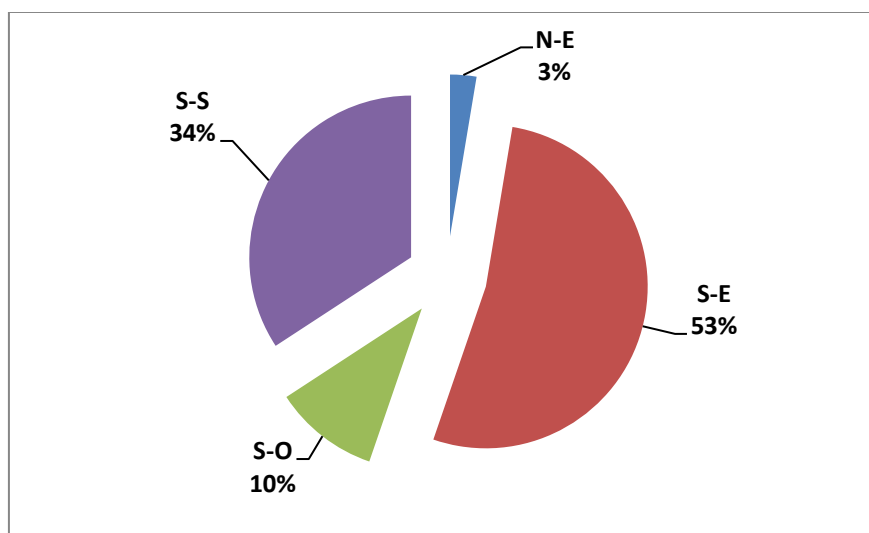


Figure 38 : Distribution des sites d'étude selon leur exposition (n=38)

La lecture de cette figure montre que les sites d'étude sont plus orientés vers le sud que vers le nord. Cela indique que le chêne liège montre une préférence pour les sites plus éclairés (versant sud, n=37, un taux de 97%) où il forme des peuplements purs.

Plus de la moitié des sites d'étude (n=20) sont plus exposés vers le Sud- Est (53%) que vers d'autres orientations du versant. En effet, on trouve l'orientation parfaitement sud (n=13) sur une proportion de 34% que l'orientation ouest (n=4 ; taux de 10%).

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 notamment sur les sols à schistes.

1.2- Caractéristiques climatiques de la zone d'étude

Les conditions climatiques constituent un important paramètre descriptif des événements des incendies de forêts (déclenchement, vitesse de propagation, intensité, etc.) (Trabaud, 1974). Elles pourraient représenter un facteur favorable/défavorable à la reprise végétative des arbres ou cumulatif contribuant à la mortalité différée des arbres survivants (Catry et al., 2010).

1.2.1- Caractéristiques climatiques des années de feux de forêts (2012-214)

1.2.1.1-Feu de 2012

Sur le plan climatique, l'année hydrologique 2011/2012 a été exceptionnelle pour la région de Texenna. Elle est caractérisée par une année fortement pluvieuse, atteignant 1492 mm au total (Figure 39). Cette tranche pluviométrique représente un excédent de l'ordre de 22% par rapport à la moyenne de la période de référence (Tableau 7) ce qui correspond à une augmentation de la hauteur d'eau de 268 mm (ONM, 2012).

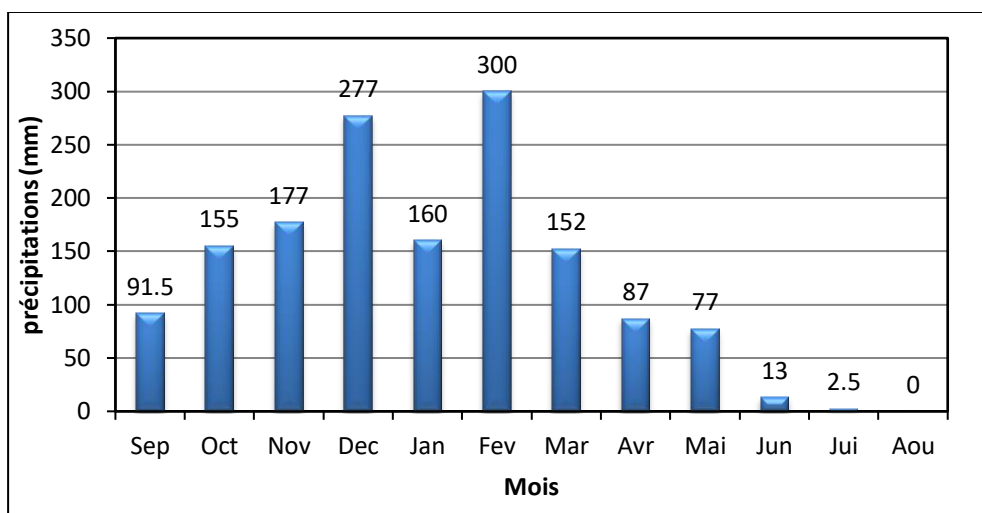


Figure 39 : Répartition mensuelle des précipitations corrigées à Texenna de l'année hydrologique 2011-2012.

La période automno-hivernale est particulièrement pluvieuse où près de 1160 mm de pluies ont été enregistrées entre septembre 2011 et février 2012 (**Figure 39**). La saison hivernale est marquée par une hausse de pluies de 313 mm pour atteindre un total de 737mm. Ceci 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 arbres de chêne liège, a été 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 73mm à 152mm. Ces conditions pluviométriques ont favorisé un développement abondant du sous-bois.

En outre, les températures maximales moyennes en été étaient anormalement élevées (dépassant 30°C en juin et atteignant près de 35°C en juillet-août, provoquant ainsi une vague de chaleur persistante (**ONM, 2013**) (**Figure 40**). Cette forte augmentation de températures a provoqué une vague de chaleur persistante durant tous ces mois (**O.N.M., 2015**).

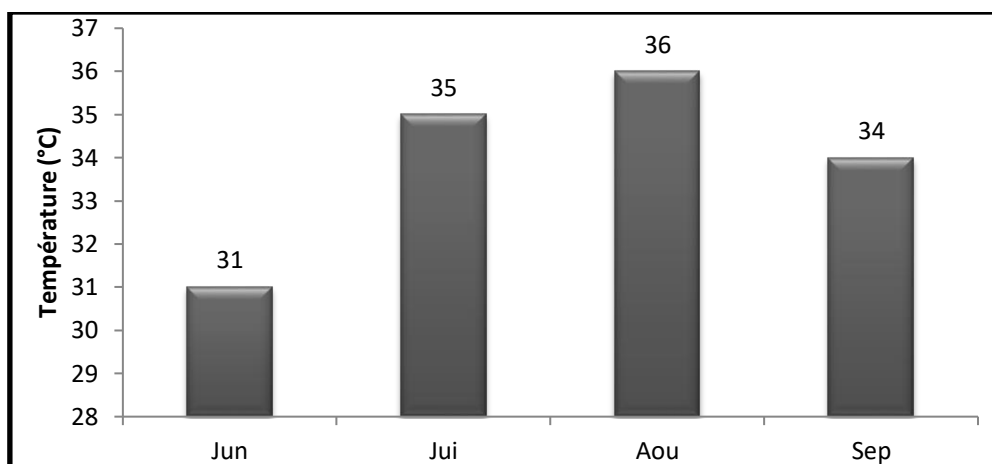


Figure 40: Températures maximales mensuelles de l'été 2012 à Texenna (CFT, 2012)

Le **tableau 31** révèle des données sur la température de l'air et la vitesse du vent avant et pendant l'incendie 2012 dans les sites étudiés.

Tableau 31: Température de l'air et la vitesse du vent avant et pendant l'incendie 2012 dans les sites d'étude.

Subéraie	Site d'étude	Température de l'air avant et pendant l'incendie	Vitesse du vent avant et pendant l'incendie (m/s)	Direction du vent avant et pendant l'incendie	Durée d'exposition au feu (mn)
Djerda	S.D1	34	19	Nord-Est	1975
	S.D2	34	19	Nord-Est	1975
	S.D3	34	19	Nord-Est	1975
	S.D4	34	19	Nord-Est	1975
	S.D5	34	19	Nord-Est	1975
	S.D6	34	19	Nord-Est	1975
	S.D7	34	19	Nord-Est	1975
	S.D8	35	17	Nord-Nord-Est	1975
	S.D9	34	19	Nord-Est	1975
	S.D10	34	19	Nord-Est	1975
	S.D11	34	19	Nord-Est	1975
	S.D12	34	19	Nord-Est	1975
	S.D16	32	18	Nord -Nord-Ouest	885
	S.D17	32	18	Nord -Nord-Ouest	885
	S.D18	32	18	Nord -Nord-Ouest	885
	S.D19	32	18	Nord -Nord-Ouest	885
	S.D20	36	17	Nord-Est	1440
	S.D21	34	19	Nord-Est	1975

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

Tassouda	S.T13	35	18	Nord-Est	6520
	S.T14	35	18	Nord-Est	6520
	S.T15	35	18	Nord-Est	6520

La lecture de ce tableau, montre que la durée d'exposition des peuplements de chêne liège des sites d'étude au feu de 2012 est en moyenne d'environ 25 heures. Il convient de signaler que la durée d'exposition au feu est calculée en fonction des dates et heures de déclaration et d'extinction du feu (CFJ, 2012). Les températures de l'air avant le déclenchement du feu étaient élevées dans tous les sites ; elles varient entre 32°C et 36°C. La vitesse des vents était moyenne de l'ordre de 16-19m/s, ce qui permet au feu de se propager lentement et par conséquent de séjourner plus dans la zone. Les vents dominants étaient dans la direction nord-est et avec un degré moindre dans la direction nord-nord-ouest.

1.2.1.2- Feu de 2014

Durant l'année hydrologique 2013/2014, la région de Texenna a été caractérisée par des pluies atteignant 1391 mm au total (Figure 41). Cette tranche pluviométrique représente un excédent de l'ordre de 14% par rapport à la moyenne de la période de référence (Tableau 7). Ceci correspond à une augmentation de la hauteur d'eau de 167 mm (ONM, 2015).

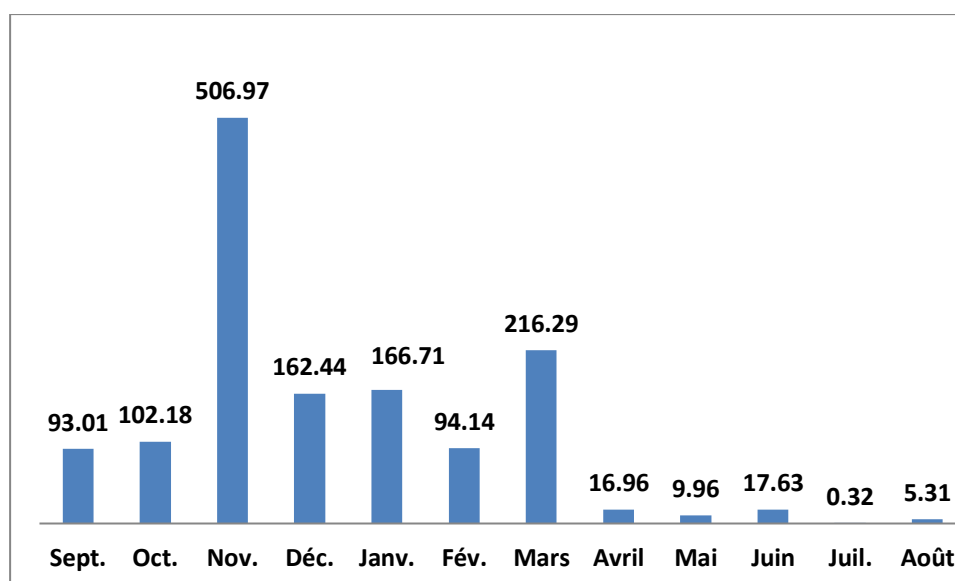


Figure 41: Répartition mensuelle des précipitations corrigées (mm) à Texenna de l'année hydrologique 2013-2014

La période automno-hivernale est particulièrement pluvieuse où près de 1125 mm de pluies ont été enregistrées entre septembre 2013 et février 2014 (Figure 41). La saison hivernale est marquée par une stabilité de pluies par rapport à la référence de l'ordre de 423mm.

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

Le printemps, saison de reprise de végétation des arbres de chêne liège, a été pluvieux aussi avec une augmentation de pluies de 20,41 % par rapport à la moyenne annuelle de référence. Cette augmentation est enregistrée surtout au mois de mars soit 181,86mm. Ces conditions pluviométriques sont favorables au développement du sous-bois.

En ce qui concerne les températures de l'air qui ont régné juste avant le départ du feu et pendant le feu, elles étaient saisonnières variant entre 28 et 32°C dans la majorité des sites d'étude (**Tableau 32**).

Tableau 32: Température de l'air (°C) et la vitesse du vent (m/s) avant et pendant l'incendie 2014 dans les sites d'étude.

Subéraie	Site d'étude	Température de l'air avant et pendant l'incendie (°C)	Vitesse du vent avant et pendant l'incendie (m/s)	Direction du vent avant et pendant l'incendie
Djouanebe	S.DJ	32	22	Nord-Ouest
Sendouh	S.S	31	15	Nord-Est
Ark Darma	S.A1	28	18	Nord-Ouest
	S.A2	28	18	Nord -Nord-Ouest
Ouled Khiroune	S.K	23	18	Nord
Harma	S.H1	29	22	Ouest
	S.H2	27	18	Ouest
Tabellout	S.TB1	30	18	Nord-Ouest
	S.TB2	30	18	Nord-Ouest
Béni Foughal	S.B	30	14	Nord-Ouest
Tassouda	S.T1	29	0	
	S.T2	29	0	
Djerda	S.D	28	13	Nord-Ouest
Indjar	S.I	32	18	Nord
Chouf	S.CH	32	12	Nord-Nord-Est
Boudouda	S.BO	30	0	
R'kibet- Lamaiz	S.R	29	0	

La vitesse du vent est variable. Elle est nulle, temps très calme, dans certains sites ce qui a permis certainement au feu de se propager très faiblement en séjournant davantage dans les sites. Par contre, dans les autres sites, la vitesse du vent est moyenne à fort ; elle varie entre 12 et 22 m/s. Dans ces sites, le feu s'est rapidement propagé ce qui lui a permis de séjourner moins dans les sites. La direction dominante est celle du nord-ouest.

1.2.2- Caractéristiques climatiques durant la période d'étude (2014-2017)

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

Les conditions climatiques qui ont régné dans la région de Texenna pendant la période d'observation soit entre 2014 et 2017 sont représentées dans les **tableaux 33 et 34**.

Ce tableau montre que les pluies durant la période d'étude sont abondantes. Elles dépassent les 1200 mm 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 33 : Précipitations annuelles et saisonnières (mm) et régime saisonnier des pluies au cours des années (2014 -2017) dans la région de Texenna (ONM, 2018).

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

Sur le plan thermique, le **tableau 34** suivant consigne les températures enregistrées dans la zone d'étude entre 2014 et 2017.

Tableau 34: 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

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

A travers ce tableau, on remarque que durant la période de recherche, les températures minimales du mois le plus froid « m » 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 clémentes résultant de l'influence maritime qui compense en partie, la menace de la sécheresse et maintient une atmosphère humide. Ceci favorise les phénomènes de condensations et de rosées.

2-Régime des feux de la zone d'étude

2.1- Distribution du nombre de feux et la surface incendiée dans les subéraies brûlées

L'étude sur une période de référence de 37 ans (1978-2014), nous montre que près de 156 départs de feux ont été enregistrés dans les subéraies d'étude en parcourant une superficie totale de 1745,59 ha, ce qui représente environ 80 % de la superficie totale en cette essence dans le massif forestier (**Tableau 35**).

Tableau 35: Distribution du nombre des feux et la surface incendiée dans les subéraies d'étude

subéraies d'étude	Surface de la Subéraie (ha)	Nombre de feux (1978-2014)	Surface incendiée (1978-2014)	Rapport : surface brûlée/surface site
Djerda	109,86	10	140,5	1,28
Boudouda	166,06	11	91,04	0,55
Djouaneb	377,80	30	748,5	1,98
Indjar	48,79	4	88	1,80
Sendouh	92,22	13	86	0,93
Ark Darma	96,12	13	130,69	1,36
Ouled Khiroune	161,35	11	33,81	0,21
Harma	291,98	8	31,3	0,11
Tassouda	310,28	13	148	0,48
R'kibet Lamaiz	34,46	6	41,5	1,20
Béni Foughal	267,91	19	95	0,35
Tabellout	157,18	12	24,75	0,16
Chouf	94,74	6	86,5	0,91
Total	2208,32	156	1745,59	

Cette période de référence est caractérisée par une grande variabilité du nombre de feux et un grand écart entre la dimension des superficies incendiées entre les sites. La superficie affectée et le nombre de feux répertoriés ne sont pas donc corrélés. Le canton le plus touché par les flammes est celui de Djouaneb avec une superficie de 748,5 ha correspondant à 30 feux. D'autres sites ont été brûlés avec un degré moindre à savoir les cantons Tassouda, Djerda et Ark Darma (>130ha). Le reste des sites a été parcouru par les feux sur des superficies cumulées moindres (25-90ha) et en relation avec leur couverture en chêne liège. (**Figure 42**).

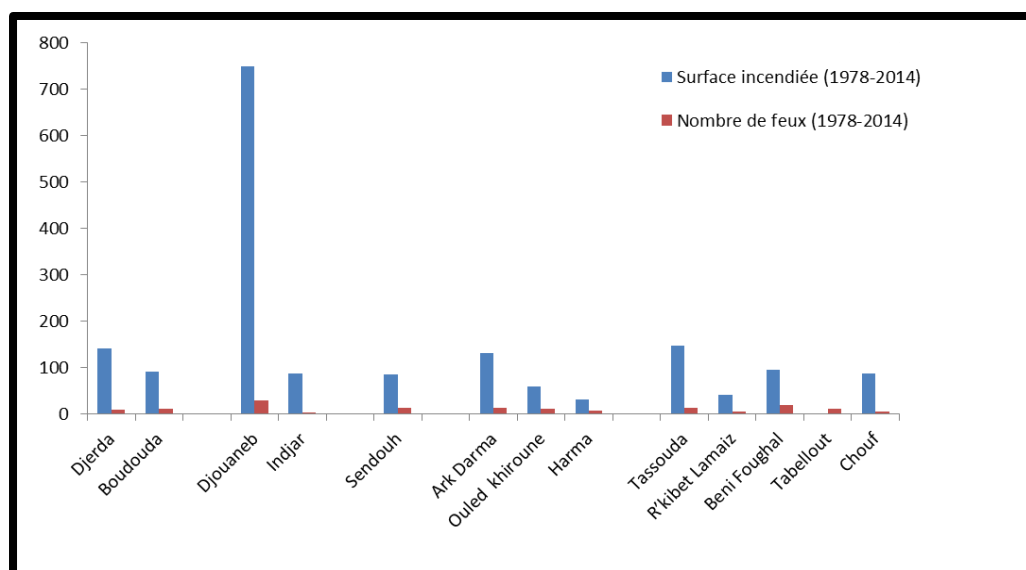


Figure 42 : Distribution de la superficie totale brûlée et nombre de feux par site d'étude entre 1978 et 2014.

De point de vue cycle du feu (nombre d'années nécessaires pour que la surface parcourue par différents incendies au sein du canton soit au moins égale à la surface totale du canton, **Piment et al, 2014**), on remarque dans le **tableau 35**, qu'entre 1978 et 2014, le cycle de feu est atteint en cinq cantons (Djerda, Djouaneb, Indjar, Ark Darma et R'Kibet Lamaiz. Le rapport entre la surface totale brûlée et la surface totale couverte en chêne liège est supérieur à 1 ; il varie entre 1.28 à Djerda et 1.98 à Djouaneb. Dans ce canton où le chêne liège couvre une superficie la plus importante (378 ha), on enregistre presque deux cycles de feu, autrement dit que toute la surface du chêne liège est parcourue en moyenne en deux reprises.

L'année 2014 a enregistré seule 33 feux suivie de l'année 2012 avec 22 feux. Tandis que l'année 1994 a été la plus touchée par les flammes (313ha).

L'intervalle de temps séparant deux incendies successifs est très court estimé entre 2 et 5 ans (**CFJ, 2014**). Le feu de l'été 2012 a brûlé près de 1000 ha de forêts de ce massif dont près de 652 ha de chêne-liège (**CFJ, 2014**), d'âges différents du liège selon les résultats de mesures des épaisseurs du liège (**Roula et al., 2019**).

2.2-Paramètres et modalités de récurrence de feux dans les sites d'étude

Les subéraies semblent être très touchées et sensibles au feu ; toutefois l'intervalle de temps séparant deux incendies successifs a diminué est devenu trop court. On estime que la moyenne entre deux incendies successifs est de l'ordre de 3 ans (1978-2014) (**Tableau 3**).

La connaissance du régime des feux passés est essentiel pour la compréhension de son impact sur l'état de santé de l'arbre, du moment que leurs effets sont déterminants sur les réponses des arbres. Des modalités du régime des feux ont été évaluées en fonction des paramètres des

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

feux caractérisant les sites étudiés, à savoir la fréquence du feu (NF) ; date du dernier feu (Df) ; durée entre les deux derniers feux (DDFD) et dates des incendies (Di) (**Tableau 36**). Le **Tableau 37** nous fait ressortir cinq modalités du régime.

Tableau 36 : Distribution des paramètres des feux dans les sites étudiés

Subéaires	Code du site	Nombre de feux	Dernier feu	Dates des incendies	Durée entre deux derniers feux
Sendouh	SS	3	2014	1994 –2012 – 2014	2
Tassouda	ST 1	2	2014	2010 – 2014	4
	ST2	2	2014	2010 – 2014	4
Djerda	SD	2	2014	2012 – 2014	2
	SD1	1	2012	2012	Pas de durée
	SD2	1	2012	2012	Pas de durée
	SD3	1	2012	2012	Pas de durée
	SD4	1	2012	2012	Pas de durée
	SD5	1	2012	2012	Pas de durée
	SD6	1	2012	2012	Pas de durée
	SD7	1	2012	2012	Pas de durée
	SD8	1	2012	2012	Pas de durée
	SD9	1	2012	2012	Pas de durée
	SD10	1	2012	2012	Pas de durée
Tassouda	SD11	1	2012	2012	Pas de durée
	ST12	1	2012	2012	Pas de durée
	ST 13	1	2012	2012	Pas de durée
Djerda	ST 14	1	2012	2012	Pas de durée
	SD15	1	2012	2012	Pas de durée
	SD16	1	2012	2012	Pas de durée
	SD17	1	2012	2012	Pas de durée
	SD18	1	2012	2012	Pas de durée
	SD19	1	2012	2012	Pas de durée
	SD20	1	2012	2012	Pas de durée
Harma	SD21	1	2012	2012	Pas de durée
	SH1	2	2014	2014 –2014	Pas de durée
Indjar	SH2	2	2014	2014 –2014	Pas de durée
	SI	3	2014	1983– 2012 – 2014	2
Chouf	SCH	2	2014	2012– 2014	2
Ark Darma	SA1	4	2014	1994 –2012– 2014 –2014	2

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

	SA2	4	2014	1994 –2012– 2014 –2014	2
Djouanebe	SDJ	3	2014	1994 – 2007 – 2014	7
R’kibet -Lamaiz	SR	1	2014	2014	Pas de durée
Ouled– Khiroun	Sk	4	2014	1991– 2008 – 2011– 2014	3
Tabellout	ST 1	2	2014	2012– 2014	2
	ST 2	2	2014	2012– 2014	2
Béni-Foughal	SB	5	2014	2004 –2006 – 2007 –2008 – 2014	6
Boudouda	SBO	4	2014	2000– 2009 – 2011 –2014	3

La lecture de ce tableau, montre que la majorité des sites sont brulés pendant la période de référencé entre une fois dans les cantons Djerda et Tassouda et 3 fois dans les cantons Sendouh et Indjar voire 5 fois dans le canton Béni-Foughal.

En ce qui concerne, la durée entre les deux derniers feux, le **tableau 37** révèle que cette durée varie entre 2 et 7ans.

La durée de 2 ans entre les deux derniers feux, correspond aux feux de 2012 et 2014. Celle de 3ans correspond aux feux de 2011 et 2014 et de 4 ans aux feux de 2010 et 2014. Les durées plus longues de 6ans entre 2 feux successifs sont enregistrées pour les feux de 2008 et 2014 et celle de 7ans pour les feux de 2007 et 2014. Dans une période de 8 ans, les sites ont été ravagés par 5 feux.

Tableau 37: Modalités du régime des feux dans les subérais étudiées

Modalités	Fréquences du feu	Durée entre deux derniers feux	Dernier feu
1	2014	Pas de durée	2014
2	2010–2014	4 ans 2010–2014	2014
	2012–2014	2ans 2012–2014	
	2014–2014		
3	1983–2012–2014	2 ans 2012–2014	2014
	1994–2007–2014	7 ans 2007–2014	

	1994–2012–2014		
4	1991–2008–2011–2014	3 ans 2011–2014	2014
	1994–2012–2014–2014	2 ans 2012–2014	
	2000–2009–2011–2014		
5	2004–2006–2007–2008–2014	6 ans 2008–2014	2014

3-Relevés forestiers des sites d'étude

3.1- Densité des peuplements incendiés

3.1.1- Les peuplements incendiés en 2012

3.1.1.1-Analyse statistiques descriptive de la densité des peuplements

Les résultats de calcul de la densité des peuplements des 21 sites brûlés en 2012 sont consignés dans le **tableau 38** suivant.

Tableau 38 : Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire pour la densité (tiges/ha)

Sites	Nombre Echantillons	Min.	Max.	Moy.	Ecart-type	Coefficient de variation	Erreur standard
S.D01	60	265	376	332	41,55	12,53	1,01
S.D02	38	133	265	210	57,15	27,22	1,01
S.D03	47	133	420	260	104,01	40,04	1,01
S.D04	62	265	442	343	65,37	19,07	1,01
S.D05	35	177	221	194	18,24	9,43	1,01
S.D06	32	111	265	177	56,08	31,69	1,01
S.D07	39	177	265	216	32,53	15,1	1,01
S.D08	42	199	310	232	45,77	19,71	1,01
S.D09	47	221	310	260	39,76	15,3	1,01
S.D10	37	155	265	205	42,24	20,66	1,01
S.D11	45	133	332	249	78,81	31,65	1,01
S.D12	39	155	310	216	59,37	27,52	1,01
S.T13	33	133	243	183	39,27	21,52	1,01
S.T14	55	221	420	304	72,20	23,73	1,01
S.T15	42	155	354	232	77,39	33,32	1,01
S.D16	82	376	553	454	79,04	17,43	1,01
S.D17	76	243	641	420	170,67	40,64	1,01

S.D18	67	199	575	371	137,52	37,12	1,01
S.D19	37	133	288	205	57,25	27,96	1,01
S.D20	57	243	464	315	87,48	27,77	1,01
S.D21	70	221	575	387	129,43	33,45	1,01

Les résultats consignés dans le tableau **38** 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 274(± 80 tiges. ha⁻¹). Ceci indique un peuplement moyennement dense. Cette densité varie en moyenne entre 177 (± 56 tiges. ha⁻¹) enregistrée au niveau du 6^{ème} site de Djerda à 454 (± 79 tiges ha⁻¹) enregistrée au niveau du 16^{ème} site de ce même canton. La densité minimale de la placette de 111 tiges à l'hectare est enregistrée dans le site 6 et celle maximale de 641 tiges à l'hectare dans le site 17. La distribution des sites d'étude selon la densité de leur peuplement, montre la dominance des densités moyennes (200-300 tiges ha⁻¹) de l'ordre de 48% suivie par les sites denses (300-400 tiges ha⁻¹) avec un taux de 28%. Le reste des peuplements est clairs (14%) ou très denses (9%).

3.1.1.2-Distribution des placettes des sites d'étude par classe de densité

La distribution des densités des peuplements des placettes (n=84) à travers les 21 sites est représentée dans la **figure 43**.

Cette distribution relative des fréquences des densités du peuplement montre que les classes (200-300 tiges ha⁻¹) et (100-200 tiges ha⁻¹) sont les plus représentatives avec respectivement 37% et 30%. Ainsi ces résultats révèlent que les placettes sont majoritairement moyennement denses à claires. Néanmoins, les placettes denses à très denses (3 dernières classes : D>300 tiges ha⁻¹) sont présentes avec une fréquence cumulée de 33% ce qui est relativement important.

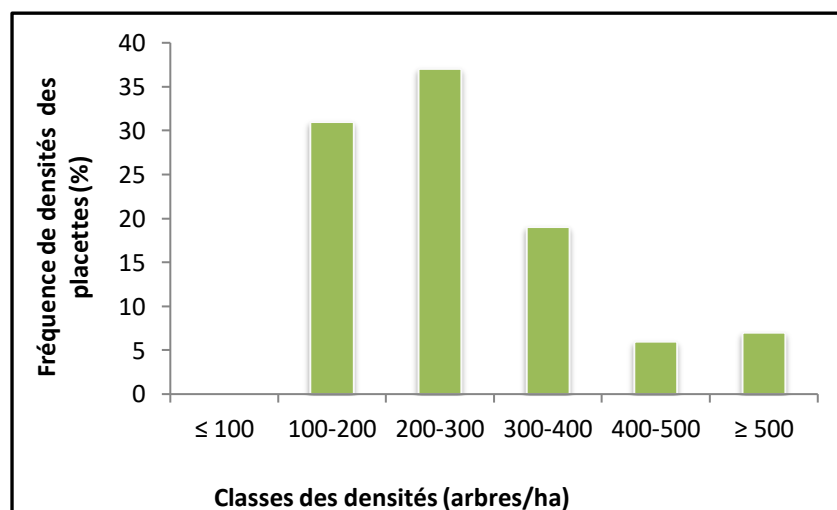


Figure 43 : Distribution des placettes (n=84) assises dans les 21 sites d'étude incendiés en 2012 par classes de densité.

3.1.2- les peuplements incendiés en 2014

3.1.2.1-Analyse statistiques descriptive de la densité des peuplements

Les résultats de calcul de la densité des peuplements des 17 sites brûlés en 2014 sont consignés dans le **tableau 39** suivant.

Tableau 39 : Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire pour la densité

Codes/Sites	Nombre arbres	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Coefficient de variation	Erreur standard
SK	39	177	265	216	32,54	15,10	1,01
SA2	38	133	265	210	47,95	22,83	1,01
SS	18	177	221	199	22,00	11,06	
SB	50	243	310	277	25,05	9,06	1,01
ST1	64	199	464	354	101,20	28,61	1,01
SCH	55	177	487	304	113,35	37,26	1,01
SD	85	442	509	470	24,38	5,19	1,01
SDJ	39	155	310	216	59,38	27,52	1,01
SBO	86	442	509	476	25,05	5,27	1,01
SH1	22	199	288	244	44,50	18,28	
SH2	47	221	310	260	32,92	12,67	1,01
SA1	32	133	243	177	41,16	23,25	1,01
ST2	56	177	376	310	78,21	25,25	1,01
STB1	107	553	619	593	23,97	4,05	1,01
STB2	102	531	597	564	24,60	4,36	1,01
SR	50	243	310	277	25,05	9,06	1,01
SI	48	221	332	265	41,56	15,67	1,01

La lecture des résultats montre que la densité moyenne du peuplement de chêne-liège à l'échelle de notre zone d'étude avant le passage du feu de 2014 est de 318 (± 125 tiges. ha⁻¹). Ceci indique un peuplement dense. Cette densité varie en moyenne entre 177 (± 41 tiges. ha⁻¹) enregistrée au niveau du site SA1 installé dans le canton Ark Darma à 593 (± 24 tiges ha⁻¹) enregistrée au niveau de la subéraie Tabellout. La densité minimale de la placette de 133 tiges à l'hectare est enregistrée dans le site SA1 d' Ark Darma et celle maximale de 619 tiges à l'hectare dans le site 1 de la forêt Tabellout. La distribution des sites d'étude selon la densité de leur peuplement, montre la dominance des densités moyennes (200-300 tiges ha⁻¹) de l'ordre de 48% suivie par les sites denses (300-400 tiges ha⁻¹) avec un taux de 28%. Le reste des peuplements est clairs (14%) ou très denses (9%).

3.1.2.2-Distribution des placettes des sites d'étude par classe de densité

La distribution des densités des peuplements des placettes (n=64) à travers les 17 sites est représentée dans la **figure 44**.

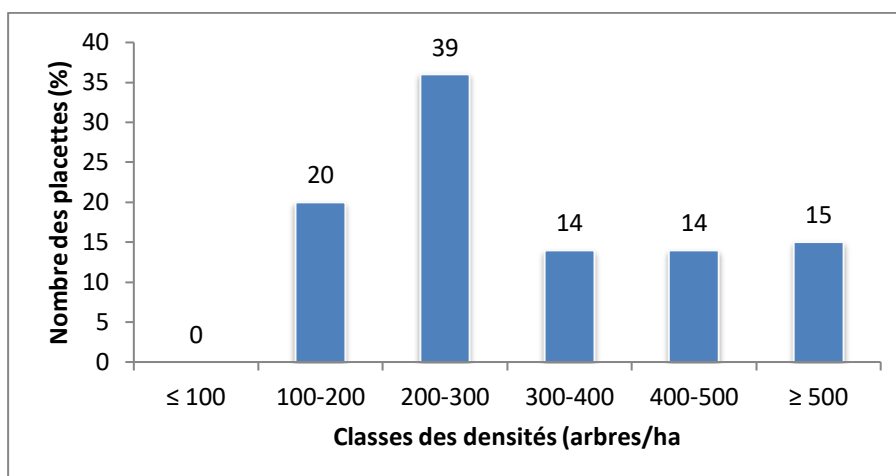


Figure 44 : Distribution des pourcentages des placettes (n=64) assises dans 17 sites d'étude (incendie 2014) par classes de densité.

L'histogramme de distribution des fréquences relatives par classes de densité des peuplements montre que la classe de densité (200-300 tiges ha⁻¹) est la plus représentative avec environ 36%. Ainsi ces résultats, révèlent que les placettes sont majoritairement moyennement denses. Les peuplements clairs (<200 tiges ha⁻¹) occupent le second rang avec une proportion de 20%.

3.2-Surface terrière

3.2.1-Les peuplements incendiés en 2012

Les résultats de calcul de la surface terrière des peuplements avant le feu pour l'ensemble des sites d'étude brûlés en 2012 sont représentés dans le **tableau 40**.

La lecture de ce tableau montre que la surface terrière du peuplement global est de l'ordre de 6,15(±2.42 m²/ha) ce qui correspond à une surface terrière très faible. Cette surface oscille en moyenne entre un maximum de 9.59 m²/ ha et un minimum de 3.49 m²/ha. A l'échelle des sites, la surface terrière varie entre 1.50 m²/ha enregistrée au niveau du site S.T13 et un maximum de 21.46 m²/ ha enregistrée au niveau du site S.D02.

Tableau 40 : Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire pour la surface terrière (G) des sites brûlés en 2012

Sites	Min.	Max.	Moy.	Ecart-type	Coef. Variation (%)	Erreur standard
S.D01	5,04	12,28	7,61	2,77	36,43	1,01

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

S.D02	2,66	21,46	10,08	6,99	69,28	1,01
S.D03	2,00	5,26	3,74	1,43	38,27	1,01
S.D04	2,66	5,64	4,25	1,06	25,01	1,01
S.D05	2,05	3,05	2,73	0,40	14,67	1,01
S.D06	2,66	10,07	5,55	2,88	51,92	1,01
S.D07	2,16	4,32	3,20	0,83	25,87	1,01
S.D08	3,32	8,24	4,76	2,02	42,51	1,01
S.D09	4,32	5,92	5,01	0,60	12,03	1,01
S.D10	6,53	13,11	10,23	2,55	24,92	1,01
S.D11	4,04	4,87	4,39	0,34	7,72	1,01
S.D12	3,10	9,18	5,55	2,40	43,21	1,01
S.T13	1,50	2,27	2,04	0,31	15,35	1,01
S.T14	2,05	18,64	7,57	6,53	86,24	1,01
S.T15	5,48	14,38	10,57	3,60	34,04	1,01
S.D16	7,19	20,35	12,10	5,04	41,63	1,01
S.D17	2,66	13,27	7,70	4,76	61,76	1,01
S.D18	2,82	8,52	6,94	2,39	34,36	1,01
S.D19	5,37	6,92	5,90	0,60	10,24	1,01
S.D20	3,32	8,91	5,76	2,04	35,5	1,01
S.D21	2,38	4,76	3,45	0,99	28,78	1,01
	3,49	9,59	6,15	2,42	35,23	1,01

Selon les valeurs de la surface terrière de chaque site d'étude, on peut dire que la majorité des sites (81%) sont classés dans la catégorie des peuplements à surface terrière très faible ($G_i < 10 \text{ m}^2 \text{ ha/ha}$).

L'histogramme de distribution des fréquences relatives par classes des surfaces terrières des 84 placettes montre que la classe $< 10 \text{ m}^2/\text{ha}$ est la représentative avant le feu. Ainsi ces résultats révèlent que les peuplements dans les placettes sont majoritairement moins productifs avec une surface terrière très faible (**Figure 45**).

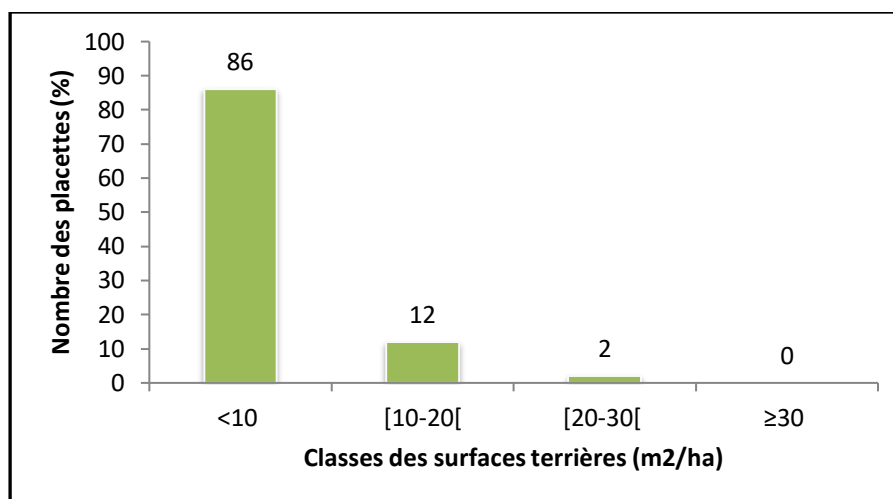


Figure 45 : Distribution des pourcentages des placettes (n=84) assises dans les 21 sites d'étude (incendie 2012) par classes de surfaces terrière

3.2.2- Les peuplements incendiés en 2014

Les résultats de calcul de la surface terrière des peuplements avant le feu pour l'ensemble des sites d'étude brûlés en 2014 sont représentés dans le **tableau 41**.

Tableau 41: Résultats de l'analyse descriptive des sites brûlés en 2014 pour la surface terrière (m²/ha)

Sites	Min	Max	Moy	Ecart-type	Coef. Variation (%)	Erreur standard
SK1	2,65	4,31	3,535	0,69	19,44	1,01
SA1	1,39	5,09	3,6825	1,41	38,34	1,01
SA2	3,82	11,5	7,3975	2,84	38,36	1,01
SB	5,78	11,78	9,2	16,31	20,55	1,01
ST1	1,83	15,86	7,2275	5,22	72,27	1,01
ST2	2,11	6,36	4,5925	1,58	34,4	1,01
SD	3,65	12,56	9,0175	3,66	40,56	1,01
SCH	5,75	16,03	8,7775	4,22	48,08	1,01
SDJ	4,59	10,45	7,135	2,29	32,1	1,01
SBO	8,19	12,17	9,42	1,60	16,98	1,01
SH1	12,17	13,27	12,72	0,55	4,32	1,01
SH2	2,33	4,59	3,2675	0,90	27,6	1,01
STB1	7,58	20	15,0925	4,71	31,23	1,01
STB2	4,65	14,16	10,205	3,54	34,72	1,01
SR	0,67	21,40	10,0275	8,62	85,94	1,01

SI	0,56	4,10	2,23	1,56	69,78	1,01
SS	6,09	13,16	9,625	3,54	36,73	1,0142
	4,34	11,58	7,81	3,72	38,32	1,01

D'après ce tableau, la surface terrière du peuplement global est en moyenne de 7.81 (± 3.72 m²/ha) ce qui correspond toujours à une surface terrière faible. Cette surface varie en moyenne entre un maximum de 11.58 m²/ha et un minimum de 4.34 m²/ha. A l'échelle des sites, la surface terrière varie entre 0.56 m²/ha enregistrée au niveau du site SI et un maximum de 21.40 m²/ha enregistrée au niveau du site SR.

Selon les valeurs de la surface terrière de chaque site d'étude, on peut dire que la majorité des sites (77%) sont classés dans la catégorie des peuplements à surface terrière très faible ($G_i < 10$ m²/ha).

L'histogramme de distribution des fréquences relatives par classes des surfaces terrières des 84 placettes montre toujours que la classe < 10 m²/ha est la représentative. Ainsi ces résultats révèlent que les peuplements dans les placettes sont majoritairement très moins productifs avec une surface terrière très faible (**Figure 46**).

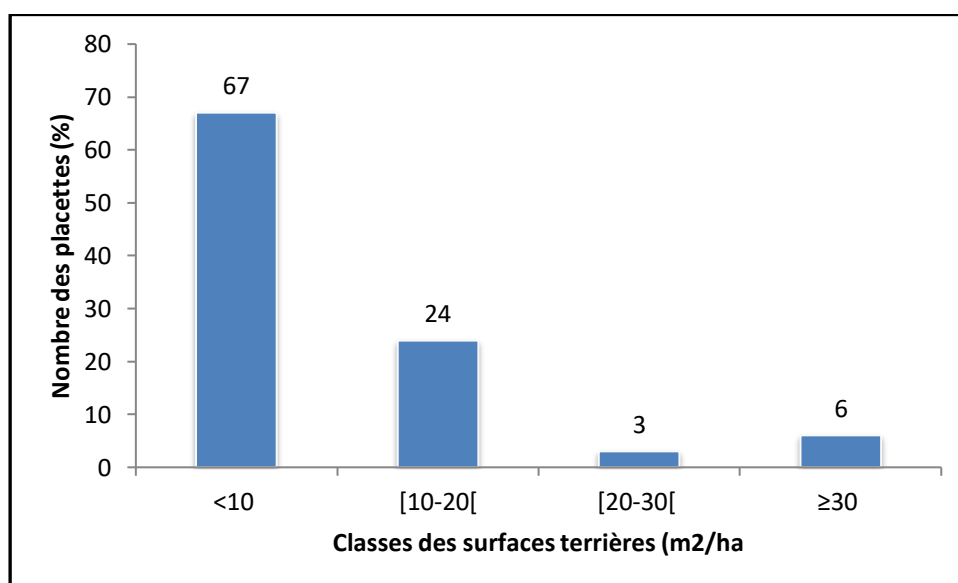


Figure 46 : Distribution des pourcentages des placettes assises dans les sites d'étude (incendie 2014) par classes des surfaces terrières

3.3-Diamètre et structure des peuplements

La structure des peuplements est une pratique forestière assez récente. Elle est mise en place depuis quelques années en forêts 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 **Leutrech-Belarouci (2009)**, la typologie 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.

3.3.1- Les peuplements incendiés en 2012

Pour caractériser la structure des peuplements du chêne-liège avant le passage du feu de l'été 2012, on a pris les résultats des mesures des diamètres de tous les arbres quels que soit leur statut sanitaire (morts ou survivants).

3.3.1.1- Diamètre des arbres

Les résultats des mesures de 1042 arbres échantillons montrent que le diamètre moyen dans l'ensemble des sites d'étude avant le passage du feu est de 45.29 ($\pm 13,49$ cm). Ce diamètre moyen oscille entre un maximum de 93,79 ($\pm 25,56$ cm) enregistré au niveau du site S.D02 et un minimum de 25,32 ($\pm 7,47$ cm) enregistré au niveau du site S.D21 (**Figure 47**).

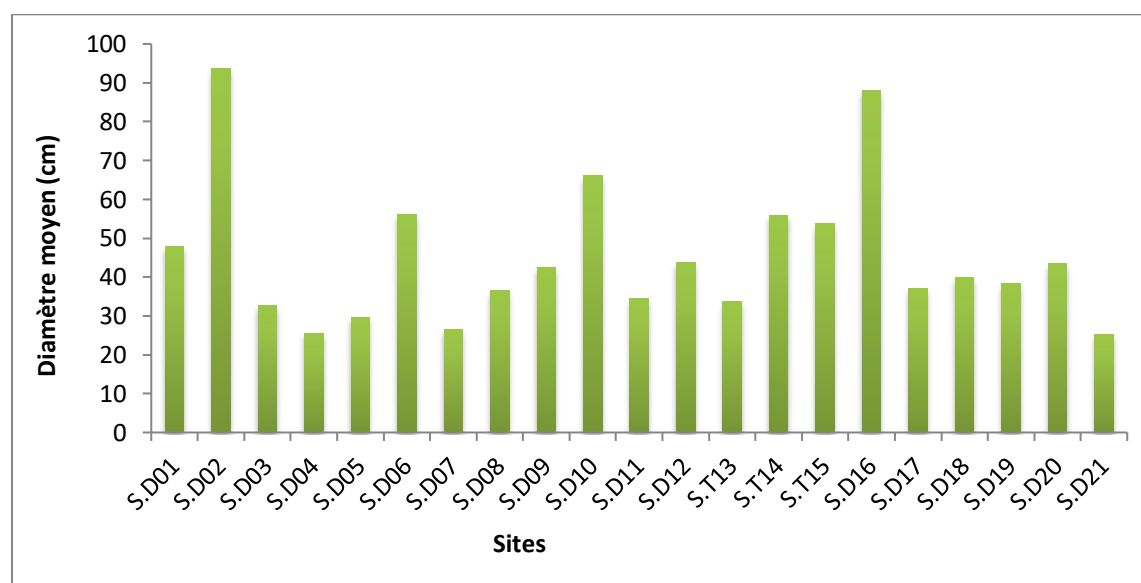


Figure 47 : Variation des moyennes) du diamètre des arbres à 1,30 m du sol dans les 21sites d'étude

Mais les valeurs extrêmes brutes varient entre 10,19 cm à S.D11 et 171,97cm à S.D02 (**Tableau 42**). Les résultats de mesures montrent une variation moyenne de 44.61% à l'échelle de tous les sites d'étude. Cette forte variation ($>30\%$) est enregistrée dans presque la majorité des sites (71%).

Tableau 42 : Résultats de l'analyse descriptive des zones d'inventaire pour les diamètres des arbres (n=1024)

Sites	Min.	Max.	Moy.	Ecart-type	Coef. variation (%)
S.D01	19,55	76,43	47,99	14,18	47,26
S.D02	15,61	171,97	93,79	25,56	61,52
S.D03	19,55	45,86	32,71	7,86	31,85
S.D04	10,27	40,76	25,52	8,36	37,75
S.D05	13,38	45,86	29,62	7,70	31,31
S.D06	16,05	96,18	56,12	17,76	50,87
S.D07	10,51	42,68	26,60	8,57	34,31
S.D08	11,15	61,78	36,47	11,57	39,78
S.D09	17,01	68,15	42,58	12,60	45,76
S.D10	17,83	114,65	66,24	17,53	37,55
S.D11	10,19	58,60	34,40	10,59	39,52
S.D12	15,29	71,97	43,63	13,04	39,69
S.T13	18,92	48,73	33,83	7,74	65,11
S.T14	16,37	95,54	55,96	20,23	44,15
S.T15	18,28	89,17	53,73	24,71	52,56
S.D16	12,55	163,69	88,12	19,61	33,69
S.D17	10,83	63,06	36,95	11,90	38,13
S.D18	11,91	67,83	39,87	13,84	36,99
S.D19	15,29	61,15	38,22	11,99	36,46
S.D20	17,96	68,79	43,38	10,48	71,56
S.D21	14,14	36,50	25,32	7,47	60,91
Moy.	14,89	75,68	45,29	13,49	44,61

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 48**). 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.

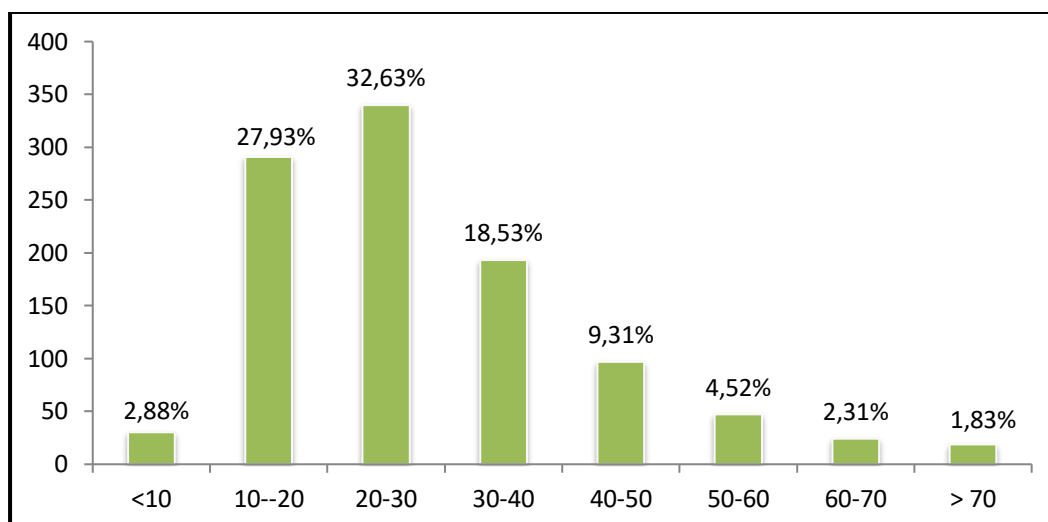


Figure 48 : Histogramme de distribution des arbres (n=1042) par classes de diamètres à l'échelle de la zone d'étude avant le passage du feu

Dans cette dernière, on trouve deux classes d'arbres mieux représentées ; il s'agit de très jeunes arbres et ceux en début de production du liège (\emptyset : 10-30 cm) avec une proportion de 60,56 % (taux respectifs de 27,93 et 32,63 %). C'est une très jeune futaie en début de production du liège dominée par des franc-pieds issus certainement des anciennes régénérations naturelles abondantes par semis. De plus, la classe des arbres au diamètre variant entre 30 et 50 cm est présente avec un taux de 27,84%. Tandis que les vieux et très vieux arbres ($\emptyset > 50$ cm) sont moins fréquents avec une proportion de 8,66% de la composition générale du peuplement. Les sujets trop jeunes de faibles dimensions ($\emptyset < 10$ cm) sont rares soit 2,88%. Ceci indique l'absence de toute forme de régénération naturelle (par semis) ou artificielle (par plantation) ou bien ils ont été éliminés lors des précédents passages d'incendies de forêt. Ceci explique que le peuplement est davantage régularisé par les passages de feux en détruisant les arbres des classes extrêmes, soit les sujets trop jeunes en raison de leur écorce trop mince pour les protéger et de leur faible hauteur qui est généralement fortement endommagée ou trop vieux épuisés par les récoltes du liège. Ce sont les peuplements les plus fragiles du point de vue physiologique.

3.3.1.2-Structure des peuplements

Sur le plan structure des peuplements, la figure 49 montre dans toute la zone d'étude (massif forestier) une dominance relative en faveur de la catégorie de type petit bois (PB) et avec un degré moindre de bois moyen (BM) et perches (P). Ces catégories de diamètre totalisent en effet, près de 84% des sujets inventoriés soit avec un effectif de 874 arbres par rapport au reste des classes de diamètre.

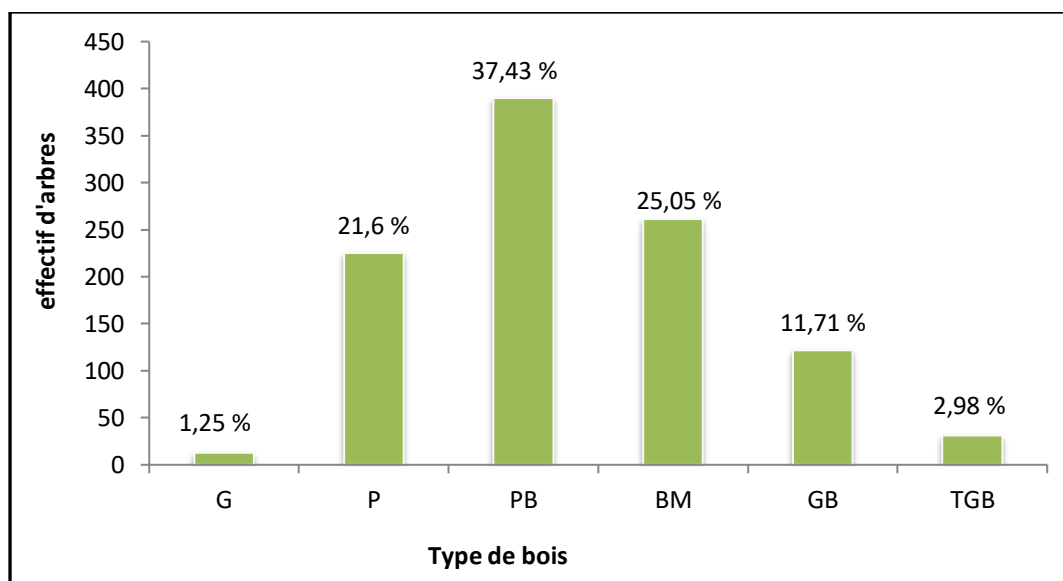


Figure 49 : Histogramme de distribution des arbres par type de bois dans la Zone d'étude (21 sites confondus : n=1042).

Ces résultats révèlent une structure globale de la subéraie à petit bois, ce qui indique que nous sommes en face d'une futaie jeune en production. Les gaulis (très jeunes sujets) issues généralement de la régénération naturelle sont rares et représentent un taux très faible de l'ordre de 1%, soit 10 arbres seulement. Enfin, les gros diamètres appartenant aux catégories de gros et très gros bois (GB et TGB : vieux sujets) représentent 15% des échantillons avec 156 arbres.

La distribution des arbres par type de bois a dégagé une structure globale irrégulière de la subéraie au sein du massif forestier où les types de bois intermédiaires sont les mieux représentés (ODARC, 2002, IML, 2016).

A l'échelle spatiale, une hétérogénéité structurale a été enregistrée parmi les différents peuplements. Mais à l'intérieur de la majorité de ces peuplements, une structure plutôt régulière a été notée (dominance d'un ou deux types de bois seulement). Au total, trois types de peuplements ont été identifiés (Figure 50). Il s'agit par ordre d'importance des peuplements i) clairs à petit bois de très faible surface terrière ($6,21 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$), ii) clairs à petit bois et bois moyen de faible surface terrière ($12,96 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) avec quelques placettes denses (Ds: $360 \text{ tiges} \cdot \text{ha}^{-1}$, G: $23,60 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) et iii) peuplements à perche et petit bois de moyenne densité et de très faible surface terrière ($6,85 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$).

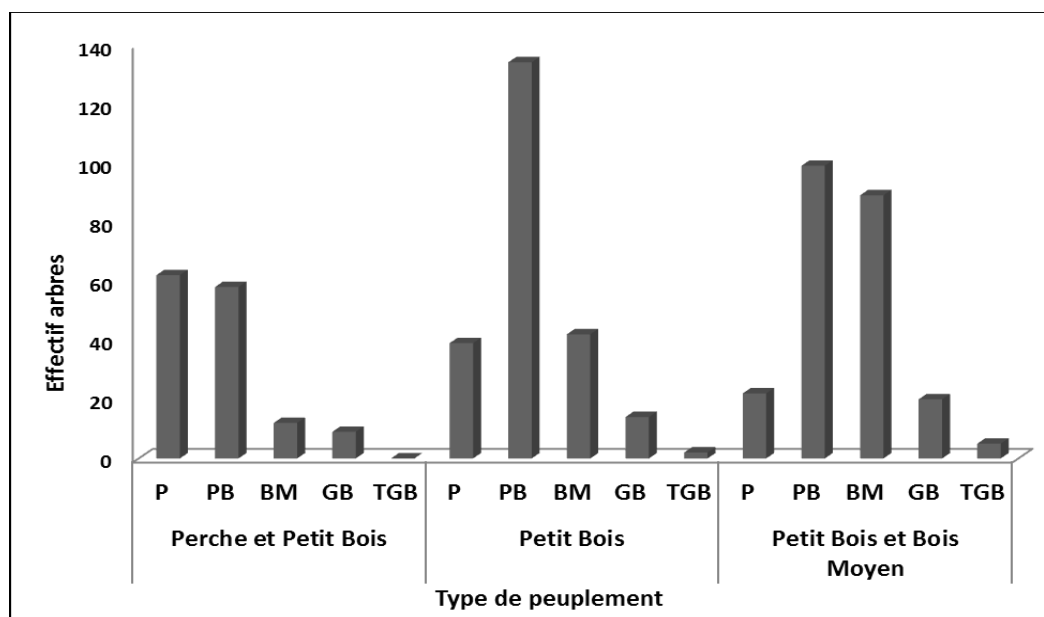


Figure 50 : Distribution des types de bois selon les trois principales typologies des peuplements de chêne liège des placettes d'étude incendiés en 2012

3.3.2- Les peuplements incendiés en 2014

3.3.2.1- Diamètre des arbres

Les résultats des mesures de 938 arbres échantillons montrent que le diamètre moyen de l'ensemble des sites d'étude avant le passage du feu est de 41,28 ($\pm 14,04$ cm). Ce diamètre moyen oscille entre un maximum de 52,00 cm enregistré au niveau du site **S.TB1**, **S.A2** et **S.R** et un minimum de 31,75 ($\pm 11,58$ cm) enregistré au niveau du site **S.K** (Figure 51)

Les valeurs extrêmes brutes varient entre 7,0 ($\pm 14,91$ cm) signalée à S.T1 et 93,50 ($\pm 27,67$ cm) enregistrée dans le site S.R.

Au niveau de chaque site, des écart-type sont variables entre les sites. Les écart-types sont très variables ce qui indique une variabilité de diamètres entre les arbres du même site. En effet, les fortes valeurs sont enregistrées dans certains sites en l'occurrence le site S.R. Dans ce site, les arbres ont des diamètres très variables ce qui montre une certaine hétérogénéité du peuplement (CV : 53.21%) (Tableau 43).

Tableau 43: Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire pour le diamètre

Sites	Min	Max	Moy	Ecart-type	Coef variation (%)
S.K	9,50	54,00	31,75	11,58	36,47
S.A1	11,00	61,50	36,25	11,76	32,44
S.A2	12,00	92,00	52,00	18,45	35,48

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

S.B	10,50	60,00	35,25	9,07	25,72
S.T1	7,00	62,50	34,75	14,91	42,91
S.T2	13,75	58,09	35,92	13,24	36,86
S.D	10,20	92,50	51,35	16,37	31,88
S.CH	13,00	79,00	46,00	13,35	29,02
S.DJ	22,50	60,50	41,50	10,57	25,47
S.BO	12,00	65,00	38,50	12,03	31,25
S.H1	9,00	79,00	44,00	18,82	42,77
S.H2	17,00	68,00	42,50	10,46	24,61
S.TB1	15,00	89,00	52,00	12,93	24,87
S.TB2	14,00	55,00	34,50	10,47	30,35
S.R	10,50	93,50	52,00	27,67	53,21
S.I	10,40	70,00	40,20	16,10	40,05
S.S	12,50	54,00	33,25	10,98	33,02
Moy	12,34	70,21	41,28	14,04	34,02

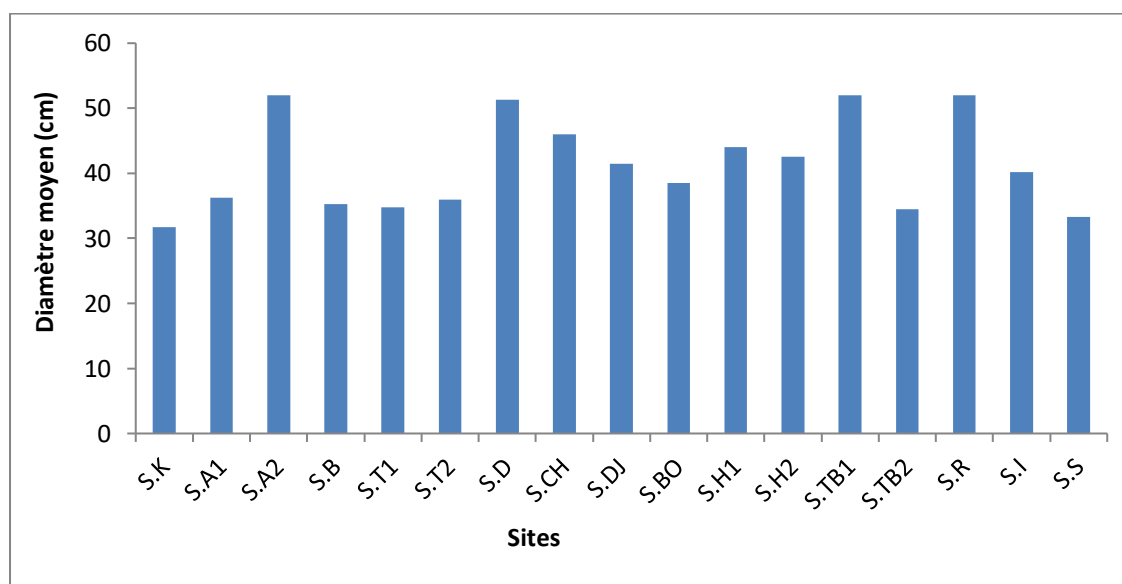


Figure 51 : Variation des moyennes du diamètre à 1,30m dans les 17 sites d'étude (incendie 2014)

Dans d'autres sites comme S.A2, S.D., S.H1 et S.I., les valeurs des écart-types sont moyennes et les diamètres des arbres sont moyennement variables ($30\% < CV < 40\%$). Dans le reste des sites, les écart-types sont relativement faibles et les variabilités de diamètres des arbres sont faibles ($CV < 30\%$). Ceci indique une certaine homogénéité des mesures des arbres.

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 52**).

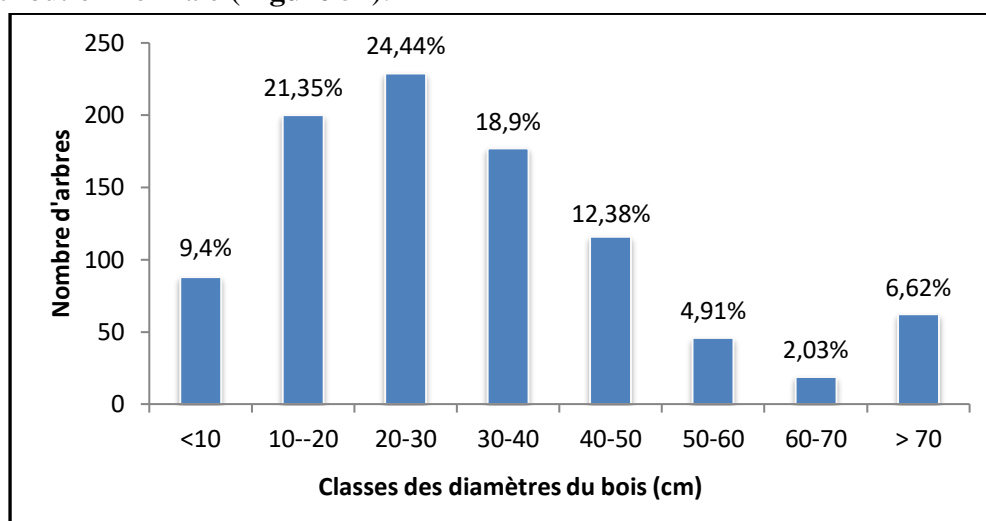


Figure 52 : Histogramme de distribution des arbres (n=938) par classes de diamètres à l'échelle de la zone d'étude avant le passage du feu

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. Dans cette dernière, on trouve deux classes d'arbres mieux représentées ; il s'agit de très jeunes arbres et ceux en début de production du liège (\emptyset : 10-30cm) avec une proportion de 45,79 % (taux respectifs de 21,35 et 24,44 %). C'est une très jeune futaie en début de production du liège dominée par des franc-pieds issus des anciennes régénérations naturelles abondantes par semis. De plus, les arbres de 30 à 50 cm de diamètres sont présents avec 31,28 %. Tandis que les très vieux arbres ($\emptyset > 50$ cm) sont présentes avec un taux de 13,56% de la composition du peuplement. Les sujets trop jeunes de faibles dimensions ($\emptyset < 10$ cm) sont rares soit 9,4%. Ceci indique l'absence de toute forme de régénération naturelle par semis ou rejets de souche ou artificielle (par plantation). Ceci explique que le peuplement est davantage régularisé par les passages de feux en détruisant les arbres des classes extrêmes, soit les sujets qui sont trop jeunes soit ceux qui sont trop vieux épuisés par les récoltes du liège

La **figure 53** montre dans toute la zone d'étude (massif forestier) la prépondérance de trois types de bois à savoir le petit bois (PB), le bois moyen (BM) et le perche (P). Ces catégories de diamètre totalisent en effet près de 72 % des sujets inventoriés soit un effectif de 739 arbres par rapport au reste des classes de diamètre.

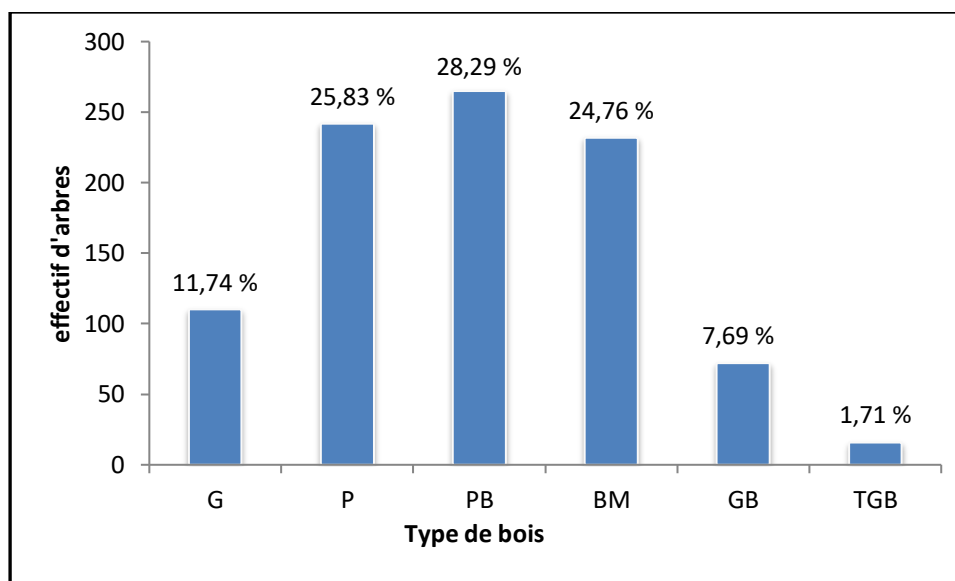


Figure 53 : Histogramme de distribution des arbres par type de bois dans la zone d'étude (17 sites confondus : 938 arbres)

Ces résultats révèlent une structure globale de la subéraie à petit bois. Nous sommes en face d'une futaie jeune en production. Les gaulis (très jeunes sujets) issues généralement de la régénération naturelle représentent un taux de l'ordre de 12 %, soit 110 arbres. Enfin, les gros diamètres appartenant aux catégories de gros et très gros bois (GB et TGB : vieux sujets) représentent près de 10 % des échantillons soit 88 arbres.

3.4-Structures des peuplements de l'ensemble des sites incendiés en 2012 et 2014

Les résultats de l'analyse en composantes principales (ACP) réalisée sur la matrice de distribution du nombre de tiges dans 6 types de bois de peuplements de 148 placettes incendiées en 2012 et 2014 sont représentés dans la **figure 54**.

La lecture de cette figure montre que les deux premiers axes représentent 52,80 % de la variance. D'autre part, la projection des placettes sur l'ACP met en évidence deux grands types de peuplements qui se répartissent selon les placettes de la manière suivante : Une subéraie jeune et une subéraie d'âge moyen. A l'échelle spatiale, une hétérogénéité structurale a été enregistrée parmi les différents peuplements. Mais à l'intérieur de la majorité de ces peuplements, une structure plutôt régulière a été notée (dominance d'un ou deux types de bois seulement).

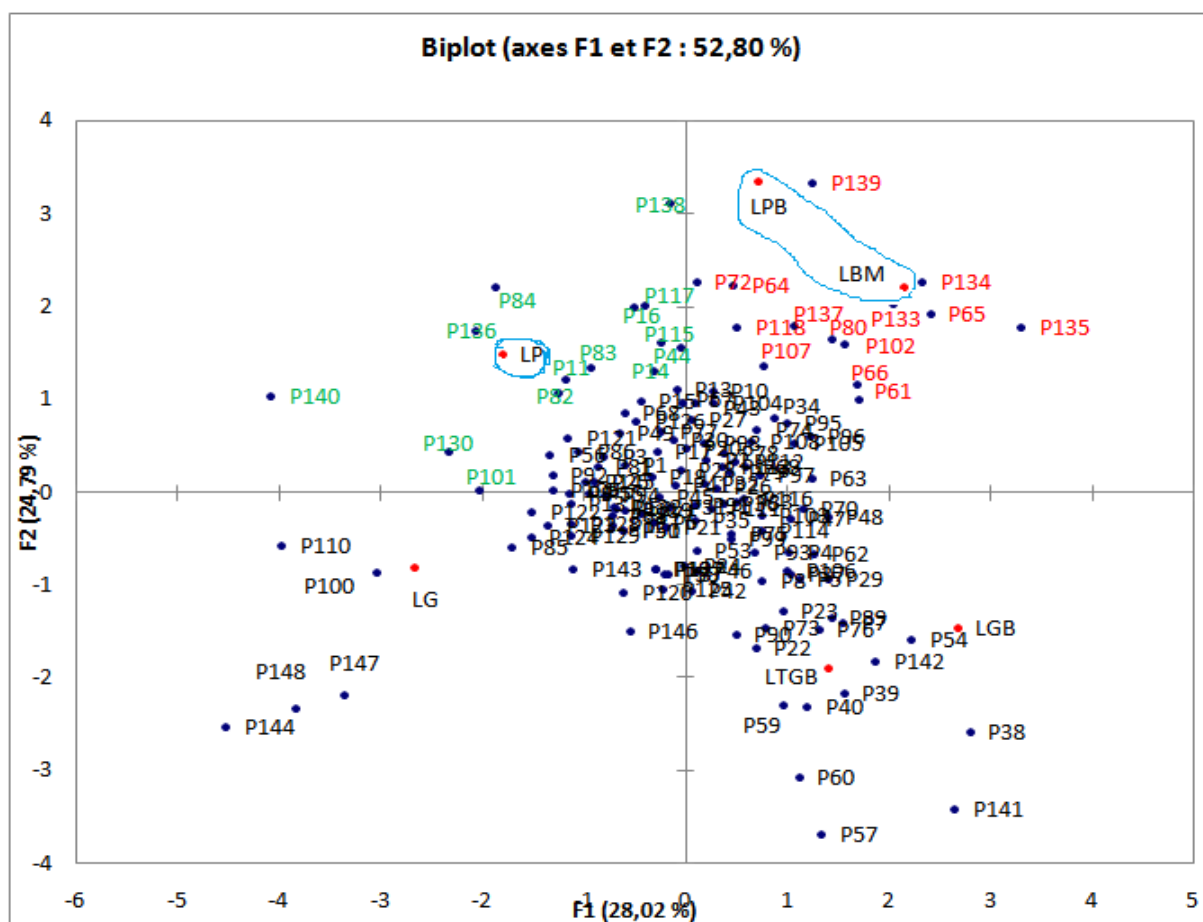


Figure 54 : Représentation graphique en double projection (biplot) de l'analyse en composante principale des classes de peuplement où : L = chêne-liège ; G = gaules ; P = perches ; PB = petits bois ; BM = bois moyens ; GB = grands bois ; TGB=très grand bois et des 148 placettes (P).

Au total, deux types de peuplements ont été identifiés : Il s'agit par ordre d'importance :

- i) des peuplements denses à petit bois et bois moyen dont la densité moyenne (D_s : $601 \pm 29,18$ tiges. ha^{-1}) et une surface terrière moyenne faible (G : $16 \pm 2,53 m^2 \cdot ha^{-1}$),
- ii) des peuplements denses à perche dont la densité moyenne (D_s : $503 \pm 83,36$ tiges. ha^{-1}) et la surface terrière moyenne (G : $5,32 \pm 1,34 m^2 \cdot ha^{-1}$) (**Figure 55**).

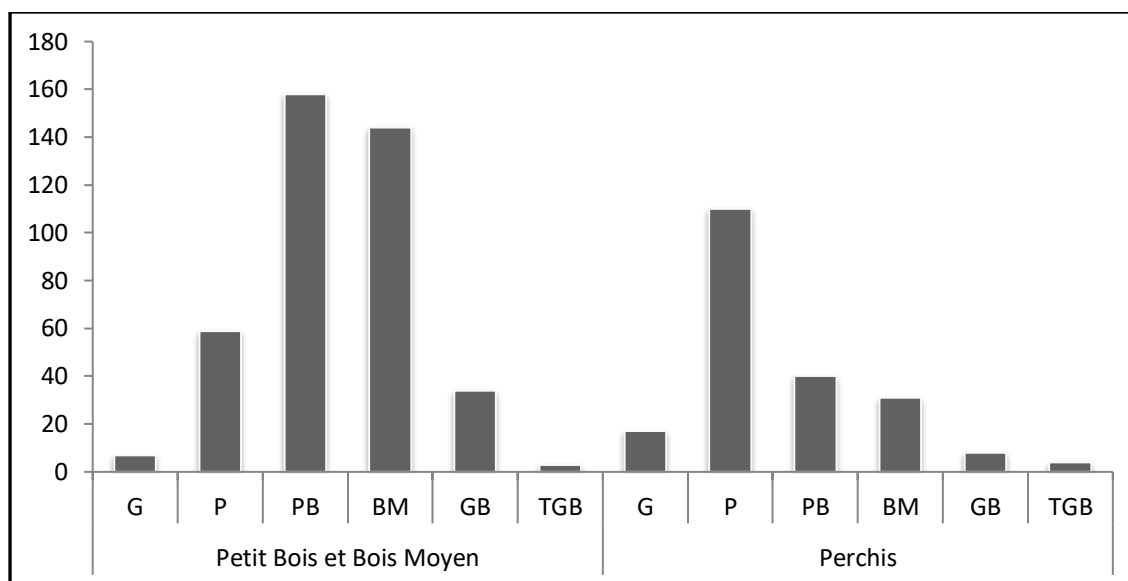


Figure 55 : Distribution des types de bois selon les deux principales structures des peuplements de chêne liège des placettes d'étude incendiées en 2012 et 2014.

3.5-Hauteur des arbres

3.5.1- Les arbres des sites incendiés en 2012

Les résultats des mesures des hauteurs des arbres sont consignés dans le tableau 44. La figure 56 représente la distribution des arbres par classes de hauteurs.

Tableau 44: Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire (incendie 2012) pour les hauteurs des arbres (n=1042)

Sites	Min	Max	Moy	Ecart-type	CV (%)	Erreur standard
S.D01	1,90	16,00	9,06	4,06	44,76	0,31
S.D02	3,80	19,80	10,77	3,53	32,77	0,38
S.D03	2,40	11,80	7,40	2,54	34,34	0,35
S.D04	1,70	12,20	7,03	2,55	36,28	0,30
S.D05	2,00	10,20	6,79	2,06	30,37	0,40
S.D06	4,40	17,40	10,68	3,96	37,09	0,41
S.D07	2,30	16,00	7,97	3,37	42,29	0,38
S.D08	2,80	17,00	9,11	4,02	44,16	0,37
S.D09	1,50	16,10	7,93	3,39	42,79	0,35
S.D10	3,90	20,80	13,19	3,99	30,24	0,39
S.D11	1,80	16,80	7,85	3,65	46,44	0,35

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

S.D12	2,70	17,20	9,97	3,56	35,76	0,38
S.T13	2,40	8,40	5,51	1,53	27,85	0,41
S.T14	2,10	14,00	7,08	3,21	45,29	0,32
S.T15	3,40	15,40	8,66	3,79	43,79	0,37
S.D16	1,80	16,80	8,71	3,37	38,67	0,27
S.D17	2,80	14,60	8,31	3,03	36,50	0,28
S.D18	1,40	11,40	6,23	2,18	34,99	0,29
S.D19	3,80	16,20	10,34	3,37	32,64	0,39
S.D20	3,00	13,00	7,92	2,67	33,68	0,32
S.D21	2,00	23,00	7,37	3,89	52,81	0,29
Moy	2,57	15,43	8,47	3,23	38,26	0,35

D'après ce tableau, la hauteur moyenne des arbres dans l'ensemble des sites est de 8,47 ($\pm 3,22$ m). Cette moyenne est variable entre les sites (CV : 38,26 %) ; Elle est de 5,50 m dans le site S.T13 et 13,19 m dans le site S.D10. La même variabilité des hauteurs est enregistrée entre les arbres dans le même site (CV : 27,85-52,81%). La hauteur moyenne la plus faible est de 2,57 m et la plus élevée 15,43 m.

Les résultats de l'analyse de la variance montrent une différence globale significative des hauteurs moyennes entre les sites ($F_{obs} = 11,81$, 20ddl, $P < 0,0001$).

Le test de Tukey (**Tableau 45**) qui est très significatif ($P < 0,0001$) fait ressortir 12 groupes homogènes des hauteurs moyennes des sites suivant l'ordre croissant des hauteurs. Ces groupes sont répartis entre 5 grands groupes suivants.

1- Il est représenté par un seul site (site S.D10) avec la hauteur moyenne la plus élevée soit 13,19 m

Tableau 45: Test de Tukey (Hauteur d'arbres)

Site	Moyenne estimée	Groupes	Site	Moyenne estimée	Groupes
S.D10	13,19	A	S.D09	8,04	CDEFG
S.D02	10,77	AB	S.D20	7,92	DEFG
S.D06	10,66	ABC	S.D11	7,85	DEFG
S.D19	10,34	BCD	S.D03	7,4	EFG
S.D12	9,97	BCD	S.D21	7,37	EFG
S.D08	9,23	BCDE	S.T14	7,08	EFG
S.D01	9,06	BCDE	S.D05	7,04	EFG
S.D16	8,71	BCDE	S.D04	6,79	FG
S.T15	8,66	BCDEF	S.D18	6,23	G

S.D07	8,33	BCDEF	S.T13	5,51	G
S.D17	8,31	CDEF			

2- Il contient 3 groupes dont la hauteur des arbres est près de 10 m (9.97-10.77 m). Ils sont enregistrés dans 4 sites dont ceux S.D02, S.D.06, S.D.19 et 12.

3- Il compte 3 groupes avec 6 sites. La hauteur moyenne des arbres est d'environ 8 m ; elle varie entre 8.31 et 9.23 m.

4- Il compte aussi 3 groupes contenant dans 7 sites ; la hauteur moyenne des arbres est d'environ de 7 m.

5-Il compte 2 groupes représentés par 3 sites dont la hauteur est inférieure à 7 m. Elle oscille entre 5.50 et 6.0 m.

Par ailleurs, la **figure 56** montre que la classe [5-8 m] est dominante avec un taux de 33,58 % (n= 350). Elle est suivie par la classe [8-11 m] soit 23,81% (n= 248). La classe [< 5m] représente un pourcentage de 19 % (n= 199). Les deux dernières classes présentent respectivement 14,20 % (n= 148) et 9,30 % (n= 97).

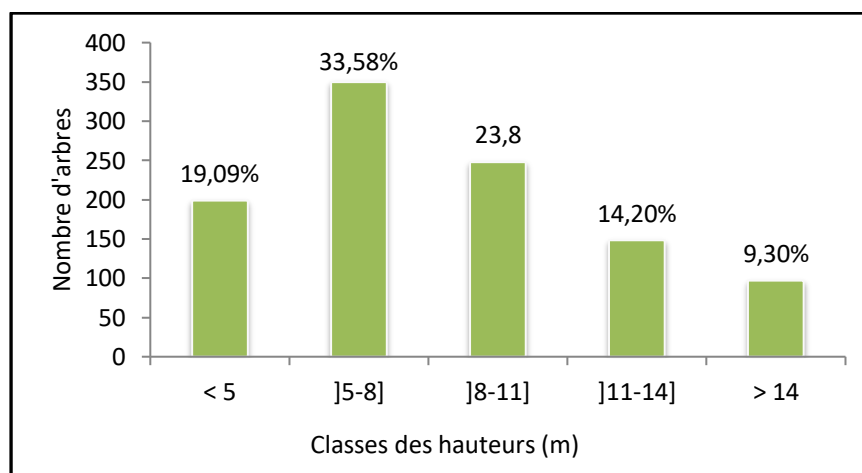


Figure 56: Distribution des arbres (n=1042) par classes des hauteurs dans les 21 sites d'étude (Incendie 2012)

3.5.2- Les arbres des sites incendiés en 2014

Les résultats des mesures des hauteurs des arbres brûlés en 2014 sont consignés dans le **tableau 46**. La **figure 57** représente la distribution des hauteurs des arbres par classes.

Tableau 46 : Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire incendiés en 2014 pour les hauteurs des arbres (n=938)

Sites	Min	Max	Moy	Ecart-type	CV (%)	Erreur standard
SK	3,20	11,80	7,22	2,33	32,29	0,38
SA2	4,20	19,40	9,58	3,28	34,24	0,38

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

SS	4,60	13,70	8,60	2,08	24,20	0,54
SB	4,00	19,50	10,29	2,67	25,95	0,34
ST1	1,60	15,50	7,85	3,07	39,16	0,30
SCH	3,20	22,50	9,32	3,76	40,35	0,32
SD	1,70	19,40	7,81	3,72	47,62	0,26
SDJ	7,10	15,80	10,45	1,94	18,58	0,38
SBO	2,10	11,50	6,84	2,08	30,38	0,26
SH1	3,20	12,50	7,86	2,41	30,62	0,49
SH2	3,20	11,30	6,08	1,84	30,34	0,35
SA1	4,20	12,50	8,30	1,92	23,07	0,41
ST2	1,70	12,80	6,31	2,51	39,82	0,32
STB1	2,50	16,00	10,76	2,93	27,20	0,23
STB2	2,50	19,60	8,76	2,81	32,07	0,24
SR	1,10	17,40	8,04	5,50	68,40	0,34
SI	1,10	19,40	4,60	3,88	84,38	0,34
Moy	3,01	15,92	8,16	2,87	36,98	0,35

La lecture de ce tableau, montre que la hauteur moyenne dans l'ensemble des sites brûlés en 2014 est de 8,16 ($\pm 2,87$ m). Cette moyenne varie entre les sites (CV : 36.98%) ; Elle est de 4,60 m dans le site SI et 10,76 m dans le site STB1. La même variabilité des hauteurs est enregistrée entre les arbres dans le même site (CV : 18,58-84,38%). La hauteur moyenne la plus faible est de 3 m et la plus élevée est de 15,92 m.

Les résultats de l'analyse de la variance montrent une différence globale significative des hauteurs moyennes entre les sites ($F_{obs} = 16,56$, 16 ddl, $P < 0,0001$).

Le test de Tukey qui est très significatif (**tableau 47**) ($P < 0,0001$) fait ressortir 9 groupes homogènes suivant l'ordre croissant des hauteurs moyennes dans les sites. Ces groupes sont répartis entre 5 grands groupes suivants :

1-Ce groupe compte les arbres dont la hauteur est supérieure à 10 m. Il contient les deux premiers groupes homogènes enregistrés par les sites STB1, SDJ et SB. La hauteur moyenne est plus élevée soit 10,76 ($\pm 10,76$ m).

2-Ce groupe referme le groupe 3 homogène, avec des hauteurs des arbres de l'ordre de 9 m (9.32-9.58 m) signalés dans les sites SA2 et SCH.

3-ce groupe est le plus représenté et le plus important en renfermant 7 groupes homogènes (du groupe 4 au groupe 6) avec des hauteurs proches de 8m (7,81-8.76 m).

4-II contient 4 groupes homogènes dont les hauteurs sont comprises entre 6.08 m et 7.22 m.

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

5-II est le moins représenté. Les arbres ont les hauteurs plus faibles de l'ordre de 5m. Ce groupe est enregistré dans le site SI.

Tableau 47: Test de Tukey (Hauteur d'arbres)

Sites	Moyenne estimée (mm)	Groupes
STB1	10,7640	A
SDJ	10,4487	AB
SB	10,2928	AB
SA2	9,5842	ABC
SCH	9,3164	ABC
STB2	8,7637	BC
SS	8,6000	BCD
SA1	8,3031	BCD
SR	8,0360	CD
SH1	7,8636	CD
ST1	7,8469	CD
SD	7,8100	CD
SK	7,2237	CD
SBO	6,8433	D
ST2	6,3107	DE
SH2	6,0798	DE
SI	4,6008	E

La **figure 57** montre que la classe 3 est prépondérante soit 32,30 % (n= 303). Elle est suivie par les classe1 et 2 soient respectivement 25,69% (n= 241) et 26% (n= 243). Les deux dernières classes représentent respectivement 12,26 % (n= 115) et 3,83% (n= 36).

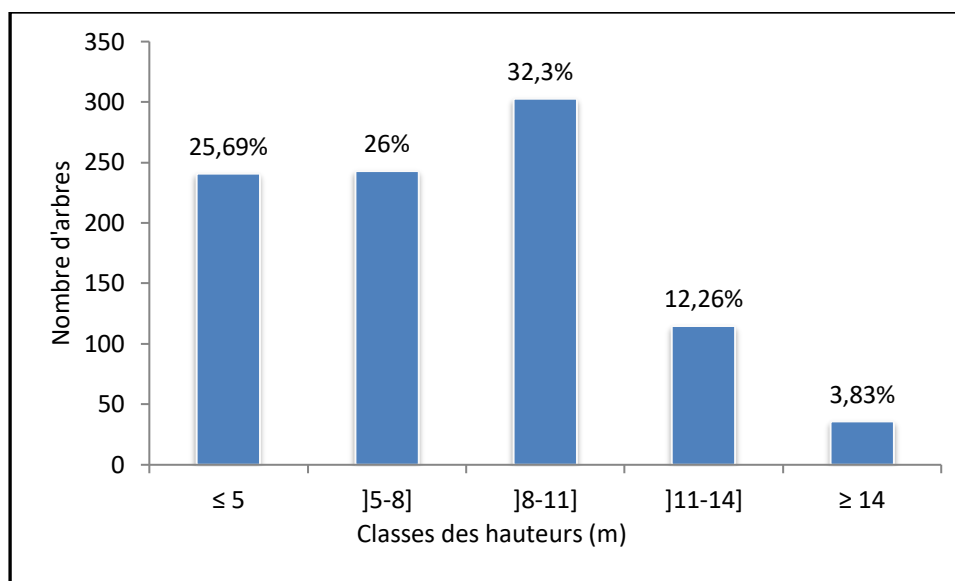


Figure 57 : Distribution des arbres (n=938) par classes des hauteurs dans les 17sites d'étude (Incendie 2014)

4- Relevés d'exploitation des arbres

Les résultats des différents relevés d'exploitation (épaisseurs du liège, hauteur d'écorçage, etc.) sont présentés dans les tableaux et figures suivants.

4.1- Epaisseur du liège des arbres

4.1.1- Cas des arbres incendiés en 2012

4.1.1.1- Tout type de liège confondu

Les résultats des mesures des épaisseurs des arbres brûlés en 2012 sont consignés dans le **tableau 48**.

D'après ce tableau, on remarque que l'épaisseur moyenne des différents types de liège (mâle et reproduction) de l'ensemble des peuplements de chêne-liège, soit à l'échelle de notre zone d'étude, est de 21,45 (\pm 3,45 mm).

Tableau 48 : Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire (incendie 2012) pour les épaisseurs mixtes (mm : liège mâle et liège de reproduction).

Sites	Min	Max	Moy	Ecart-type	CV (%)
S.D01	9,50	47,50	22,67	7,75	34,19
S.D02	10,75	65,50	22,24	10,23	46,00
S.D03	8,50	49,50	22,32	8,00	35,82
S.D04	6,50	48,00	23,36	9,21	39,44
S.D05	5,75	46,00	24,91	8,36	33,58

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

S.D06	11,50	31,75	21,98	5,58	25,39
S.D07	2,25	41,00	21,33	6,28	29,46
S.D08	11,75	44,75	25,30	7,25	28,65
S.D09	13,75	52,50	24,16	6,43	26,63
S.D10	6,00	38,00	20,99	7,34	35,00
S.D11	3,00	43,50	21,03	6,87	32,67
S.D12	7,25	51,00	22,49	8,50	37,79
S.T13	3,75	50,00	23,44	10,23	43,65
S.T14	4,75	52,00	23,13	12,02	51,96
S.T15	6,75	49,75	23,33	11,60	49,72
S.D16	4,50	40,75	21,60	9,49	43,92
S.D17	2,50	38,50	14,61	8,22	56,25
S.D18	1,75	33,25	13,44	7,88	58,63
S.D19	4,25	70,25	25,01	12,04	48,13
S.D20	4,00	41,75	20,10	9,05	45,01
S.D21	1,00	31,20	12,93	8,86	68,47
Moy	6,18	46,02	21,45	8,63	41,44

Les moyennes des épaisseurs varient assez fortement entre les sites ($CV_{moy} : 41.44\%$). Le site (S.D21) présente la moyenne la plus basse avec $12,93(\pm 8,85 \text{ mm})$. Alors que le site (S.D08) présente la moyenne la plus élevée ($25,29\pm 7,24\text{mm}$).

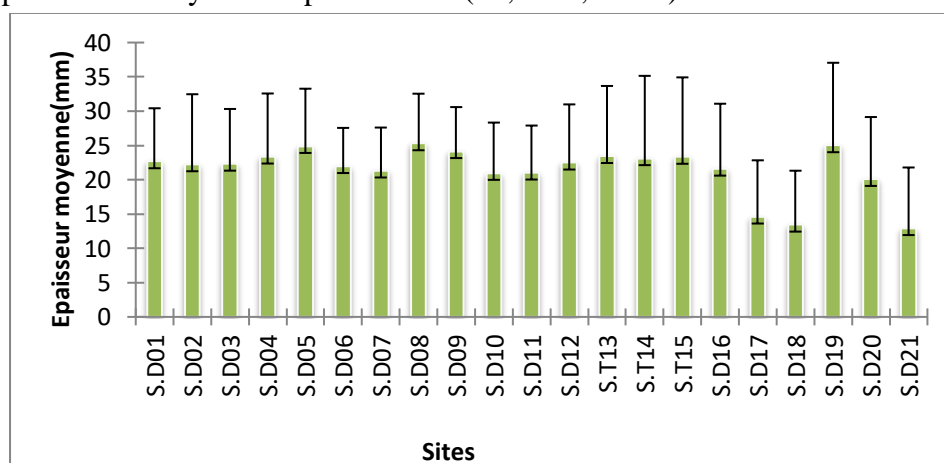


Figure 58 : Variation des moyennes (avec écart type) de l'épaisseur dans les sites d'étude (incendie 2012)

A l'échelle des sites, la **figure 58** montre que les mesures des épaisseurs sont parfois très variables entre les arbres de chaque site ; ceci est expliqué par les écart-types importants enregistrés au niveau de la majorité des sites ($68,47\% \geq 25,39$).

4.1.1.2- Liège de reproduction

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

En ce qui concerne le liège de reproduction des arbres déjà exploités, les mesures des épaisseurs ont donné des résultats regroupés dans le **tableau 49** suivant.

Tableau 49: Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire incendiés en 2012 pour l'épaisseur du liège de reproduction (mm) des arbres.

LR	Min	Max	Moy	Ecart-type	CV (%)	Erreur standard
S.D01	9,50	47,50	23,63	7,87	33,31	0,36
S.D02	10,75	65,50	22,11	10,08	45,58	0,40
S.D03	8,50	27,50	19,47	5,16	26,50	0,46
S.D04	15,75	48,00	25,73	8,91	34,64	0,42
S.D05	5,75	40,00	23,87	8,68	36,39	0,58
S.D06	11,50	31,75	22,01	5,71	25,93	0,43
S.D07	14,50	32,25	22,17	4,34	19,58	0,46
S.D08	11,75	40,50	25,25	7,16	28,36	0,43
S.D09	17,50	32,25	24,43	4,18	17,10	0,52
S.D10	6,00	38,00	20,99	7,34	35,00	0,39
S.D11	3,00	43,50	21,59	8,79	40,73	0,47
S.D12	7,25	41,50	21,54	7,50	34,81	0,41
S.T13	3,75	50,00	25,16	13,59	54,04	0,75
S.T14	4,75	52,00	28,94	14,39	49,73	0,54
S.T15	6,75	49,75	25,75	14,07	54,64	0,49
S.D16	4,50	40,75	21,20	10,17	47,97	0,30
S.D17	2,50	38,50	13,44	8,71	64,84	0,31
S.D18	1,75	33,25	12,82	8,11	63,24	0,34
S.D19	4,25	70,25	24,87	13,49	54,25	0,45
S.D20	4,00	41,75	19,04	10,79	56,71	0,40
S.D21	1,50	25,50	11,96	9,38	78,44	0,47
Moy	7,40	42,38	21,71	8,97	42,94	0,45

La lecture de ces résultats montre que la moyenne générale de l'épaisseur du liège de reproduction est de 21.71 (± 8.97 mm). Elle ne diffère pas beaucoup avec la moyenne obtenue avec les deux types de liège. Ceci explique que la majorité des arbres sont exploités à l'échelle de la zone d'étude. La moyenne minimale de 11.96 mm est enregistrée dans le site S.D21 par contre celle maximale de 28.94mm est notée dans le site S.T14. Les valeurs brutes varient entre 1.50 mm et 70.25 mm.

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

Les résultats de l'analyse de la variance montrent une différence significative pour ce paramètre ($F = 7,16$, 21 ddl, $P < 0,0001$) ce qui explique que les sites sont exploités dans différentes dates. En conséquence, les lièges recouvrant les troncs d'arbres ont des âges différents avant le passage du feu. Le test de Tukey est très significatif ($P < 0,0001$), il fait ressortir 5 groupes homogènes consignés dans le **tableau 50**.

Tableau 50: Test de Tukey réalisé sur l'épaisseur du liège de reproduction

Sites	Moyenne estimée (mm)	Groupes	Sites	Moyenne estimée (mm)	Groupes
S.T14	28,94	A	S.D06	22,01	AB
S.T15	25,75	AB	S.D11	21,59	AB
S.D04	25,73	AB	S.D12	21,54	AB
S.D08	25,25	AB	S.D16	21,2	AB
S.T13	25,16	AB	S.D10	20,99	AB
S.D19	24,87	AB	S.D03	19,47	ABC
S.D09	24,43	AB	S.D20	19,04	BC
S.D05	23,87	AB	S.D17	12,80	C
S.D01	23,63	AB	S.D18	12,82	C
S.D07	22,17	AB	S.D21	11,96	C
S.D02	22,11	AB			

La lecture de ce tableau montre la dominance du groupe 2 renfermant les sites aux épaisseurs de liège variant entre 21 et 25 mm qualifiant le liège mince. Ce groupe est présent avec un taux de 71%. Puis, il vient dans le second rang le groupe 5 avec des épaisseurs plus faibles du liège, soient inférieures à 13mm correspondant au liège flotte. Les autres groupes sont faiblement représentés par les sites aux épaisseurs plus épaisses (>28mm : liège juste) et ceux aux épaisseurs moyennes de près de 19 mm (liège flotte).

La distribution des couches du liège de reproduction par tranches de 5mm montre la dominance des classes des épaisseurs oscillant entre 15 et 25mm avec un taux cumulé de 48% (**Figure 59**). Les lièges <15mm constituent un taux de 21%, contre 4% pour les lièges épais. En ce qui concerne cette catégorie (25-35mm), elle représente un taux de 24% seulement.

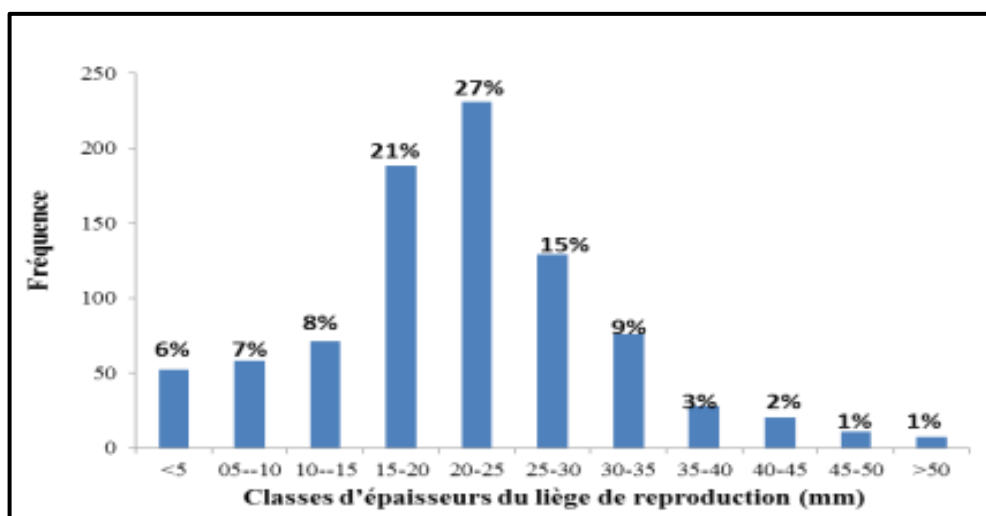


Figure 59: Distribution des arbres (n=658) par classe d'épaisseur du liège de reproduction dans les 21 sites d'étude incendiés en 2012 (% : fréquences relatives)

4.1.1.3- Age du liège de reproduction

Les résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire pour l'âge du liège de reproduction sont présentés dans le **tableau 51**.

D'après ce tableau, l'âge moyen des couches de liège des arbres a été estimé à 7,19 ($\pm 3,04$ ans). Cette moyenne varie entre un minimum de 4 ans et un maximum de 9 ans. Les valeurs extrêmes oscillent entre 1-6 ans et 11-23 ans.

Tableau 51 : Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire (incendie 2012) pour l'âge du liège de reproduction

Sites	Min	Max	Moy	Ecart-type	CV (%)
S.D01	3	16	8	3	33
S.D02	4	22	7	3	45
S.D03	3	9	6	2	28
S.D04	5	16	9	3	35
S.D05	2	13	8	3	36
S.D06	4	11	7	2	27
S.D07	5	11	8	2	20
S.D08	4	14	9	2	28
S.D09	6	11	8	1	18
S.D10	2	13	7	2	35

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

S.D11	1	15	7	3	41
S.D12	2	14	7	2	34
S.T13	1	17	8	5	56
S.T14	2	21	9	5	46
S.T15	2	17	9	5	56
S.D16	2	14	7	3	47
S.D17	1	13	5	3	64
S.D18	1	11	4	3	61
S.D19	1	23	8	5	54
S.D20	1	14	6	4	57
S.D21	1	9	4	3	78
Moy	2,52	14,47	7,19	3,04	42,8

La distribution des épaisseurs du liège des arbres montre que le pourcentage ayant un âge compris entre 7 et 9 ans est le plus élevé (35 %) suivie par la classe de 4 à 6 ans (27 %) (**Figure 60**). Les lièges les plus jeunes (<3ans) sont présents avec un taux de 16%. Par contre, les lièges âgés (>15ans) sont présents avec une proportion de 3%. La distribution des sites suivant l'âge moyen des arbres a confirmé ces résultats puisque tous les sites sont rangés dans les classes 2 et 3.

La lecture du **tableau 51** et la **figure 60**, montre alors que les couches de liège ont une valeur moyenne de 21,71 ($\pm 8,97$ mm), ce qui correspond approximativement à un âge de 6-7 ans. Ceci montre que la majorité des arbres ont été exploités durant les années 2005 et 2006. Cette valeur moyenne diffère entre les sites (coefficient de variation : 42,8%) et au sein du site. Une exception pour les valeurs moyennes des sites S.D17 et S.D18 et S.D21, qui correspondent approximativement à un âge de 4-5 ans. Ceci explique que la majorité des arbres de ces sites ont été écorcés en 2007 et 2008.

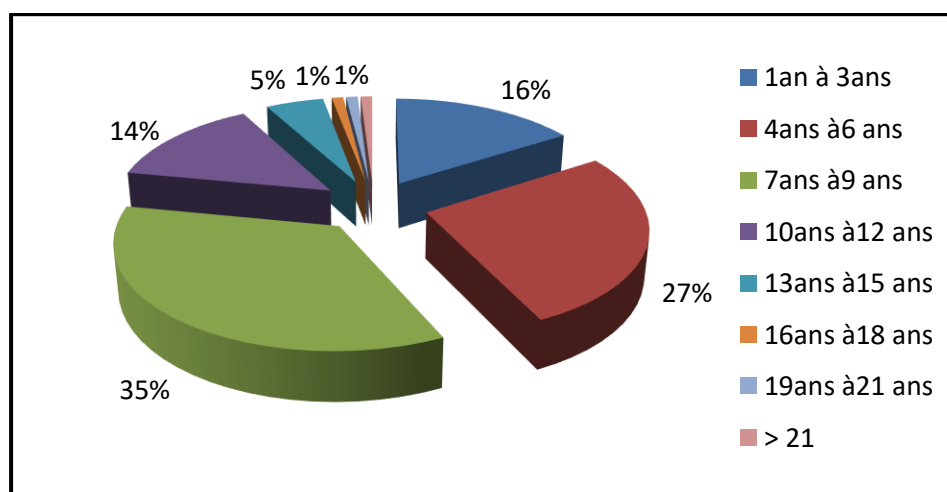


Figure 60: Représentation graphique de la distribution des arbres échantillons par âge du liège de reproduction (incendie 2012)

La valeur moyenne minimale de l'épaisseur du liège est de 7,40 mm, ceci correspond à un âge approximatif de 1-2ans. C'est-à-dire que les arbres ont été écorcés en 2010 et 2011. Par contre la valeur moyenne maximale est de 42,38 mm correspondant à un liège de type sur-épais ; il est âgé d'environ 13-14 ans ; c'est-à-dire que les arbres ont été écorcés depuis plusieurs années, soit entre 1998 et 1999. Cette valeur diffère avec celle enregistrée dans certains sites qui ont atteint l'épaisseur commerciale (27-32mm). Ces lièges âgés de 9 à 10 ans sont en fin de cycle de production (prés à la récolte). Les arbres ont été donc récoltés entre les années 2002et 2003.

4.1.2- Cas des arbres incendiés en 2014

4.1.2.1- Tout type de liège confondu

Les résultats des mesures des épaisseurs des arbres brûlés en 2014 sont consignés dans le tableau 52.

Tableau 52 : Résultats de l'analyse descriptive des 17 sites d'inventaire incendiés en 2014 pour les épaisseurs mixtes (liège mâle et liège de reproduction).

Sites	Min	Max	Moy	Ecart-type	CV (%)
S.K	9,50	86,75	35,48	15,59	43,95
S.A1	12,00	75,25	32,09	12,33	38,43
S.A2	15,75	66,50	37,88	11,38	30,04
S.B	2,00	52,67	36,11	7,92	21,94
S.T1	7,75	47,75	27,57	9,72	35,25
S.T2	3,00	49,25	23,14	9,56	41,33
S.D	1,25	51,25	22,73	9,58	42,15
S.CH	12,75	50,50	24,86	8,95	35,98
S.DJ	25,25	68,00	43,18	8,59	19,89
S.BO	2,00	59,80	20,12	12,11	60,20
S.H1	15,75	81,25	33,05	12,94	39,16
S.H2	13,00	55,00	27,06	8,10	29,93
S.TB1	2,75	70,00	29,05	14,72	50,66
S.TB2	7,00	70,50	30,61	10,34	33,78
S.R	1,00	55,50	22,94	16,96	73,91
S.I	1,00	46,00	11,69	13,09	112,04
S.S	14,25	49,75	31,06	8,32	26,78

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

Moy	8,59	60,92	28,74	11,19	43,26
------------	-------------	--------------	--------------	--------------	--------------

La lecture de ce tableau montre que la moyenne générale de l'épaisseur des deux types de liège (mâle et de reproduction) dans les 17 sites brûlés en 2014 est supérieure à celle enregistrée dans les sites brûlés en 2012. Elle est de l'ordre de 28.74 (± 11.19 mm). Les moyennes d'épaisseur varient assez fortement entre les sites ($CV_{moy} : 43.26\%$). Le site (S.I) présente la moyenne la plus basse ($11,69 \pm 13,09$ mm). Alors que le site (S.DJ) présente la moyenne la plus forte de l'ordre de $43,18 (\pm 8,59$ mm).

A l'échelle des sites, la **figure 61** montre que les résultats de mesures des épaisseurs sont parfois très variables entre les arbres de chaque site, ceci est expliqué par les écart-types importants enregistrés au niveau de la majorité des sites. Ils présentent des CV élevés ($>35\%$: 35-112%) dans plus de 70% des sites ($n=12$ sites)

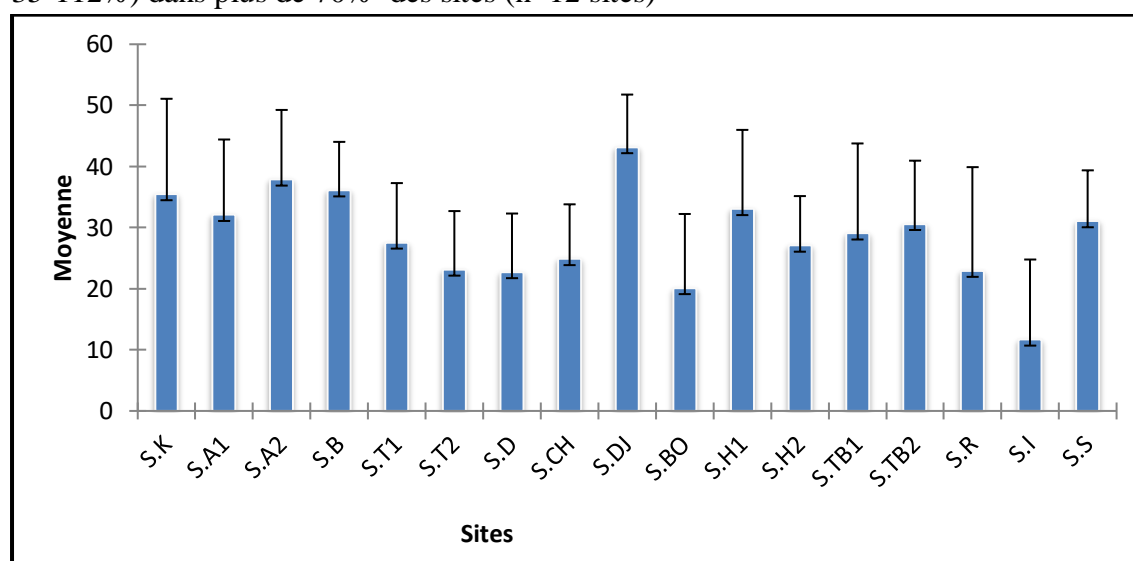


Figure 61 : Variation des moyennes (avec écart type) de l'épaisseur (mm) dans les sites d'étude incendiés en 2014

4.1.2.2- Liège de reproduction

En ce qui concerne le liège de reproduction des arbres déjà exploités, les résultats des mesures des épaisseurs sont donnés dans le **tableau 53**.

Tableau 53 : Résultats de l'analyse descriptive des 17 sites d'inventaire incendiés en 2014 pour l'épaisseur du liège de reproduction (mm)

Sites	Min	Max	Moy	Ecart-type	CV (%)	Erreur standard
SK	9,50	86,75	39,15	16,91	43,21	0,50
SA2	22,00	66,50	40,43	10,46	25,87	0,43
SS	27,50	49,75	34,75	6,98	20,09	0,66

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

SB	2,00	52,67	36,34	8,08	22,23	0,35
ST1	7,75	47,75	29,87	8,83	29,58	0,40
SCH	12,75	50,50	24,02	9,22	38,37	0,34
SD	5,75	51,25	22,87	10,44	45,65	0,35
SDJ	25,25	68,00	43,18	8,59	19,89	0,38
SBO	2,00	44,00	19,17	10,60	55,28	0,28
SH1	28,25	81,25	41,44	14,66	35,38	0,72
SH2	13,00	55,00	28,08	8,75	31,15	0,43
SA1	12,00	75,25	33,73	13,31	39,48	0,51
ST2	11,75	49,25	25,44	10,22	40,15	0,54
STB1	2,75	70,00	30,14	14,88	49,38	0,24
STB2	14,25	70,50	32,39	9,97	30,79	0,27
SR	24,25	55,50	37,13	7,74	20,86	0,45
SI	24,75	31,75	28,94	2,64	9,13	1,01
Moy	14,44	59,16	32,18	10,13	32,73	0,46

D'après de tableau, on remarque que la moyenne générale de l'épaisseur du liège de reproduction est de 32.18 (± 10.13 mm). Elle ne diffère pas beaucoup avec la moyenne obtenue avec les deux types de liège (28.74 mm). Ceci explique que la majorité des arbres sont exploités à l'échelle de la zone d'étude. La moyenne minimale de 19.17 mm est enregistrée dans le site S.BO par contre celle maximale de 43.18mm est notée dans le site S.DJ. Les valeurs brutes varient entre 2.00 mm et 86.75mm.

Les résultats de l'analyse de la variance montrent une différence très significative pour ce paramètre ($F = 15,05$, 16 ddl, $P < 0,0001$) ce qui explique que les sites sont exploités dans des dates très différentes. En conséquence, les lièges sur les arbres avant le passage du feu ont aussi des âges différents.

Le test de Tukey est très significatif ($P < 0,0001$) ; il fait ressortir 6 groupes homogènes indiqués dans le **tableau 54**.

La lecture de ce tableau montre la dominance de deux groupes à savoir i) le groupe 2 renfermant les sites aux lièges plus ou moins épais dont la couche varie entre 36 et 41mm et ii) groupe 4 contenant les épaisseurs marchandes (28-32mm) qualifiant le liège de catégorie «juste». Ces deux groupes participent avec un taux de près de 60 % à raison de 10 sites.

Il vient en second rang le groupe 5 avec des épaisseurs assez faibles du liège (<28mm : 23-25mm) correspondant au liège de catégorie «mince».

Les autres groupes sont faiblement représentés par les sites au liège épais (>42mm) ; régulier (>32mm) et flotte dont l'épaisseur est inférieure à 22mm.

Tableau 54: Test de Tukey réalisé sur les épaisseurs du liège de reproduction dans les sites brûlés en 2014

Sites	Moyenne estimée (mm)	Groupes	Sites	Moyenne estimée (mm)	Groupes
SDJ	43,18	A	STB1	30,14	BC
SH1	41,44	AB	ST1	29,87	BC
SA2	40,43	AB	SI	28,94	BC
SK	39,15	AB	SH2	28,08	BC
SR	37,13	AB	ST2	25,44	CD
SB	36,34	AB	SCH	24,02	CD
SS	34,75	ABC	SD	22,87	CD
SA1	33,73	ABC	SBO	19,17	D
STB2	32,39	BC			

La distribution des couches du liège de reproduction par tranches de 5 mm montre la dominance des classes des épaisseurs oscillant entre 20 et 40 mm avec un taux cumulé de 60% (Figure 62).

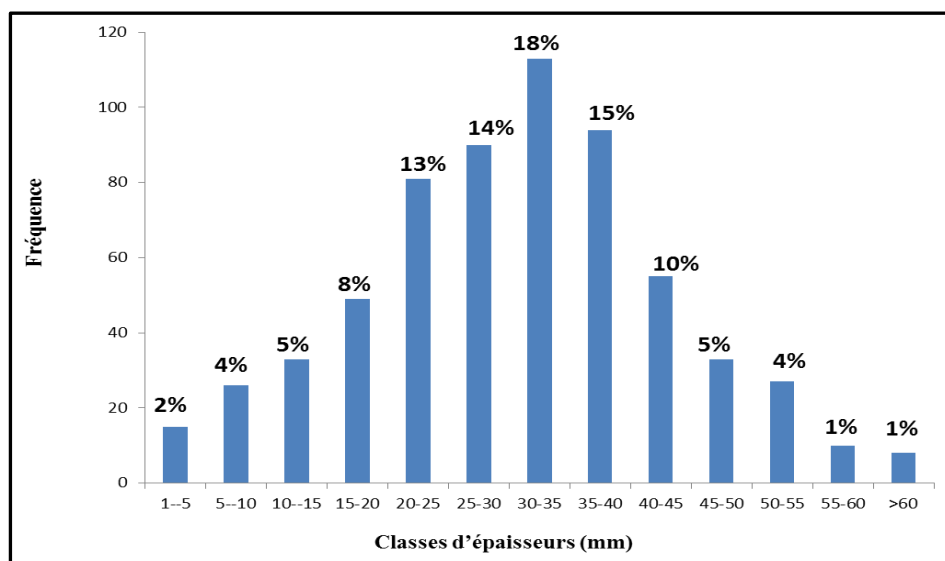


Figure 62: Distribution des arbres (n=634) par classe d'épaisseur du liège dans 17 sites d'étude incendiés en 2014 (% : fréquences relatives)

Globalement, on remarque que les lièges très minces ou flotte (<15mm) non protecteurs des arbres contre la chaleur du feu constituent un taux de 11%. Le reste des lièges (89%) ont une épaisseur suffisante pour protéger efficacement les tissus internes des arbres contre la chaleur

dégagée par le feu. Dans cette catégorie de liège, on trouve sur le plan commercial, la dominance du liège juste et régulier (avec 47 %) contre 21% pour le liège épais et sur épais.

4.1.2.3- Distribution des arbres par âge du liège de reproduction des arbres incendiés en 2014

Les résultats de l'analyse descriptive de l'âge du liège de reproduction des arbres brûlés en 2014 sont présentés dans le **tableau 55**.

Tableau 55: Résultats de l'analyse descriptive pour l'âge du liège de reproduction des sites d'inventaire incendiés en 2014

Sites	Min	Max	Moy	Ecart-type	CV (%)
S.K	3	29	13	6	43
S.A1	4	25	11	4	39
S.A2	7	22	14	4	26
S.B	1	18	12	3	23
S.T1	3	16	10	3	29
S.T2	4	16	9	3	39
S.D	2	17	8	3	46
S.CH	4	17	8	3	38
S.DJ	8	23	14	3	20
S.BO	1	15	6	4	55
S.H1	9	27	14	5	35
S.H2	4	18	9	3	31
S.TB1	1	23	10	5	49
S.TB2	5	24	11	3	30
S.R	8	19	12	3	22
S.I	8	11	10	1	11
S.S	9	17	12	2	21
Moy,	4,76	19,82	10,76	3,41	32,76

La lecture de ce tableau montre que l'âge moyen du liège lors du passage du feu de 2014 est de l'ordre de 10.76 ans. Il varie en moyenne entre 6 ans et 14 ans. L'âge du liège varie entre les sites et au sein d'un même site. En effet, dans certains sites, on remarque une forte variabilité de l'âge du liège (CV >40%) ce qui explique que les dates de récoltes du liège dans ces sites sont très différentes. Ceci correspond à un mode anarchique de l'exploitation du liège.

Les valeurs extrêmes sont fortes ; les valeurs minimales oscillent entre 1 et 9 ans par contre les valeurs maximales varient entre 11 et 29 ans.

La distribution de l'âge du liège des arbres incendiés en 2014 est représentée dans la **figure 63**.

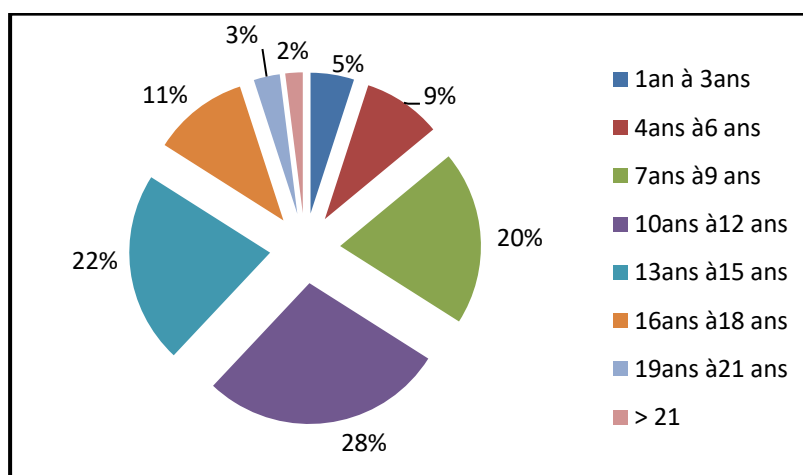


Figure 63: Représentation graphique de la distribution des arbres échantillons par L'âge du liège (incendie 2014)

D'après cette figure, on constate que le pourcentage des arbres ayant un âge compris entre 10 et 12 ans est le plus élevé (28 %). Ces lièges ont été récoltés entre 2000 et 2002. Ils sont suivis par les lièges de [13-15 ans] récoltés entre les années 1999-1997 et avec un degré moindre par les lièges de [7-9 ans] avec respectivement 22 % et 20 %. La catégorie de lièges très jeunes [1-3 ans] (récoltés après 2011 et 2009) vulnérables aux feux est rare ; ils participent avec un taux de 5% seulement.

De point de vue relation âge-levée du liège, la **figure 63** montre que près de 38% des arbres ont un liège dépassant l'âge d'exploitation (>13ans). Ce type de liège correspond au liège épais, voire sur-épais. Classe d'âge d'exploitation représente un taux de 28% (10-12 ans). Les autres catégories de liège (34%) sont encore jeunes correspondant à des âges non exploitables (<9ans). La distribution des sites suivant l'âge moyen des arbres a confirmé ce résultat puisque tous les sites (exception pour S.BO) sont rangés dans les classes 3,4 et 5 correspondant aux âges entre 7 et 15 ans.

4.2-Hauteur d'écorçage des arbres incendiés

4.2.1- En 2012

Les résultats de mesure de la hauteur du dernier écorçage des arbres de la dernière date d'exploitation avant le passage du feu de l'été 2012 sont représentés dans la **figure 64**.

L'examen de la **figure 64** montre que 36,85% (n= 384) des arbres avaient un tronc non écorcé contre 63,15 % (n= 658) des arbres écorcés dans des dates différentes. Ce taux est variable et dominé par la classe 2 soit un taux de 86,47% par rapport au total d'arbre écorcés. Ceci explique que la majorité des arbres écorcés ont une hauteur du démasclage supérieure à

1m. Une proportion de 7,77% seulement ont une hauteur d'écorçage inférieure à 1 m. En revanche, 5,64 % des arbres ont une hauteur d'écorçage supérieur à 2 m.

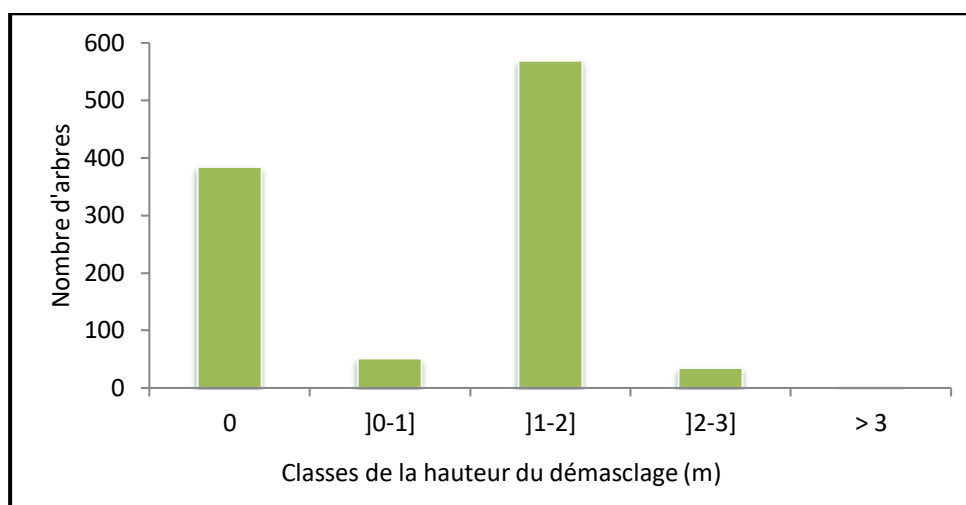


Figure 64 : Histogrammes de distribution de nombre d'arbres (n=1042) par classes de hauteurs d'écorçage dans les 21 sites d'étude (incendie 2012)

La hauteur moyenne d'écorçage est de l'ordre de 1,49($\pm 0,33$ m). Cette moyenne varie faiblement entre les sites (CV : 22,49 %) (Annexe A2). Ce taux oscille entre un minimum moyen de 0,82 m, enregistré dans tous les sites d'étude et un maximum de 2,33 m. Les coefficients de variations révèlent une faible hétérogénéité de distribution des hauteurs d'écorçage du liège dans les sites sauf dans le site S.D09 où on remarque une forte hétérogénéité entre les individus. Globalement, ces résultats montrent que les arbres de la subéraie d'étude ont été démasclés de façon plus ou moins hétérogène. Les résultats de l'analyse de la variance montrent qu'il y a une différence significative (Fobs= 9,035 25 ddl, $P < 0,0001$) pour ce paramètre (Annexe A3).

4.2.2- En 2014

Les résultats de mesures de la hauteur d'écorçage des arbres de la dernière date d'exploitation avant le passage du feu de 2014 sont distribués par classes dans la **figure 65**.

L'examen de la **figure 65** montre que 32% (n= 302) des arbres avaient un tronc non écorcé contre 68 % (n= 636) des arbres qui avaient un tronc écorcé. Cette catégorie de troncs présente un taux variable de hauteur d'écorçage. En effet, elle est dominée par la classe 2 [1-2m] avec un taux de 50% ; ce qui représente près de 73% du total des arbres exploités. Il vient en second rang, les arbres levés entre 2 et 3m avec un taux de 16%. Mais les arbres

écorcés à moins de 1m ou à plus de 3m sont rares. Ceci explique que la hauteur d'écorçage [1-2m] a été appliquée à la majorité des arbres quel que soit sa circonférence.

A l'échelle des sites, la hauteur d'écorçage moyenne est de l'ordre de 1,76 ($\pm 0,39$ m). Cette moyenne varie faiblement entre les sites (CV : 22 %). La moyenne minimale de 1,53 ($\pm 0,16$ m) est enregistrée dans le site S1 ; par contre la moyenne maximale de 2,13 ($\pm 0,58$ m) est notée dans le site SR (**Annexe A2**). Mais dans la majorité des sites (88%), la hauteur moyenne varie entre 1.53 m et 1.98 m.

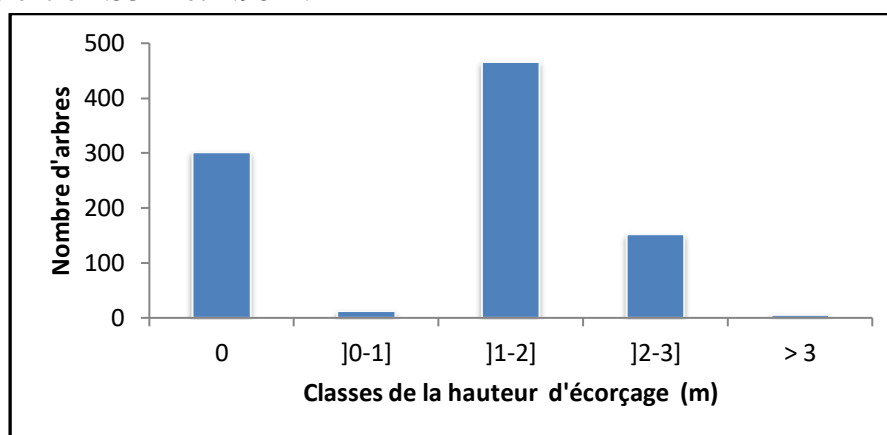


Figure 65 : Histogrammes de distribution de nombre d'arbres exploités par classes de hauteurs d'écorçage dans les 17 sites d'étude incendiés en 2014

Le test statistique appliqué sur ce paramètre révèle une différence significative (Fobs= 5,83 16 ddl, $P < 0,0001$) (**Annexe A3**). Ceci explique que les arbres de certains sites ont été écorcés avec une hauteur supérieure. Les coefficients de variations révèlent une faible hétérogénéité de distribution des hauteurs d'écorçage du liège dans les sites sauf dans certains sites où on remarque une forte hétérogénéité entre les individus. Globalement, ces résultats montrent que les arbres de la subéraie d'étude ont été démasclés de façon plus ou moins hétérogène.

4.3--Coefficient d'écorçage

4.3.1-Cas des arbres incendiés en 2012

Les résultats de calcul du coefficient d'écorçage des arbres exploités et brûlés en 2012 sont distribués par classes dans la **figure 66**.

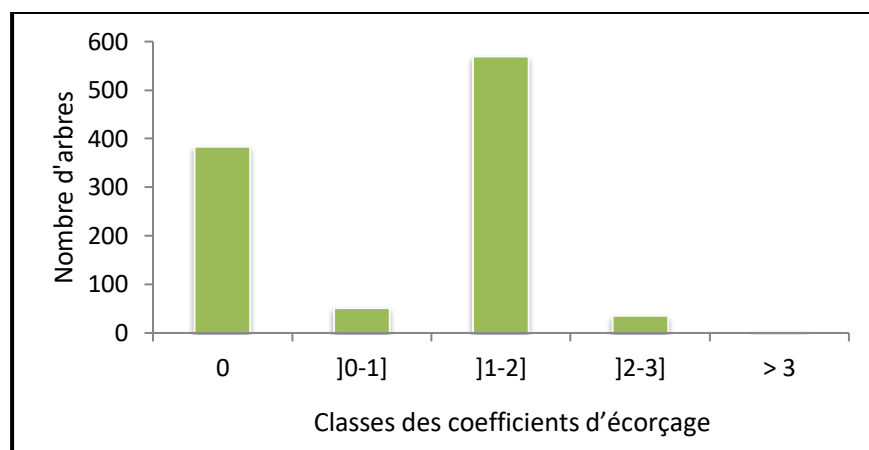


Figure 66 : Histogrammes de distribution de nombre d'arbres par classes de coefficient d'écorçage (Ce) dans les 21 sites d'étude brulés en 2012 (Ce= 0 ; les arbres non démasclés)

L'examen de la **figure 66** montre la prépondérance de la classe 2 des arbres écorcés avec un coefficient d'écorçage variant entre 1 et 2 soit un taux de 88%. Ceci est souvent appliqué aux arbres ayant une végétation moyenne ou normale.

Le reste des arbres présentent des valeurs faibles ($Ce < 1$) ou élevées ($Ce > 2$). Ces deux catégories d'arbres présentent un taux très faibles de 12%.

Le paramètre ($Ce < 1,5$) correspond aux arbres de végétation médiocre. Cependant, l'exploitation des arbres avec un « Ce » de 2.5 pour un arbre de végétation vigoureuse est très rare.

Selon les normes (**Saccardy, 1937 ; Boudy ; 1950, Natividade, 1956**), et les résultats obtenus du calcul du coefficient d'écorçage, on peut dire que la qualité de l'exploitation du liège dans notre zone d'étude est mauvaise car elle ne répond pas aux normes. En effet, les arbres évoluent dans des bonnes conditions de végétation selon l'étude climatique et par conséquent, la majorité des arbres devraient être exploités avec un « Ce » supérieur à 2 ($Ce : 2-2.5$).

A l'échelle des sites, les résultats de calcul montrent que le coefficient moyen d'écorçage est de l'ordre de **1,5122 ($\pm 0,60$)**. Cette moyenne varie entre les sites ($CV : 39,23\%$) (**Annexe2**). Elle oscille entre un minimum moyen de **0,58** enregistré dans tous les sites et un maximum de **3,68**. Les coefficients de variations révèlent des hétérogénéités de distribution des coefficients d'écorçage entre les sites.

Les résultats de l'analyse de la variance montrent de différence significative ($F= 2,45$ 20 ddl, $P = 0,0004$) pour ce paramètre ce qui explique que les sites ont été écorcés de façon hétérogène (**Annexe A3**).

4.3.2- Les arbres incendiés en 2014

Les résultats de calcul du coefficient d'écorçage des arbres de la dernière exploitation visibles et brûlés en 2014 sont distribués par classes dans la **figure 67**.

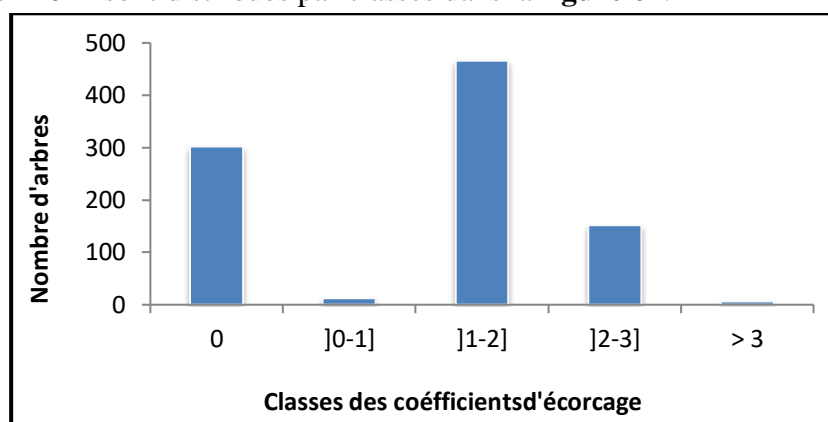


Figure 67 : Histogrammes de distribution des arbres par classes de coefficient d'écorçage (Ce) dans les 17 sites d'étude incendiés en 2014

L'examen de la **figure 67** montre que la classe 2 est dominante de l'ordre de 73%. Ceci explique que la majorité des arbres ont un coefficient d'écorçage variant entre 1 et 2, c'est-à-dire qu'il n'y a pas une perte de production et par conséquent la récolte est économique sur le marché du liège. Près de 2% seulement des arbres ont un coefficient d'écorçage inférieur à 1 correspondant à une récolte non profitable. En revanche, près de 24% des arbres ont un coefficient d'écorçage supérieure à 2 et 1% ont un coefficient d'écorçage supérieure à 3; ces arbres ont une action sanitaire agressive, c'est-à-dire que la surexploitation du liège conduit à une pression physiologique pouvant entraîner les sujets vers un affaiblissement voire mortalité.

Selon les conditions de végétation des arbres, le « Ce » de ces arbres devrait être situé entre 2 (pour un arbre de végétation normale) et 2,5 (pour un arbre de végétation très vigoureuse) (**Saccardy, 1937 ; Boudy, 1950 et Natividade ; 1956**).

A l'échelle des sites, les résultats de calcul montrent que le coefficient moyen d'écorçage est de l'ordre de 1,58 ($\pm 0,52$). Cette moyenne varie entre les sites (CV : 33,22 %) (Annexe2). Elle oscille entre un minimum moyen de 0,66 enregistré dans tous les sites et un maximum de 3,30. Les coefficients de variations révèlent des hétérogénéités de distribution des coefficients d'écorçage entre les sites. Les résultats de l'analyse de la variance montrent qu'il y a une différence significative ($F= 17,39$ 16 ddl, $P < 0,0001$) pour ce paramètre. Ces résultats montrent que les arbres ont été écorcés de façon hétérogène (**Annexe A3**).

5-Relevés d'Endommagement du bois des troncs

5.1-Les arbres incendiés en 2012

Les résultats de mesure et d'évaluation de l'endommagement du bois des troncs des arbres (taux de crevasse) sont représentés dans la **figure 68**.

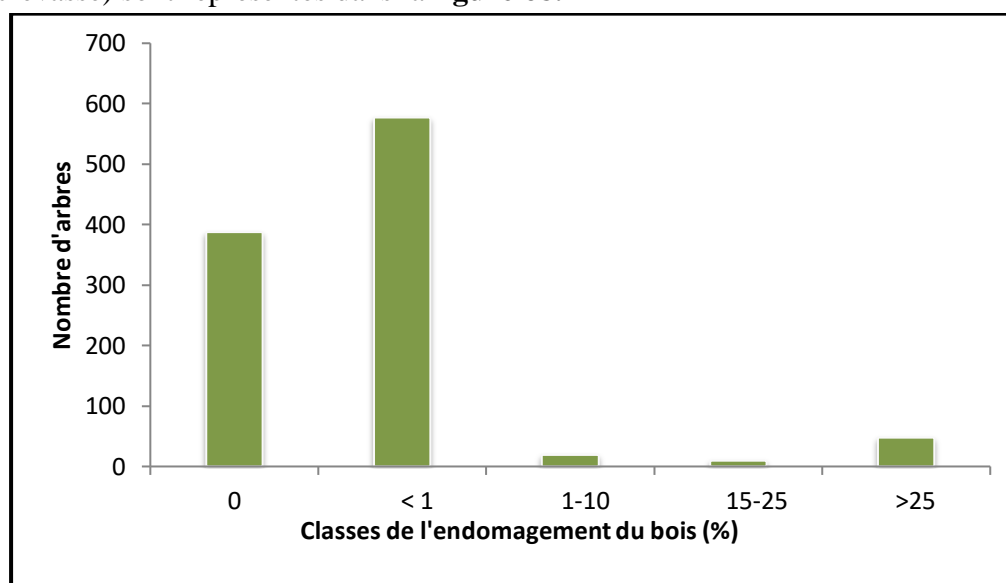


Figure 68 : Histogrammes de distribution de nombre d'arbres par classes d'endommagement du bois dans les 21 sites d'étude incendiés en 2012

L'examen de la **figure 68** montre que 37% des arbres présentent un tronc sain ou non crevassé. Dans la catégorie des arbres écorcés, les arbres sont souvent crevassés avec des degrés variables. En effet, la classe 1 d'endommagement (<1%) est dominante de l'ordre de 88% (n= 577). Ceci explique que la majorité des arbres ont une surface du bois très faiblement endommagée.

Près de 9 % seulement des arbres (n= 58) ont un endommagement du bois plus important soit la classe [15-25%] et classe (> 25%). Parmi ces arbres, on note environ 7% des arbres gravement crevassés (> 25%).

Les résultats de l'analyse de la variance montrent qu'il y a pas une différence significative ($F= 3,36$ 20 ddl, $P < 0,0001$) pour ce paramètre au niveau des sites. On peut dire que l'état du tronc d'arbres de la subéraie d'étude est bon sur le plan sanitaire.

5.2- Les arbres incendiés en 2014

Les résultats d'évaluation du taux d'endommagement du bois des arbres brûlés en 2014 sont représentés dans la figure **69**.

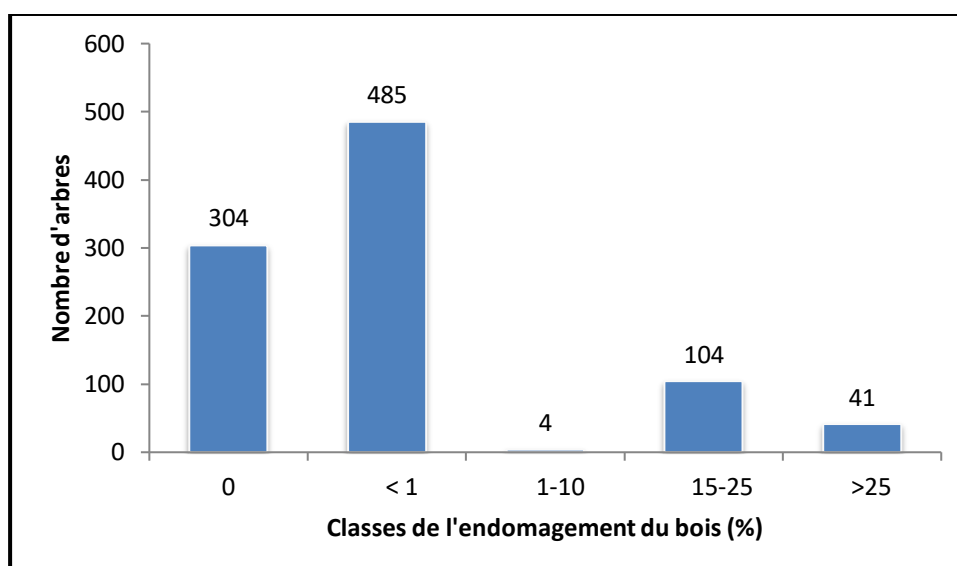


Figure 69 : Histogrammes de distribution de nombre d'arbres par classes d'endommagement du bois dans les 21 sites d'étude incendiés en 2014

L'examen de cette figure montre que 32% des arbres présentent un tronc sain ou non crevassé. Ce sont des arbres non mises en valeur ($n=302$). Parmi les arbres crevassés ($n=636$), 76% ($n=487$) des troncs sont faiblement endommagés ayant perdu moins de 1% de leur bois. Le reste des arbres (16 %) ($n=104$) ont un taux d'endommagement assez fort du bois de la classe 3 [15 -25%]. On note un taux non négligeable d'arbres présentant un fort endommagement du bois [$>25\%$], soit près de 6 %.

Les résultats de l'analyse de la variance montrent qu'il y a une différence significative ($F=5,34$ 16 ddl, $P < 0,0001$) pour ce paramètre entre les sites. Ceci explique que les arbres de certains sites sont plus crevassés que d'autres. Comme dans les sites brûlés en 2012, l'état du tronc d'arbres des sites brûlés en 2014 reste toujours satisfaisant sur le plan sanitaire.

5.3- Ensemble des arbres incendiés en 2012 et 2014

Au niveau des 38 sites brûlés en 2012 et 2014 ($n=1980$), on remarque que la majorité des arbres présentent un tronc sain à faiblement crevassé (88%) (**Figure 70**). Mais une part négligeable des arbres ($n=229$) ont un tronc présentant un bois moyennement à fortement endommagé.

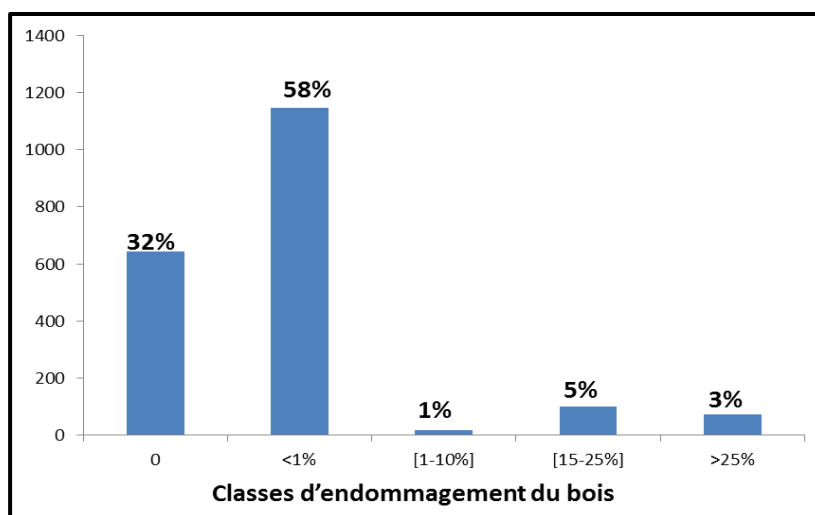


Figure 70 : Histogrammes de distribution de nombre d'arbres (n=1980) par classes d'endommagement du bois dans les 38 sites d'étude incendiés en 2012 et 2014

6- Relevés des dommages causés par les feux de forêts sur les arbres

6.1- Evaluation de la vitalité post-incendie des arbres brûlés

6.1.1- Cas du feu de 2012

6.1.1.1- Premier inventaire de 2014 : deux années après le passage du feu

Les résultats d'inventaire réalisé en 2014 sur l'évaluation des dommages causés par le feu de 2012 aux arbres (soit 2 ans après le passage du feu) ont montré que le taux de survie des arbres après le passage de feu est élevé de l'ordre de 79,46 % (n=828) (**Figure 71**). Cette survie est caractérisée par les arbres ayant émis une régénération de la cime ou de la cime et la base.

Le type de réponse dominant a été enregistré pour la régénération exclusive de la couronne (C: 61.32 %, n=639) suivi par la régénération simultanée de la cime et de la base (CB) avec un taux de 18.14% (n=189). En ce qui concerne les arbres considérés comme morts; ils sont dominés par la catégorie des arbres à mortalité des tiges (sans régénération) avec un taux de 17.37 % (M: n=181) et le reste a émis au moins un rejet au niveau du collet (3.17%, n=33).

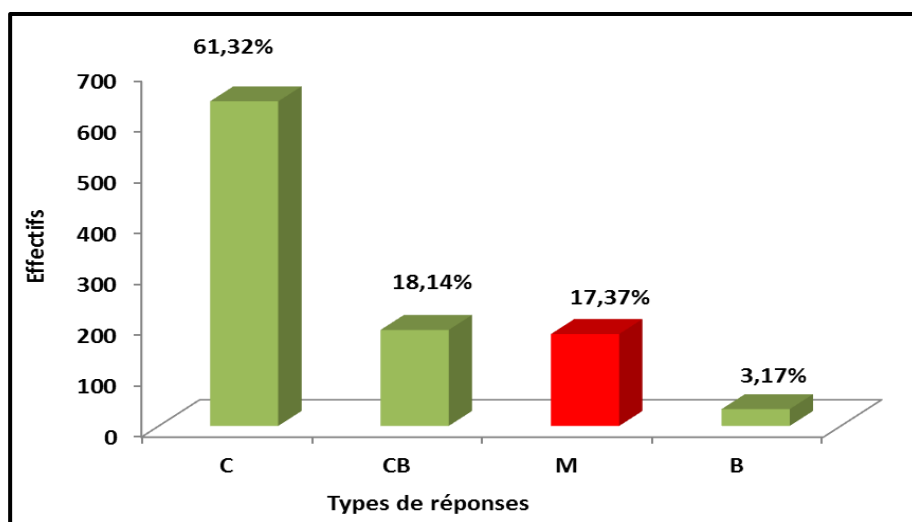


Figure 71 : Distribution de arbres (n=1042) selon leur type de réponse après le passage du feu (inventaire ; 2 années après, soit en 2014)

Parmi les arbres survivants, on note 63,76% % des sujets qui étaient déjà exploités (n=528) ce qui représente 50,67% du total d'arbres recensés. En ce qui concerne les arbres non démasclés encore recouverts de liège naturel, on enregistre un taux de survivants de 36,23% (n= 300). Ceci correspond à 28,79 % de l'effectif total (**Figure 72**).

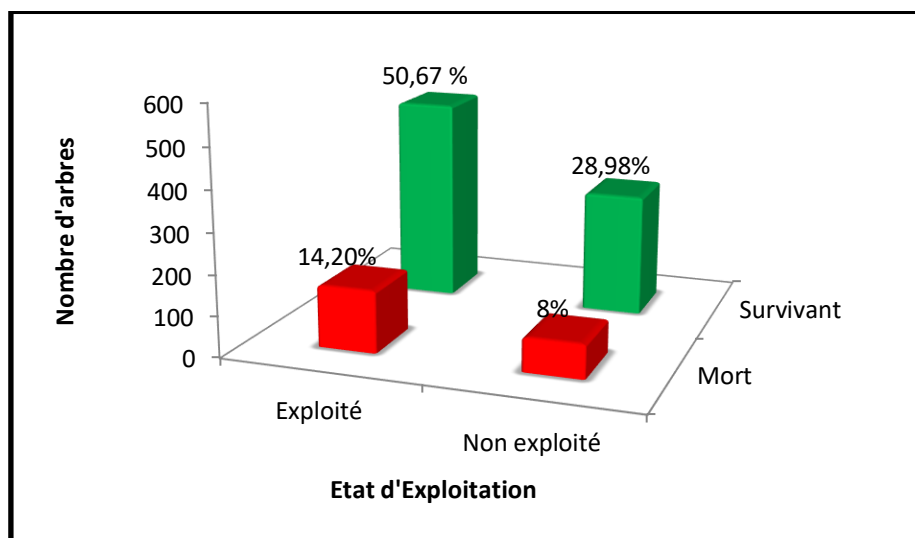


Figure 72 : Distribution de arbres (n=1042) selon leur état d'exploitation après le passage du feu de 2012 (inventaire ; 2 années après, soit en 2014)

6.1.1.2- Dernier inventaire de 2017 : cinq années après le passage du feu

Les résultats de l'inventaire d'appréciation de la vitalité des arbres réalisés en 5^{ème} année après le passage du feu sont représentés dans le **tableau 56** et la **figure 73**.

Tableau 56 : Effectifs et fréquences relatives de la vitalité des arbres des sites d'étude selon l'inventaire de 2017 (incendies 2012). Arbres survivants (S), mortalité de la couronne (MC) ou rejets de base et mortalité totale de la tige (MT)

Sites	Arbres survivants (S)	Survie %	Arbres morts (M)	%	Mortalité couronne MC (%)	Mortalité tige MT (%)
S.D01	56	93,34	4	6,67	1,67	5,00
S.D02	36	94,74	2	5,27	0,00	5,27
S.D03	44	93,62	3	6,39	0,00	6,39
S.D04	57	91,94	5	8,07	4,11	4,11
S.D05	31	88,58	4	11,43	8,57	2,86
S.D06	29	90,63	3	9,38	8,57	2,85
S.D07	36	92,31	3	7,7	7,70	0,00
S.D08	38	90,48	4	9,53	0,00	9,53
S.D09	46	97,88	1	2,13	2,13	0,00
S.D10	35	94,6	2	5,41	5,41	0,00
S.D11	38	84,45	7	15,56	3,22	12,34
S.D12	36	92,31	3	7,7	0,00	7,70
S.T13	26	78,79	7	21,22	0,00	21,22
S.T14	31	56,37	24	43,64	15,24	28,40
S.T15	26	61,91	16	38,1	10,98	26,91
S.D16	58	70,74	24	29,27	5,40	23,87
S.D17	37	48,69	39	51,32	1,75	49,55
S.D18	37	55,23	30	44,78	21,00	23,78
S.D19	31	83,79	6	16,22	0,00	16,22
S.D20	44	77,2	13	22,81	3,81	19,00
S.D21	34	48,58	36	51,43	15,00	36,43
Total	806	80,29	236	19,72	5,46	14,36

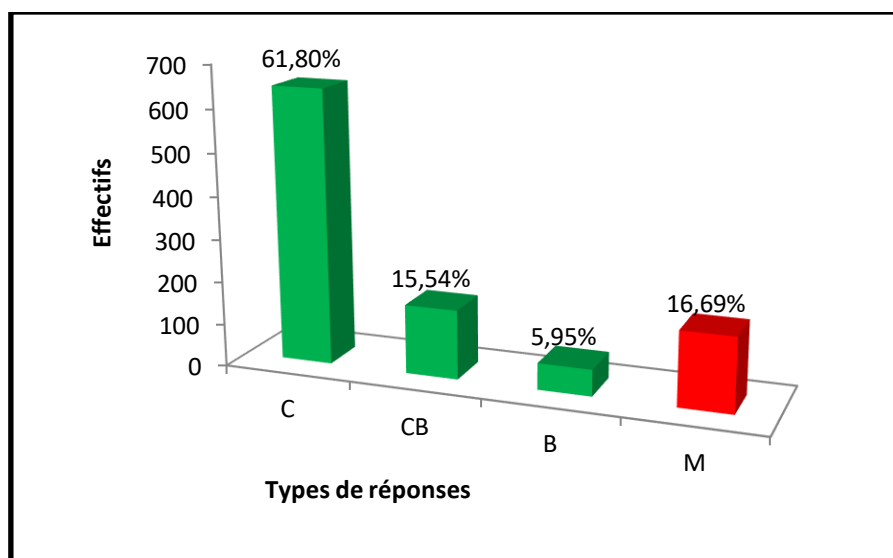


Figure 73 : Distribution de arbres (n=1042) selon leur type de réponse après le passage du feu (inventaire ; 5 années après, soit en 2017)

Après cinq ans de l'incendie, les résultats statistiques révèlent un taux d'arbres morts de l'ordre de 22,64% (n=236). Cette catégorie d'arbres est répartie entre les arbres à mortalité de la couronne avec émission des rejets au collet (5,95% ; n=62) et les arbres à mortalité totale de la tige ; catégorie dominante avec un taux de 16,69% (n=174). Donc, plus de la moitié des arbres (77,35%) ont conservé leur vitalité après cinq ans de passage du feu (n=806) en produisant davantage de feuillage et reconstituant ainsi leur couronne perdue par le feu. Parmi ces arbres, on trouve près de 61,80 % des arbres (n=644) ayant repris végétativement de la couronne seulement et 15,54 % (n=162) de la couronne et de la base. Le taux moyen de survie varie entre les 21 sites (CV : 20,53%) ; il est au minimum de 48,58 % à **S.D21** et au maximum de 97,88 % à **S.D09**.

Le test statistique réalisé sur la vitalité des arbres des sites d'étude, montre une différence significative ($\chi^2 = 156,50$, 16 ddl, p-value < 0,0001). Ceci indique que la vitalité des arbres présente une répartition hétérogène entre les sites d'étude. En effet, la mortalité a sévèrement affecté 5 sites (M > 38%) en l'occurrence les sites S.T14, ST15, SD17, SD18 et SD21. Dans le reste des sites (16 sites), le taux de survie des arbres est très élevé (S > 70%).

6.1.2- Feu de 2014

6.1.2.1- Premier inventaire de 2014 : Deux mois après le passage du feu

Les résultats d'inventaire réalisés deux mois après le passage du feu de 2014 ont montré que le taux de survie des arbres était très élevé de l'ordre de 85.92 % (n=806) (**Figure 74**).

Le type de réponse le plus dominant est toujours enregistré pour la régénération exclusive de la couronne (C: 67,85%, n=636) suivi par la régénération simultanée de la cime et de la base (CB) avec un taux de 19,08% (n=170). En ce qui concerne les arbres considérés comme morts; ils participent avec un taux faible de 4,32 % (M: n=51). Enfin la régénération basale, est évaluée à 8.36% (n=81).

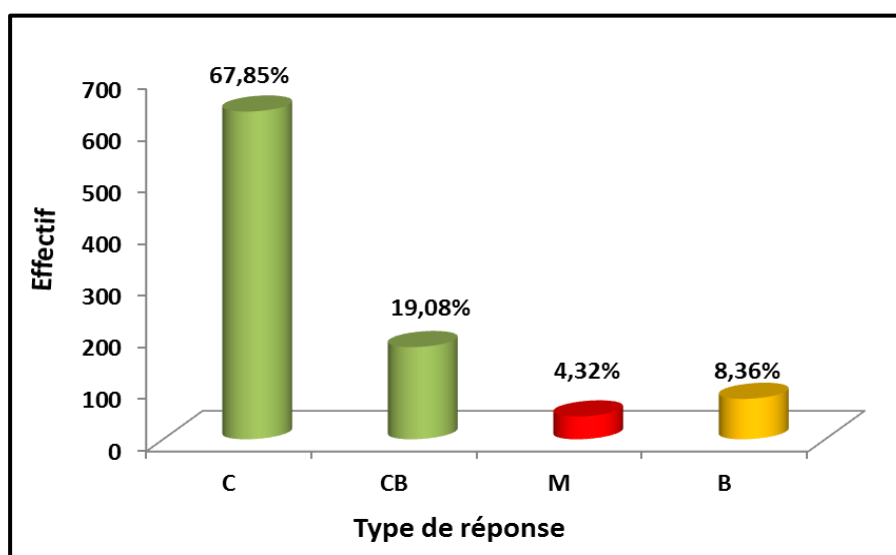


Figure 74 : Distribution de arbres (n=1042) selon leur type de réponse après deux mois du passage du feu de 2014

6.1.2.2- Dernier inventaire de 2017 : Trois années après le passage du feu

Les résultats de l'inventaire d'appréciation de la vitalité des arbres effectué après trois années de passage du feu de 2014 sont représentés dans le **tableau 58**.

Trois années après l'incendie, les résultats d'inventaire révèlent que les arbres morts ont atteint un taux de 18.77 % (n=178) par rapport au résultat du premier inventaire (12.68% d'arbres morts). Cette catégorie d'arbres (n=178) est répartie entre les arbres à régénération du collet (9.38% ; n=88) et les arbres à mortalité totale de la tige (9.59% (n=90) (**tableau 57**).

Tableau 57: Effectifs et fréquences relatives de la vitalité des arbres des sites d'étude selon l'inventaire de 2017 (incendies 2014). Arbres survivants (S), mortalité de la couronne (MC) ou rejets de base et mortalité totale de la tige (MT).

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

Sites	Arbres survivants (S)	Survie (%)	Arbres morts (M)	%	Mortalité couronne MC (%)	Mortalité tige MT(%)
SK	31	79,49	8	20,51	10,25	10,25
SA2	37	97,37	1	2,63	0	2,63
SS	18	100	0	0	0	0
SB	50	100	0	0	0	0
ST1	49	10	15	23,44	15,62	7,81
SCH	55	100	0	0	0	0
SD	77	90,59	8	9,41	2,41	7
SDJ	36	92,31	3	7,69	2,56	5,13
SBO	52	60,47	34	39,53	10,46	29
SH1	14	63,64	8	36,36	13,64	22,72
SH2	47	100	0	0	0	0
SA1	20	62,5	12	37,5	0	37,5
ST2	40	71,43	16	28,57	10,71	17,85
STB1	88	82,24	19	17,76	9,34	8,41
STB2	88	86,27	14	13,73	7,84	5,88
SR	33	66	17	34	34	0
SI	25	52,08	23	47,92	37,5	10,41
	760	77,32	178	18,77	9,38	9,59

Donc, la majorité des arbres survivants (81 %) ont pu conserver leur vitalité après trois ans de passage du feu (n=760) en reconstituant leur biomasse aérienne. Ces arbres sont dominés par la reprise végétative de la couronne avec 57,38% (n=598) et le reste par les arbres ayant repris au niveau de la cime et la base 21,31% (n=162)

Le taux moyen de survie varie assez fortement entre les 17 sites (CV : 30.66%) ; il est de 10% au minimum et 100% au maximum. Ce dernier taux est enregistré dans 4 sites (SS, SB, SCH et SH2).

Le test statistique fait ressortir une différence significative ($\chi^2 = 160,705$; 16 ddl ; p-value < 0.0001). Ceci indique que la vitalité des arbres présente une répartition hétérogène entre les sites d'étude. En effet, on note 6 sites sévèrement affectés par la mortalité (>30%) et 11 sites qui ont très bien récupérés en troisième année de reprise (survie >70%).

6.1.3- Feux de 2012 et 2014

6.1.3.1- Premier inventaire de l'année 2014

Les résultats des deux inventaires de l'évaluation des dommages causés par les feux de 2012 et 2014 aux arbres, réalisés en première année après chaque incendie, ont montré que la vitalité des arbres après le passage des feux était très élevée de l'ordre de 82 % (n=1634) (**Figure 75**).

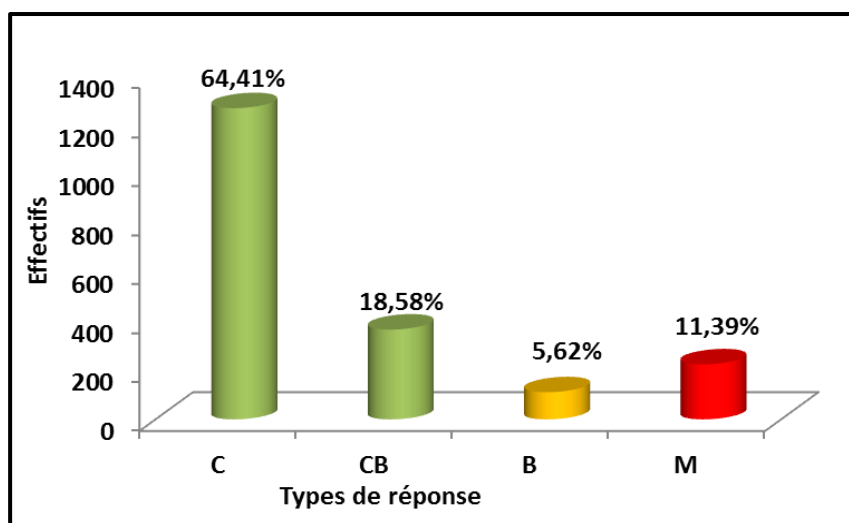


Figure 75 : Distribution de arbres (n=1980) selon leur type de réponse après le passage du feu (inventaires 2014 et 2015)

Le type de réponse le plus dominant reste toujours enregistré pour la régénération exclusive de la couronne (C: 64.41 %, n=1275) suivi par la régénération simultanée de la cime et de la base (CB) avec un taux de 18.58% (n=359). En ce qui concerne les arbres considérés comme morts; ils participent avec un assez élevé de 11.39 % (M: n=232). Enfin la régénération basale reste la plus faible et évaluée à 5.62% (n=114) seulement.

6.1.3.2- Dernier inventaire de l'année 2017

Si on prend en considération les résultats du dernier inventaire réalisés dans les 38 sites, on remarque toujours la dominance des arbres ayant repris au niveau de la cime avec un taux de 63.72% suivi par la régénération simultanée entre la cime et la base (15.93%). Ceci donne un taux très élevée de survie en 2017 (S: 79.65%) (**Figure 76**). Les arbres morts non récupérables représentent un taux de près de 20% ce qui est important.

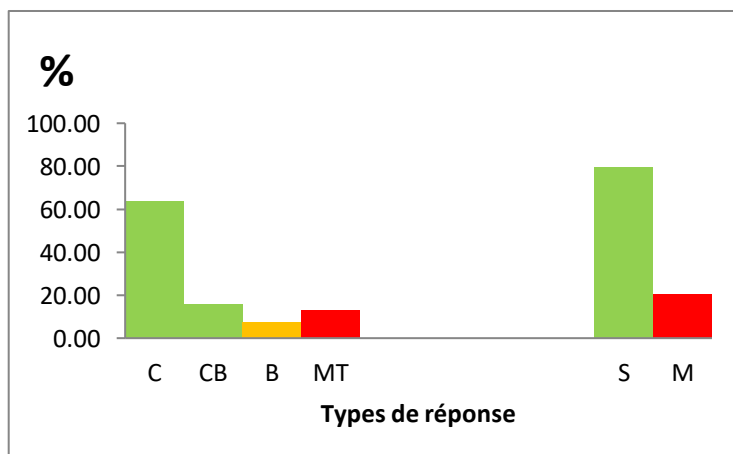


Figure 76: Distribution de arbres (n=1980) selon leur type de réponse lors du dernier inventaire de 2017 (S ; survie, MT : mortalité de la tige)

6.2-Evaluation de la sévérité du feu

6.2- Evaluation de la sévérité du feu

Les résultats d'appréciation de la violence du feu de 2014 subie par chaque arbre sont représentés par classe dans la **figure 77**.

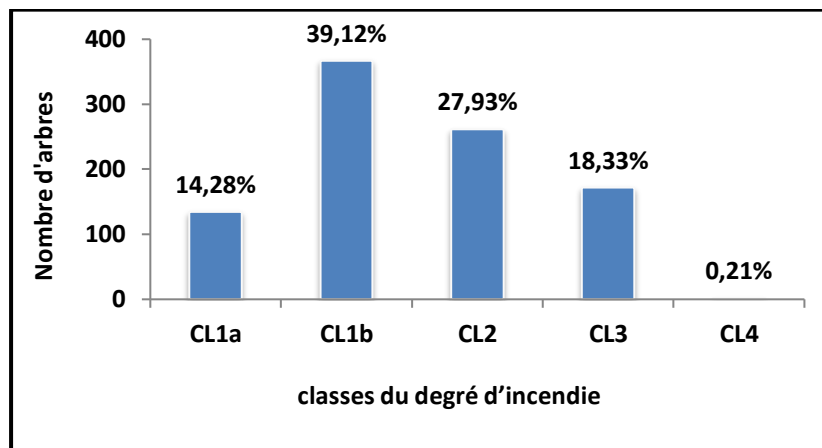


Figure 77 : Histogrammes de distribution de nombre d'arbres par classes de degrés d'incendie dans les 17 sites d'étude (incendie 2014)

La lecture de cette figure montre la dominance des arbres au feuillage encore visible dans le houppier (53.40%). Ce feuillage est décoloré (coloration roussâtre) mais mélangé avec une proportion de feuilles encore vertes. Le liège n'est pas brûlé sur toute la hauteur. Dans cette catégorie d'arbres, on note la fréquence plus élevée des arbres dont le taux de feuillage grillé et vert est inférieur au taux de feuillage consommé (CL1b : 39.12%). Il s'agit des arbres qui ont été plus affectés par la violence de la flamme. Par contre les arbres ayant perdu moins de feuillage (violence modérée du feu), représentent une faible part de l'ordre de 14.28%.

Il vient en second rang les arbres brûlés en seconde degré. Ce sont des arbres ayant perdu complètement les feuilles c'est-à-dire que tout le feuillage a été consommé. Cependant, de nombreux rameaux fins et branchettes de faibles dimensions ont été peu atteints. Ceux-ci restent encore visibles sur les branches. Le liège du tronc et des grosses branches est noir sur presque toute leur surface.

Cette classe 2 participe avec un taux de 27,93%(n=250). Ces deux classes sont majoritaires avec un taux de 81,43% et totalisent environ 763 arbres. Ces derniers sont considérés comme légèrement brûlés et l'incendie n'aurait qu'un léger impact sur les peuplements.

Tandis que 172 arbres ont été brûlés au 3^{ème} degré avec une fréquence de 18,33% ; au niveau de ces arbres, aucune brindille n'est visible et seule l'architecture principale de l'arbre qui reste en place. Le liège est fortement brûlé au pied et toute sa surface est calcinée.

Enfin, très peu d'arbres ont été profondément affectés par le feu (0,21%) et la violence du feu a provoqué la carbonisation totale du liège surtout mince.

6.3-Hauteur maximale de carbonisation (HC_{max})

6.3.1-Arbres incendiés en 2012

Les résultats d'observation et d'évaluation de la hauteur de carbonisation maximale des arbres sont représentés dans le **tableau 58** suivant et distribués par classes dans la **figure 78**.

Tableau 58 : Résultats de l'analyse descriptive des sites d'étude incendiés en 2012 pour la hauteur de carbonisation maximale (%)

Sites	Min	Max	Moy	Ecart-type	CV (%)	Erreur standard
S.D01	25,00	91,30	56,63	19,68	0,35	0,35
S.D02	18,08	98,95	54,40	23,28	0,46	0,43
S.D03	35,59	95,79	57,10	16,40	0,29	0,40
S.D04	31,43	95,50	58,92	15,31	0,26	0,32
S.D05	38,57	93,66	62,52	20,80	0,34	0,47
S.D06	30,38	92,00	52,32	19,43	0,37	0,46
S.D07	21,45	90,70	59,22	18,07	0,31	0,38
S.D08	26,67	94,76	56,47	18,87	0,33	0,40
S.D09	27,09	95,19	60,13	16,78	0,30	0,36
S.D10	18,06	97,92	42,63	19,46	0,46	0,42
S.D11	28,60	97,73	59,15	19,18	0,32	0,36
S.D12	21,32	78,57	48,70	14,97	0,31	0,41
S.T13	35,71	93,22	68,80	12,97	0,19	0,41
S.T14	25,62	88,85	59,11	15,15	0,26	0,32
S.T15	21,11	95,00	57,18	20,47	0,36	0,37
S.D16	22,67	94,74	50,66	15,95	0,31	0,28
S.D17	25,00	97,22	54,24	17,78	0,34	0,28
S.D18	30,88	90,00	62,57	14,48	0,24	0,30
S.D19	30,61	85,79	46,60	12,08	0,26	0,39
S.D20	29,37	96,19	58,48	16,21	0,28	0,37
S.D21	33,04	97,62	67,42	14,88	0,23	0,29
Moy	27,44	93,37	56,82	17,25	0,31	0,37

La lecture de ce tableau, montre que le taux moyen de la hauteur de carbonisation maximale est fort, de l'ordre de 57 ($\pm 17,24\%$). Ceci explique que tous les arbres ont été en moyenne

touchés par le feu sur plus de la moitié de leur hauteur. Cette moyenne varie assez fortement entre les sites (CV : 31 %). Cette variabilité est forte (CV>30%) dans la majorité des sites (n=18 ; 85 %) ce qui explique que la carbonisation des arbres n'était pas homogène pour tous les arbres et ce selon les conditions de propagation du feu, la topographie et la hauteur maximale des arbres.

Les résultats de l'analyse de la variance montrent qu'il y a une différence significative (F= 4,60 20 ddl, $P < 0,0001$) pour ce paramètre ce qui explique l'hétérogénéité de l'évènement du feu entre les sites. La moyenne de la hauteur de carbonisation est minimale de 42.63 (± 19.46 %) enregistrée dans le site S.D10 et maximale de 68.80 (± 12.97 %) notée dans le site ST13. Les valeurs moyennes extrêmes minimales sont estimées à 18.16 (± 19.46 %), contre 98.95 (± 23.28 %) pour les valeurs maximales.

L'examen de la **figure 78** montre la prédominance des arbres moyennement à fortement carbonisés avec un taux de 83% (n= 943). Dans cette catégorie, on note la dominance des arbres fortement carbonisés ou presque totalement carbonisé avec une proportion de 47% (n=493) suivie par les arbres totalement carbonisés de la classe 4 avec un taux faible de l'ordre de 7%.

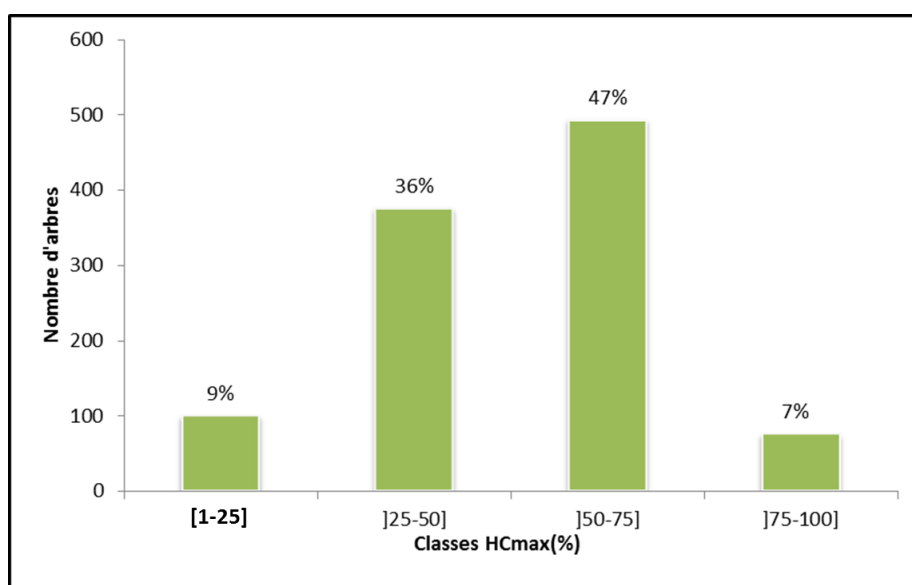


Figure 78 : Histogrammes de distribution du nombre d'arbres par classes de hauteurs de carbonisation Maximale (HC_{max}) dans les 21 sites d'étude incendiés en 2012 147

6.3.2-Arbres incendiés en 2014

Les résultats d'observation et d'évaluation de la hauteur de carbonisation maximale des arbres sont représentés dans le **tableau 59** suivant et distribués par classes dans la **figure 79**.

Tableau 59: Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire incendiés en 2014 pour la hauteur de carbonisation maximale

	Min	Max	Moy	Ecart-type	CV (%)	Erreur standard
SK	41,78	62,00	48,59	5,86	12,05	0,44
SA2	38,51	56,14	44,85	4,16	9,28	0,48
SS	41,67	55,00	46,42	4,26	9,17	0,85
SB	38,46	58,25	43,87	3,49	7,95	0,41
ST1	39,81	95,63	49,26	9,95	20,20	0,30
SCH	38,71	64,69	47,58	5,59	11,75	0,46
SD	38,51	92,35	50,59	9,90	19,57	0,28
SDJ	39,68	47,46	43,53	2,00	4,61	0,50
SBO	42,00	80,95	50,04	7,31	14,60	0,26
SH1	42,23	64,69	48,20	6,40	13,28	0,52
SH2	42,21	64,69	52,05	5,25	10,08	0,43
SA1	41,36	57,14	46,15	3,52	7,62	0,41
ST2	41,17	92,35	52,74	10,42	19,75	0,33
STB1	39,56	73,20	43,80	4,62	10,54	0,24
STB2	38,42	73,20	46,36	7,00	15,25	0,24
SR	27,27	88,89	53,42	17,69	33,11	0,34
SI	38,51	124,55	69,47	21,36	30,75	0,35
Moy	39,40	73,60	49,23	7,57	14,68	0,40

Le **tableau 60** montre que le taux moyen de la hauteur de carbonisation maximale est moyennement élevé de l'ordre de 49,23 ($\pm 7,57\%$). Ce taux varie entre 43.53 ($\pm 2.00\%$) et 69.47 ($\pm 21.36\%$). Mais les valeurs moyennes extrêmes oscillent entre 27.27% (S.R) et 95.63 (S.T1). Cette moyenne ne varie pas globalement entre les sites (CV : 14,68 %). Mais les résultats de l'analyse de la variance montrent qu'il y a une différence significative ($F= 18,44$ 16ddl, $P < 0,0001$) pour ce paramètre entre les sites. Ceci explique certainement l'hétérogénéité du passage du feu. Dans certains sites, le feu a séjourné plus longtemps (HC_{max} élevée) ce qui a permis à la flamme de se propager jusqu'aux cimes des arbres. Par contre dans d'autres sites, les arbres ont été faiblement touchés par le feu et la flamme n'a affecté que les parties basses des arbres (hauteur des troncs).

La distribution des arbres par classe de hauteur de carbonisation, montre que 84 % ($n= 782$) des arbres avaient un tronc carbonisé avec des taux variables (**Figure 80**). Le reste des arbres n'ont été touchés que faiblement par la flamme ($n=156$).

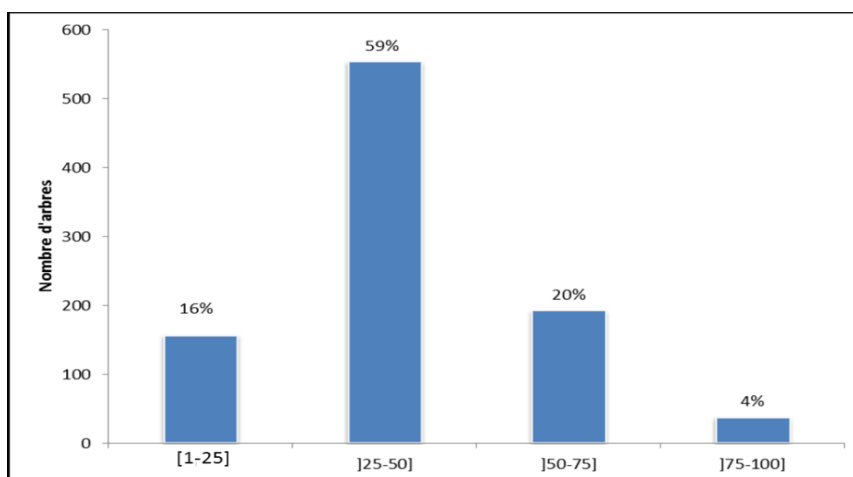


Figure 80 : Histogrammes de distribution de nombre d'arbres par classes de hauteurs de carbonisation maximale dans les 17 sites d'étude (incendie 2014).

D'après cette figure, on note la dominance de la classe 2 des arbres moyennement carbonisés soit avec un taux de 59 % (n= 553) du total. Les arbres fortement carbonisés ($HC_{max} >75\%$) représentent un taux de 20% (n=192), et les reste des arbres appartiennent à la classe 4 des arbres très fortement carbonisés.

6.3.3-Arbres incendiés en 2012 et 2014

A l'échelle de l'ensemble des sites brûlés en 2012 et 2014 (n=1980), on remarque que la majorité des arbres ont été touchés plus ou moins sévèrement par les flammes soit avec un taux de 87% (**Figure 81**). Mais une fraction seulement des arbres (n=255) ont été épargnés ou faiblement touchés par le feu.

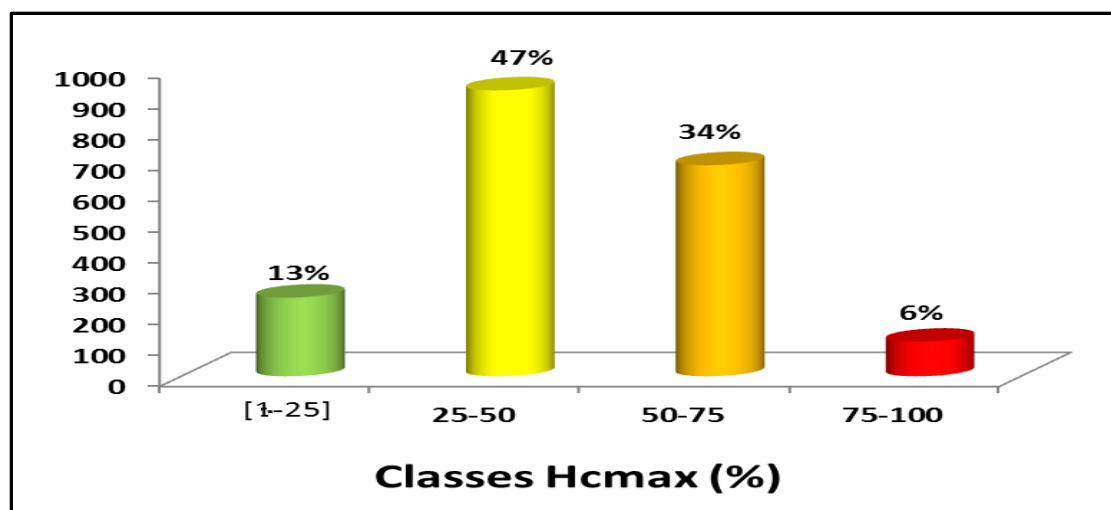


Figure 81: Histogrammes de distribution du nombre d'arbres par classes de hauteurs de carbonisation Maximale (HC_{max}) dans les 38 sites d'étude incendiés en 2012 et 2014

Les arbres moyennement touchés par les feux constituent près de la moitié des arbres (47%, n=928). Par contre les arbres fortement carbonisés (HC max>75%) présentent un taux de 40%.

7-Relevés sanitaires

7.1-Evolution temporelle du taux de récupération foliaire des arbres survivants

7.1.1-Cas des sites brûlés en 2012

Les résultats des différents inventaires sanitaires (observations automnales : n=828) présentés dans la **figure 82** montrent à l'échelle des sites brûlés en 2012 une certaine fluctuation interannuelle du taux de reprise végétative des arbres survivants.

En effet, le bilan de la première année d'observation (2014 : soit deux années après le passage du feu) met en évidence la dominance des arbres ayant faiblement récupéré leur feuillage (RV2 : 15-25% de récupération) avec un taux de 64%. Les arbres très faiblement repris de la classe 1 (reprise végétative < 10% du feuillage récupéré) représentent environ le tiers de l'effectif total (32.73%). Enfin, les arbres affaiblis dont la reconstitution foliaire est supérieure à 30% (classe 3) représentent un taux très faible de l'ordre de 3,26% (**figure 82**).

Les résultats de cette deuxième année de reprise végétative après le feu montrent que tous les arbres survivants (100%) sont considérés comme atteints ou affaiblis (**Figure 83**). Ces arbres n'ont pas encore commencé à récupérer leur état de santé (>60% de récupération de la biomasse aérienne).

Les arbres exploités et non démasclés sont dominés par la classe 2 soit respectivement (RV₂ : 59%) et (RV₂ : 71%) (**Figure 84**).

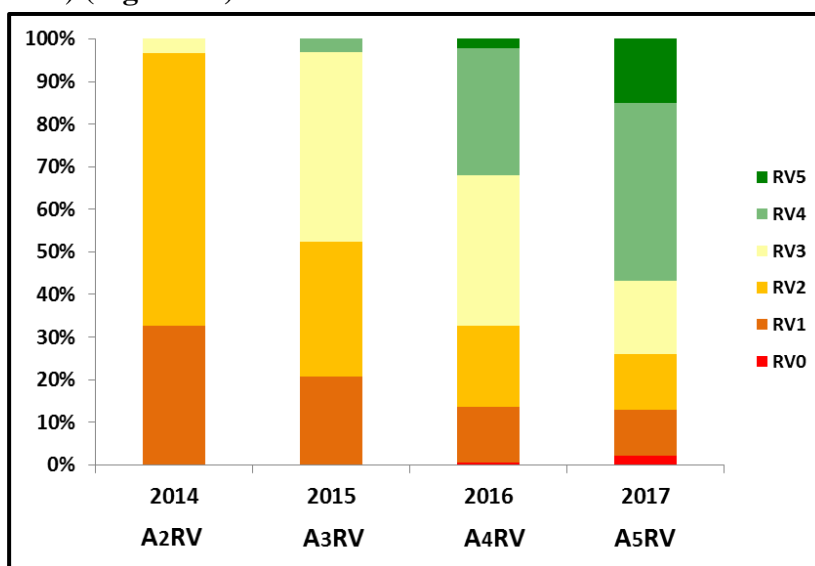


Figure 82 : Evolution annuelle des classes de reprise végétative des arbres survivants entre la 2^{ème} et 5^{ème} année de reprise végétative (ARV) (Inventaires : 2014-2017)

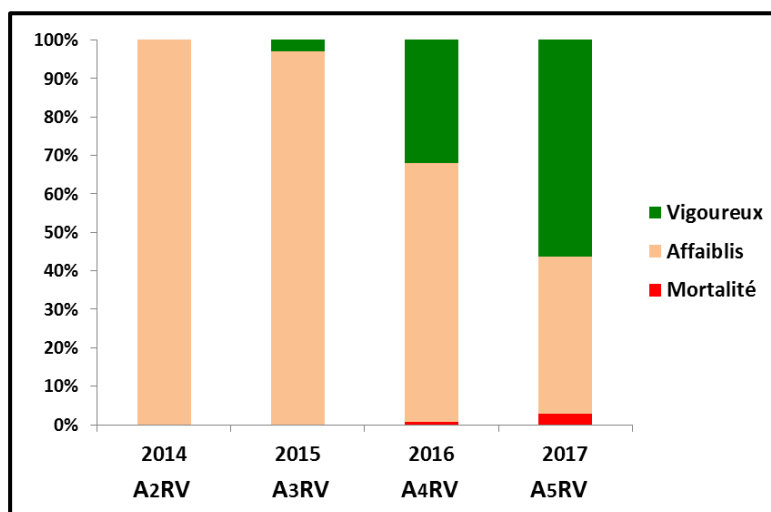


Figure 83. Distribution annuelle des arbres survivants selon l'importance de leur reprise végétative : Vigoureux (RV₄₋₅), Affaiblis (RV₁₋₂₋₃) et morts (RV₀) entre la 2^{ème} et la 5^{ème} année de végétation (Inventaires : 2014-2017)

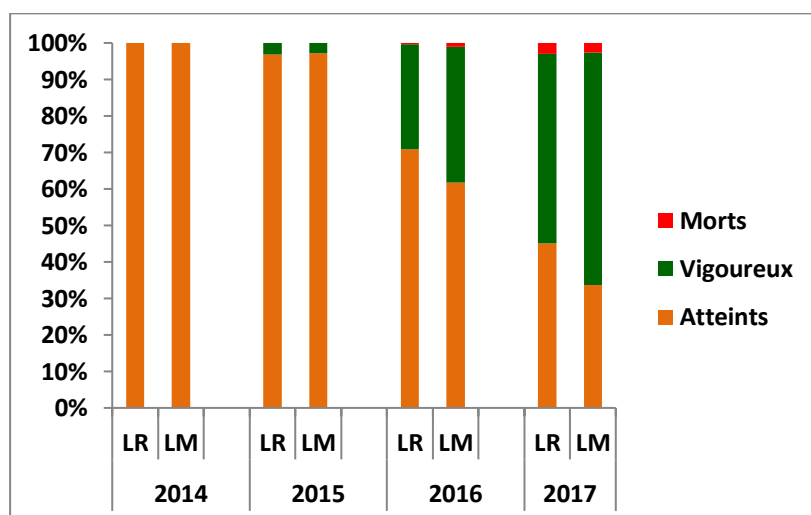


Figure 84 : Distribution des arbres selon leur catégorie sanitaire (atteint ou non) et type de liège (mâle : LM ; de reproduction : LR) entre 2014 et 2017

Les résultats d'évaluation sanitaire des arbres survivants durant la **troisième saison végétative (année 2015)**, montrent un accroissement apparent de la récupération du feuillage d'environ 45% de l'effectif total (370 arbres) de la classe 3 (arbres moyennement récupérés) En revanche, on constate une régression des arbres de la classe RV₂ avec 31.64 % et RV₁ qui est passée de 32.73 % en 2014 à 20.65% en 2015 (Figure 82).

Dans cette saison végétative, les arbres atteints sont toujours dominants avec un taux de 97% (Figure 83), aussi bien pour les arbres écorcés ou non (Figure 84).

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

On note la dominance de la classe 3 (RV₃) avec 52% chez les arbres non démasclés. Tandis que chez les arbres exploités, on note la dominance de la classe 3 avec 40% suivie de la classe 2 avec 34%.

Cette année par rapport à l'année précédente est caractérisée par un début de récupération sanitaire de l'ordre de 3% (n=25). Ce taux correspond à la classe 4 enregistré au niveau d'arbres exploités (3.1%) et non exploités (2.9%).

En cette troisième année de végétation, les résultats d'inventaire montrent par rapport à la seconde année de végétation, une tendance vers une amélioration sanitaire progressive des arbres observés à l'échelle des sites d'étude

En effet, cette amélioration de récupération sanitaire touche près de 58% de l'effectif total des arbres (n=480). Ceci s'explique plus particulièrement par le passage important des arbres de la classe 2 de faible reprise végétative vers la classe 3 de reprise moyenne.

Cette catégorie d'arbres est dominante et concerne environ 73% du total des arbres (n=350) aux cimes améliorées. En plus, on enregistre une certaine stabilité de récupération foliaire des arbres l'ordre de 42%. Cette stabilité affecte essentiellement les arbres de la classe 1 et 2 avec un taux cumulé de 97% (n=349) (**Figure 85**).

En **2016**, le bilan de notation de la **4^{ème} saison de végétation**, montre une augmentation importante du nombre d'arbres fortement récupérés (RV₄) avec un taux de 30%, contre 3% en 2015. Les arbres de la classe 3 connaissent une réduction sensible mais restent relativement dominants avec 35% de l'effectif total. On note par contre une régression sensible des deux premières classes (RV₁ et RV₂ < 20%) (**Figure 82**).

Les arbres vigoureux participent avec un taux important de l'ordre de 32% (28% des arbres exploités et 37% des arbres non exploités) (**Figure 84**). Ils sont représentés par la classe 4, soit 35% des arbres non démasclés et 26% des arbres exploités

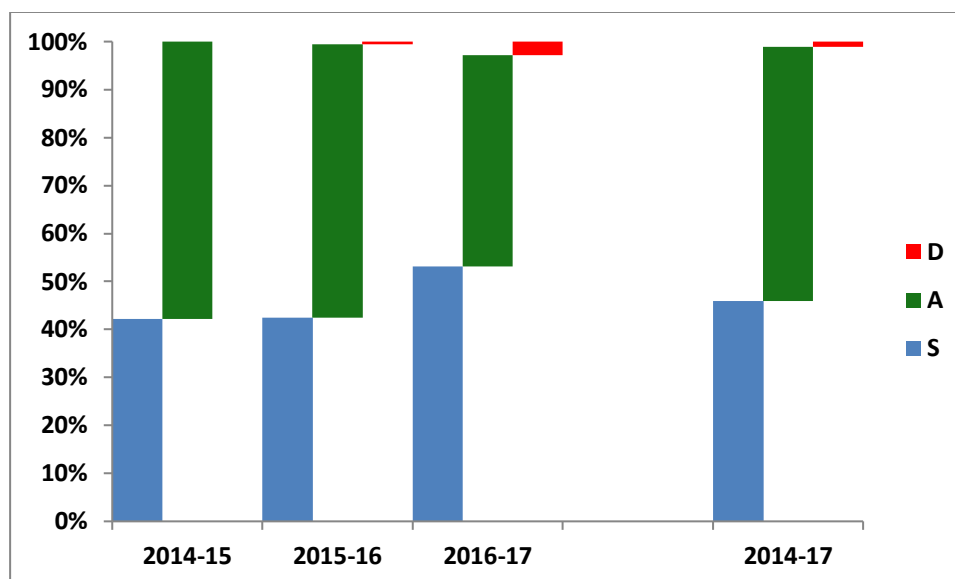


Figure 85 : Evolution interannuelle de l'état de récupération des arbres entre 2014 et 2017 selon les catégories de situation.

Par ailleurs, les arbres atteints restent toujours dominants avec 67% de l'effectif total (soit 71% des arbres exploités et 37% des arbres non démasclés) (**Figure 84**). Ils sont surtout représentés par la classe 3 (RV₃ : 37% et 34% respectivement pour les arbres non démasclés et écorcés).

Durant cet inventaire, on enregistre, les premiers cas de mortalité différée des arbres (n=5) (**Figure 83**).

Par rapport à la 3^{ème} année de végétation, cette année marque une tendance vers une amélioration plus avancée de la récupération foliaire des arbres. Si cette amélioration enregistre une stabilité numérique des arbres affectés (n=471, 57%) (**Figure 85**), elle s'explique surtout par la translation des arbres moyennement récupérés (RV₃) au fortement récupérés (RV₄) avec un taux de 49% (n=230). A cela, s'ajoute le passage des arbres de la classe 2 vers la classe 3 (34% ; n=158). C'est durant cette année qu'on registre les premiers arbres survivants ayant récupéré complètement leur feuillage (RV₅) et devenant donc vigoureux (n=15). Cette catégorie d'arbres est le résultat de l'amélioration sanitaire de certains arbres de la classe 4.

Les relevés sanitaires de l'année 2017 (5^{ème} année de saison de végétation après le feu), montrent une nette régression des trois premières classes de reprise végétative. Mais en revanche, on enregistre une forte augmentation des arbres de la classe 4 de 42 % (n=344) mais aussi de la classe 5. Cette dernière participe dans l'inventaire avec un taux de 15% (n=123) contre 2% (n=19) en 2016 (**Figure 82**). Cette année est caractérisée aussi par l'apparition de 18 nouveaux cas de mortalité des arbres soit un taux de 2.19%.

Le bilan sanitaire de cette année marque pour la première fois depuis le début d'inventaire une dominance des arbres vigoureux (56%, n=467) par rapport aux arbres atteints (46% ; n=338) (**Figure 83**). Ces arbres vigoureux sont répartis entre 64% des arbres non mise en valeur et 52% des arbres écorcés (**Figure 84**). Ceci est expliqué par la dominance de la classe 4 de reprise végétative avec 49% et 37% respectivement pour les arbres non exploités et exploités.

Par rapport à l'année précédente, le bilan interannuel marque une tendance vers la stabilité sanitaire des arbres avec un taux de 53%. Cette stabilité touche 63% (n=278) des arbres dépéris à affaiblis des trois premières classes contre 32% pour les arbres assez vigoureux de la classe 4. Par ailleurs, l'amélioration s'explique par la forte translation des arbres de la classe 3 vers la classe 4 (55% ; n=202) (**Figure 85**).

D'une manière générale, les résultats du suivi annuel de l'évolution de la reconstitution foliaire des cimes ont montré que les arbres survivants n'ont commencé à récupérer leur état de santé (>60% de récupération de la biomasse aérienne) qu'à partir de la troisième année après le feu. Ce taux est devenu plus prononcé, 2 années plus tard, ce qui signifie que durant une période de 5 ans, un peu plus de la moitié des arbres sont devenus vigoureux et aptes par conséquent à une éventuelle récolte du liège flambé. Mais ce taux reste faible étant donné que près de 40% des arbres étaient incapables de récupérer leur santé.

Cependant, une certaine variation du rythme de récupération sanitaire a été observée entre les individus dans la même placette, entre les placettes dans le même site et entre les sites (**Figure 86**).

La lecture de cette figure montre que les proportions d'arbres vigoureux ayant récupéré suffisamment leur santé varient assez fortement entre les sites (CV : 32.63%). En effet, le taux moyen de cette catégorie d'arbres est de l'ordre de 58.27 (± 19.01 %) avec des valeurs extrêmes oscillant entre 12.82% (S.D17) et 85.71% (S.D13 et S.D21). Près de la moitié des sites (48%) ont des taux d'arbres sains dépassent les 60%.

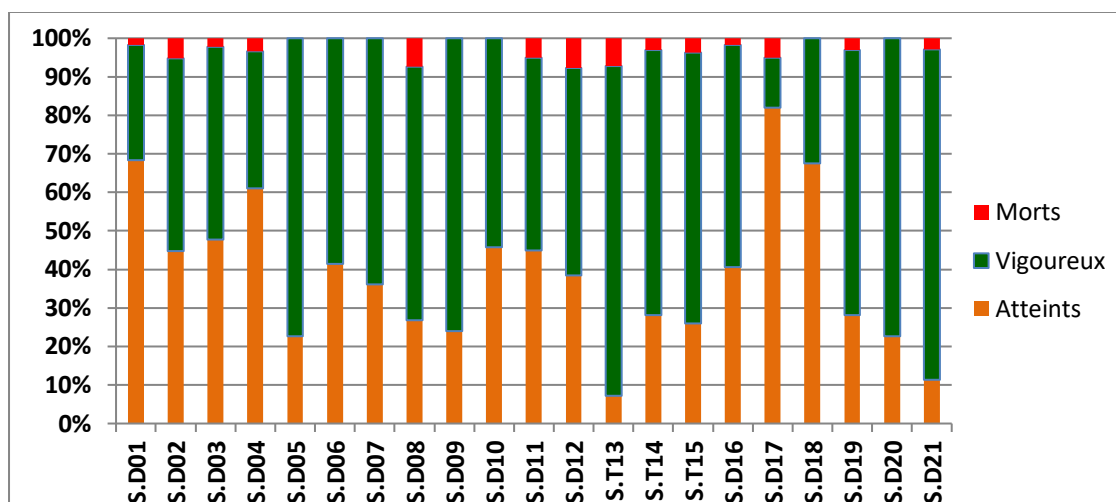


Figure 86 : Distribution des arbres survivants par site selon l'importance de leur récupération sanitaire (Dernier inventaire de 2017 : Cinq années après le passage du feu)

7.1.2-Cas des sites brûlés en 2014

Les résultats des différents inventaires sanitaires (observations automnales : n=806) présentés dans la **figure 87** montrent à l'échelle des sites brûlés en 2014 une fluctuation annuelle importante du taux de reprise végétative des arbres survivants.

En effet, le bilan de **la première année d'observation (2015** : soit une année après le passage du feu) montre que plus de la moitié des arbres (58%) ont déjà récupéré moyennement leur densité foliaire (RV3 : 25-50% de récupération). Les arbres très faiblement repris de la classe 1 (RV₁ < 10% du feuillage récupéré) représentent environ 10% de l'effectif total contre 30% pour les arbres faiblement récupérés de la classe 2 (**Figure 87**).

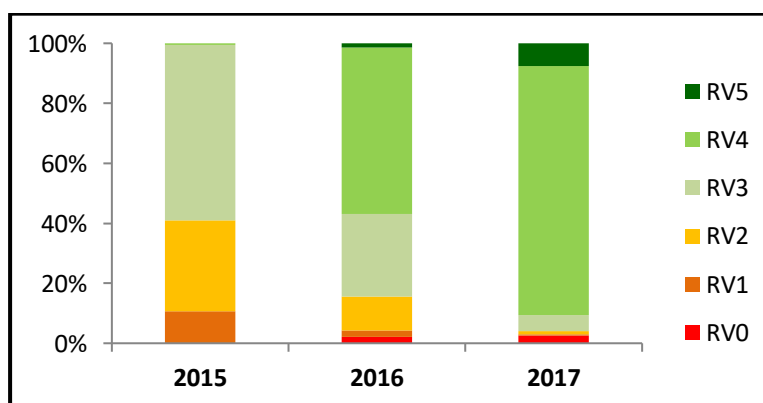


Figure 87 : Evolution annuelle des classes de reprise végétative des arbres survivants entre la 1^{ème} et 3^{ème} année de saison végétative (ARV) (Inventaires : 2014-2017)

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

Les résultats de la première année de reprise végétative après le feu montrent que pratiquement tous les arbres survivants (99%) sont considérés sur le plan sanitaire comme affaiblis. Quelques sujets seulement (n=5) ont commencé à récupérer leur état de santé (>60% de récupération de la biomasse aérienne) (**Figure 88**).

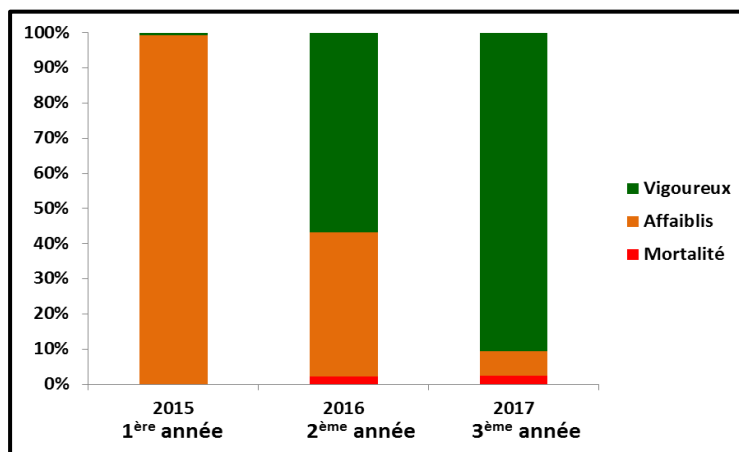


Figure 88 : Distribution annuelle des arbres survivants selon l'importance de leur reprise végétative : Vigoureux (RV₄₋₅), Affaiblis (RV₁₋₂₋₃) et morts (RV₀) entre la 1^{ère} et la 3^{ème} année de végétation (Inventaires : 2015-2017)

Il s'agit en général de tous les arbres déjà exploités (99%) dominés par la classe 3 (RV₃ : 58%). Mais aussi, on note les arbres non démasclés (99%) dominés par la même classe (RV₃ : 73%) (**Figure 89**).

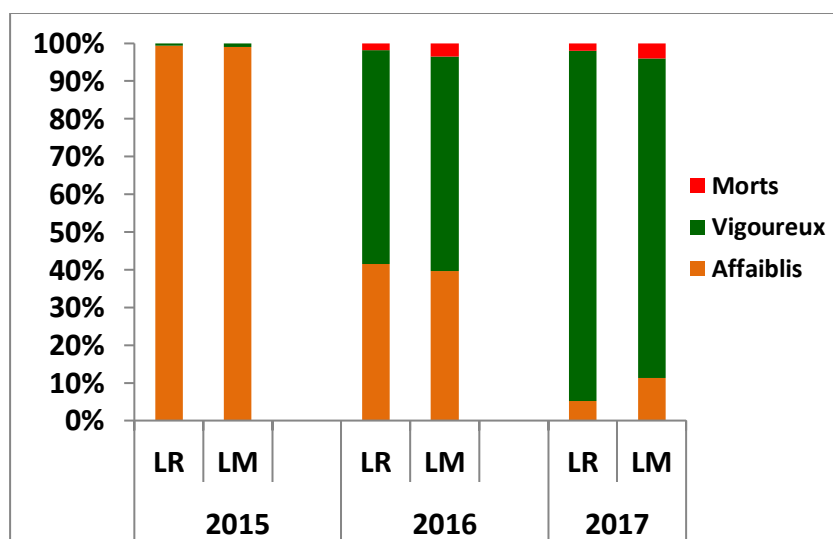


Figure 89: Distribution des arbres selon leur catégorie sanitaire (atteint ou non) et type de liège (mâle : LM ; de reproduction : LR) entre 2015 et 2017

En **2016** (seconde saison végétative), les résultats d'inventaire sanitaire des arbres survivants montrent un accroissement notable de la récupération du feuillage puisqu'elle a concerné près de 55% de l'effectif total (n=450) de la classe 4 de reprise végétative (arbres fortement récupérés) (**Figure 87**). Par ailleurs, on constate une régression contrastée des arbres moyennement repris (RV₃) ; la proportion d'arbres de cette classe atteint 27.64 %. La même remarque est notée pour la classe 2 de reprise végétative où elle est passée de 30.21% en 2015 à 11.22% en 2015.

Dans cette saison végétative, les arbres vigoureux sont devenus dominants avec un taux de 56.84% (**Figure 88**), aussi bien pour les arbres écorcés que pour ceux non écorcés (**Figure 89**). En effet, dans cette catégorie d'arbres, on note la dominance de la classe 4 de reprise végétative (RV₄ : 70% par rapport à l'effectif total de cette catégorie d'arbres) ; il varie faiblement entre les arbres non démasclés et ceux exploités (55 et 56% respectivement). En revanche, on enregistre les premiers cas de mortalité des arbres (n=18) ce qui représente un taux de 2.22%. Il affecte aussi bien les arbres exploités (55%, n=10) que ceux non exploités (45% ; n=8).

En cette **deuxième année de végétation**, les résultats d'inventaire montrent par rapport à la première année, une tendance très nette vers une amélioration sanitaire des arbres observés à l'échelle des sites d'étude (**Figure 90**). En effet, près de 69.42% des arbres (n=563) ont subi une amélioration de la récupération foliaire de leur cime traduit par le passage d'une classe de reprise végétative vers les classes supérieures. Cette amélioration s'explique surtout par la translation de 56% des arbres de la classe 3 (n=315) vers la classe 4 mais aussi de 23% des arbres de la classe 2 vers la classe 4. La stabilité sanitaire affecte environ 28% des arbres (n=230) dominés par la classe 3 avec 63%.

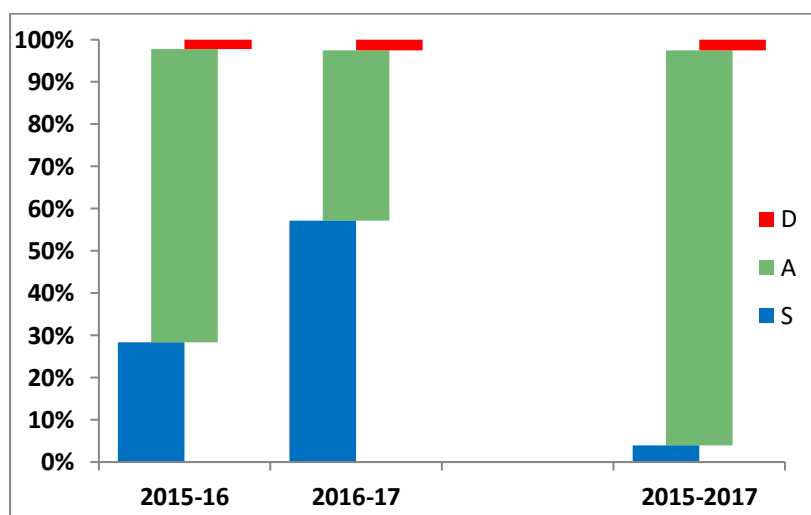


Figure 90 : Evolution interannuelle de l'état de récupération des arbres entre 2015 et 2017 selon les catégories de situation.

En **2017**, le bilan de notation de la **3^{ème} saison de végétation**, montre une augmentation importante du nombre d'arbres fortement récupérés (RV₄) avec un taux de 83% (n=673), contre 55% en 2016 (**Figure 87**). Les arbres de la classe 3 connaissent une réduction sensible avec 5% de l'effectif total. On note par contre une régression non négligeable de la classe 5 de l'ordre de 8% contre 1% en 2016. Durant cette année végétative, les arbres vigoureux ont connu une forte augmentation atteignant près de 91% (n=735) (**Figure 88**). Cette vigueur sanitaire touche 93% des arbres exploités (n=540) et 85% des arbres non exploités (n=195) (**Figure 89**). Ils sont bien représentés par la classe 4 aussi bien des arbres non démasclés (75%) que les arbres exploités (86%). Les arbres affaiblis constituent une fraction de 7% seulement (**Figure 88**). Durant cet inventaire, on enregistre, deux nouveaux cas de mortalité différée des arbres (voir cf.7.2) (**Figure 88**).

Par rapport à l'année précédente, le bilan d'inventaire enregistre une prépondérance envers la stabilité de récupération foliaire des arbres avec un taux de 57 % (n=463) (**Figure 90**). Cette situation est expliquée par la dominance de la stabilité de la classe 4 avec 90%. Par contre, l'amélioration sanitaire affecte que 40% des arbres ; ceci est expliqué par le passage de 57% des arbres de la classe 3 vers la classe 4.

D'une façon générale, le suivi de l'état de récupération foliaire de la couronne des arbres survivants montre une forte amélioration sanitaire ; déjà en troisième saison de végétation près de 94% des arbres ont connu une récupération progressive voire rapide de l'état de leur santé (**Figure 90**).

7.2-Evolution temporelle de la mortalité différée des arbres

Les résultats des différents inventaires sanitaires réalisés entre 2014 et 2017 dans les sites d'études brûlés en 2012 et 2014 montrent l'apparition de nombreux cas de mortalités à moyen terme.

En effet, dans les **sites incendiés en 2012**, les premiers cas de mortalité des arbres sont enregistrés en 2016, soit en 4^{ème} saison végétative des arbres. Au total, 3 cas ont été enregistrés à raison d'un cas de mortalité par site (S.D14, 15 et 16). Ceci représente un taux de 0.28 % par rapport à l'effectif total (**Figure 91**). Par contre dans le dernier inventaire de 2017 (soit en 5^{ème} année après le passage du feu), on note une augmentation apparente du nombre de mortalité qui atteint 19 cas, soit un taux de 2%. Ces cas sont apparus dans 17 nouveaux sites d'étude à raison d'un à deux cas par site.

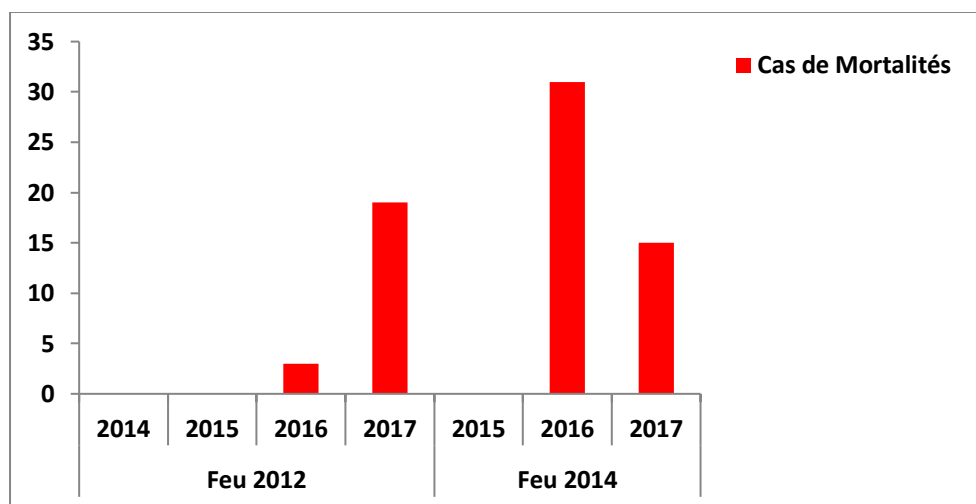


Figure 91 : Distribution des cas de mortalités différés des arbres dans l'ensemble des sites d'étude entre 2014 et 2017.

Par contre, dans les **sites incendiés en 2014**, l'apparition de la mortalité retardée des arbres est enregistrée en 2016, soit en 2^{ème} saison végétative avec 31 cas. Ceci représente un taux de 3.30%. Ces cas de mortalité sont notés dans 13 sites, soit un cas à deux de mortalité par site. L'année 2017 (3^{ème} année de végétation) est marquée par une réduction sensible de mortalité des arbres où on a enregistré que 15 cas (1.59%) dans 13 sites.

D'une manière générale, les symptômes de mortalité retardée (déperissement aigu caractérisé par un dessèchement complet des feuilles) apparaissent sur les arbres dès la seconde année après le passage du feu ; elle se poursuit durant les années suivantes avec des taux variables. La mortalité différée (n=68) a affecté aussi bien les arbres exploités (n=38 ; 56% de l'effectif total de mortalité) que les arbres non démasclés (n=30, 44%). Ces cas de mortalité représentent par rapport à l'effectif total des arbres survivants un taux de 2.42 % pour les arbres écorcés (n=1060) et 2 % pour les arbres non exploités (n=506).

Ces taux sont considérés comme élevés car d'après **NAGEL EISEN et al. (2000)**, lorsque le taux de mortalité dépasse 0,4% pour les chênes (chêne pédonculé notamment), il est considéré comme élevé. Cette mortalité a touché plus les arbres très faiblement récupéré (RV1) avec un taux de 56% et avec un degré moindre les arbres faiblement récupérés (RV2) avec un taux de 40%. Néanmoins, quelques arbres de la classe 3 ont été affectés par le déperissement aigu (4%).

7.3- Evolution temporelle de la récupération sanitaire des peuplements brûlés

Les résultats de calcul des indices de santé (IS) des différents inventaires réalisés entre 2014 et 2017 dans les sites brûlés en 2012 et 2014 sont présentés dans les **tableaux 61 et 62** et **figure 92**.

7.3-1-Sites brûlés en 2012

Les indices de santé calculés pour les sites brûlés en 2012 durant les 4 inventaires (2014-2017) sont présentés dans la **figure 92** suivante.

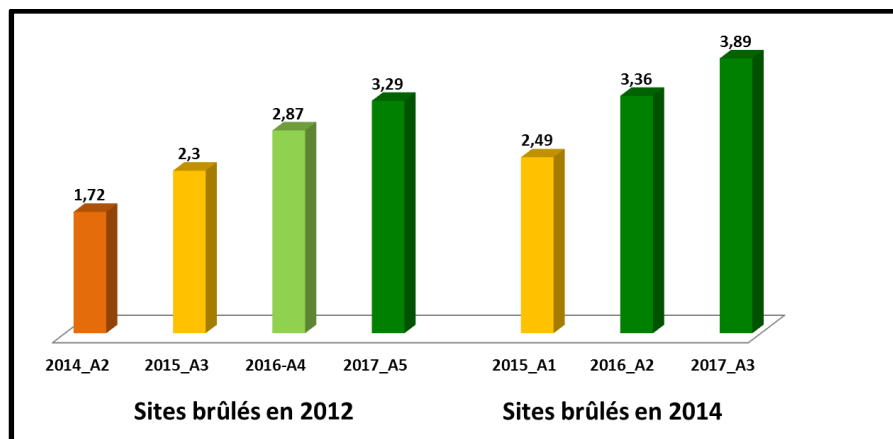


Figure 92 : Evolution annuelle de l'Indice de Santé moyen dans les sites d'étude du chêne-liège brûlés en 2012 et 2014 (Inventaires : 2014-2017)

D'après cette figure, on constate que l'état général de santé des peuplements des sites d'étude a connu une amélioration entre la seconde année de végétation après le feu (2014) et la cinquième année de végétation. En effet, durant **la seconde année de reprise végétative** de la couronne, les peuplements (21 sites) présentent un aspect général visiblement affaibli ($IS_{moy} : 1.72 \pm 0.20$).

Dans cette année, les peuplements de chêne liège de près de la moitié des sites sont considérés dépéris ou très faiblement récupéré ($IS < 1.6$) et le reste des sites sont affaiblis ou faiblement récupérés. En seconde année d'inventaire, le peuplement général de la zone d'étude a moyennement récupéré sa santé et devenant assez sain ($IS : 2.30 \pm 0.31$).

Plus de la moitié des peuplements des sites ont acquis le statut sanitaire de moyennement sains ($2.1 < IS < 2.5$) et le reste est réparti entre les peuplements surtout affaiblis mais aussi sains ($IS > 2.6$) (**Tableau 60**).

Ce n'est qu'à partir de la **4^{ème} année de saison végétative** que la majorité des peuplements deviennent visiblement sains avec des indices de santé calculés variant entre 2.87 (± 0.39) en 2016 et 3.29 (± 0.46) en 2017. Cette augmentation de l'indice de santé s'explique par l'augmentation davantage des classes 4 et même des classes 5 de reprise végétative.

Tableau 60 : Résultats de l'analyse descriptive des indices de santé des sites d'inventaire en fonction de l'année (2014-2017)

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

Sites	Min	Max	Moy	Ecart-type	CV (%)
S.D01	1,78	2,58	2,12	0,35	16,42
S.D02	2,66	3,08	2,77	0,18	6,58
S.D03	2,53	2,96	2,64	0,19	7,06
S.D04	2,48	2,79	2,56	0,13	5,25
S.D05	2,83	3,37	3,00	0,23	7,89
S.D06	2,41	3,03	2,57	0,27	10,47
S.D07	2,62	3,23	2,77	0,26	9,53
S.D08	2,79	3,26	3,00	0,20	7,00
S.D09	3,17	3,70	3,30	0,23	6,95
S.D10	2,51	2,95	2,62	0,19	7,27
S.D11	2,24	2,56	2,32	0,14	5,97
S.D12	2,85	3,10	3,00	0,11	3,72
S.T13	2,70	3,30	2,85	0,26	9,12
S.T14	1,82	2,09	2,00	0,12	6,19
S.T15	2,12	2,43	2,20	0,13	6,11
S.D16	0,06	0,73	0,23	0,29	127,52
S.D17	0,11	0,12	1,25	0,00	3,69
S.D18	0,06	0,28	1,26	0,10	82,84
S.D19	0,14	2,54	1,64	1,00	60,95
S.D20	0,04	1,72	1,00	0,75	75,76
S.D21	1,00	2,53	1,51	0,60	39,47
Moy	1,85	2,49	2,21	0,27	24,083

Les résultats de l'analyse de la variance montrent qu'il y a une différence significative ($F=22,71$, 20 ddl, $P < 0,0001$) pour ce paramètre ce qui explique une certaine hétérogénéité de l'état de santé des peuplements entre les sites ($CV > 20\%$) (**Annexe 4**).

7.3-2-Sites brûlés en 2014

Dans les sites brûlés en 2014, le calcul des indices de santé durant trois inventaires successifs d'évaluation sanitaire (2015-2017) a montré une nette amélioration de l'état de santé des peuplements dès la seconde saison végétative (**figure 92**) contrairement à ce qui a été enregistré dans les sites brûlés en 2012. Dès la première année de végétation suivant le feu, les arbres ont récupéré rapidement leur feuillage et les peuplements sont devenus ainsi moyennement sains. Les résultats des indices moyens de santé (moyenne des 3 inventaires)

en fonction des sites sont représentés dans le **tableau 61**. La lecture de ce tableau montre que cet indice varie globalement entre les sites de 1,87 à 4,84 avec un coefficient de variabilité très faible (8 %).

Tableau 61 : Résultats de l'analyse descriptive des indices de santé des sites d'inventaire en fonction de l'année (2015-2017)

Sites	Min	Max	Moy	Ecart-type	CV
SA1	1,72	2,19	1,97	0,19	9,80
SA2	4,08	4,21	4,15	0,05	1,29
SB	4,82	4,86	4,84	0,02	0,34
SBO	2,44	2,65	2,57	0,09	3,68
SCH	4,53	4,56	4,54	0,01	0,31
SD	3,94	4,01	3,99	0,03	0,83
SDJ	3,64	3,79	3,71	0,06	1,68
SH1	2,18	2,82	2,56	0,27	10,73
SH2	4,66	4,66	4,66	0,00	0,00
SI	1,96	2,04	2,04	0,03	1,69
SK	2,54	2,79	2,69	0,11	4,02
SR	3,02	3,18	3,07	0,08	2,45
SS	4,44	4,72	4,61	0,12	2,64
ST1	1,64	2,03	1,87	0,17	8,92
ST2	1,98	2,05	2,01	0,03	1,46
STB1	3,48	3,57	3,52	0,04	1,10
STB2	3,25	3,49	3,35	0,10	3,01
Moy	3,20	3,39	3,24	0,08	3,17

7.3.3- Ensemble des sites brûlés en 2012 et 2014

De 2014 à 2017, l'état de santé des peuplements brûlés dans la région de Texenna a connu une évolution temporelle positive.

L'année 2014 est caractérisée par une récupération difficile de l'état de santé des peuplements brûlés en 2012. Ceci s'explique certainement par les conditions climatiques défavorables (hautes températures ayant déclenché les feux de l'été 2014).

Par contre, dans l'année 2015 (correspondant à la 1^{ère} et 3^{ème} année de végétation) les peuplements ont commencé à récupérer d'une manière satisfaisante le feuillage de leur couronne. Selon l'année de passage du feu, tous les peuplements sont moyennement sains.

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

C'est à partir de l'année 2016 que l'état de santé de tous les peuplements a connu une amélioration significative de reprise végétative de leur houppier ; ils sont devenus tous visiblement sains.

8-Relevés de végétation et recouvrement du sous-bois

8.1-Composition floristique post-feu

La composition floristique et l'abondance de la végétation traduisent non seulement les conditions édapho-climatiques et anthropiques du milieu (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 17 sites d'étude incendiés en 2014 sont représentés dans les tableaux 62 et 63 suivants.

Tableau 62: Inventaire de la flore accompagnatrice du chêne-liège recensée au niveau de chaque site d'étude (la nomenclature suit Dobignard (2010) et codes des espèces suivent Brisse and Kerguelen (1994) (incendie 2014).

Genres et espèces/Sites	BO	B	TB1	TB2	CH	H1	H2	DJ	D	R	K	A1	A2	S	I	T1	T2
<i>Calycotome spinosa L.</i>	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Myrtus communis L.</i>	+		+	+		+	+		+	+	+	+	+			+	+
<i>Quercus suber L.</i>	+	+	+	+	+		+	+	+	+			+	+	+	+	+
<i>Ampelodesma mauritanicum</i>	+	+			+		+				+	+					
<i>Daphne gnidium L.</i>	+	+	+	+	+		+	+	+	+				+	+	+	+
<i>Lavandula stoechas L.</i>	+	+	+				+	+		+	+			+			
<i>Rosa sempervirens L.</i>	+		+	+	+	+	+		+	+	+		+		+		
<i>Inula viscosa L.</i>		+	+	+						+	+					+	+
<i>Cistus monspeliensis L.</i>	+		+	+		+				+							
<i>Pistacia lentiscus L.</i>	+		+	+		+	+			+	+	+	+			+	+
<i>Olea oleaster DC.</i>	+	+	+			+					+		+				
<i>Crataegus laevigata (Poir.)</i>		+	+	+		+			+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Erica arborea L.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Cistus salvifolius L.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+
<i>Arbutus unedo L.</i>			+	+			+	+	+	+		+	+	+		+	+
<i>Phillyrea angustifolia</i>	+		+	+						+		+					
<i>Phillyrea media (L)</i>	+			+					+			+				+	+
<i>Asparagus acutifolius L.</i>	+		+								+	+					
<i>Phillyrea latifolia (L,</i>	+		+	+	+				+		+						
<i>Ceratonia siliqua L.</i>					+				+								
<i>Cytisus villosus Pourr.</i>			+		+			+					+				
<i>Quercus canariensis Willd.</i>				+					+								

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

<i>Prunus avium (L.), L.</i>			+		+				+				+				
<i>Rubia peregrina L.</i>	+		+	+		+	+	+		+	+	+					
<i>Filago gallica L.</i>	+											+					
<i>Filago arvensis L.</i>	+	+								+	+						
<i>Filago pyramidata L.</i>												+					
<i>Ranunculus bulbosusL</i>			+							+							
<i>Euphorbia exiqa L.</i>																	
<i>Trifolium angustifolium L.</i>	+		+	+								+					
<i>Tuberaria lignosa</i>		+					+			+							
<i>Asplenium-adiantum-nigrum L.</i>												+	+				
<i>Trifolium arvense L.</i>			+														
<i>Trifolium campestre Schreb.</i>				+						+	+						
<i>Trifolium fragiferum L.</i>										+	+						
<i>Achillea ligustica All.</i>	+			+			+	+	+							+	
<i>Hypochoeris radicata L.</i>	+		+				+										
<i>Plantago lanceolata L.</i>			+									+					
<i>Trifolium glomeratum L.</i>												+					
<i>Sonchus asper L</i>	+			+						+	+						
<i>Sonchus oleraceus L.</i>				+				+		+	+						
<i>Scorpiurus muricatus L.</i>				+													
<i>Scorpiurus subvillosus L.</i>								+									
<i>Trifolium stellatum L.</i>			+			+	+					+				+	
<i>Carlina corymbosa L.</i>		+										+				+	
<i>Bromus sterilis L.</i>			+														
<i>Plantago coronopus L.</i>										+	+						
<i>Plantago lagopus L.</i>										+	+						
<i>Dactylis glomerata L.</i>	+				+	+		+		+		+	+	+	+	+	+
<i>Hedysarum coronarium L.</i>	+		+	+								+					
<i>Geranium purpureum L.</i>							+										
<i>Reichardia tingitana L.</i>	+										+						
<i>Reichardia picroides L.</i>		+	+	+			+		+		+		+				
<i>Vicia tetrasperma L,</i>			+								+						
<i>Vicia monardi Boiss.</i>		+	+	+								+					
<i>Anagalis arvensis L.</i>				+				+	+		+					+	+
<i>Andryala integrifolia L.</i>	+			+	+		+	+	+	+				+	+		+
<i>Arisarum vulgare Targ.Tozz.</i>							+										
<i>Aira tenorei Guss .</i>		+	+	+													

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

<i>Bellis annua</i> L.	+									+							
<i>Bellis sylvestris</i> cyrillo.										+	+						+
<i>Malva sylvestris</i> L.											+						
<i>Trifolium squarrosum</i> L.	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Carduus litigiosus</i>	+				+					+	+			+	+	+	
<i>Daucus carota</i> L.								+		+	+						
<i>Lactuca saligna</i> L.				+													
<i>Luzula foresteri</i> SM		+	+	+	+	+	+			+		+					
<i>Cynodon dactylon</i> L.	+	+			+						+						
<i>Avena sterilis</i> L.			+	+													+
<i>Clematis vitalba</i> L.	+		+	+		+	+				+	+	+			+	+
<i>Smilax aspera</i> L.			+	+	+		+				+	+	+			+	+
<i>Asphodelus microcarpus</i>			+														+
<i>Clematis flammula</i> L.						+	+							+	+		
<i>Cytisus villosus</i> Pourr.			+	+			+									+	+
<i>Carex remota</i> L.										+							
<i>Clematis cirrhosa</i> L.						+	+										
<i>Cytisus triflorus</i> L'Herit.			+	+						+							
<i>Lonicera implexa</i> L.								+									
<i>Lotus corniculatus</i> L.										+							
<i>Melica minuta</i> L.		+											+				
<i>Eryngium tricuspidatum</i> L.		+	+								+						
<i>Pulicaria odora</i> (L.)						+	+										
<i>Viburnum tinus</i> L.			+														
<i>Calamintha baborensis</i> Batt.					+												
<i>Galium rotundifolium</i> L.										+							
<i>Brachypodium sylvaticum</i>		+															+
<i>Aira cupaniana</i> Guss.				+						+							
<i>Briza maxima</i> L.				+											+		
<i>Aira elegantissima</i> Schur.		+								+							
<i>Calamintha clinopodium</i>																	
<i>Silene coeli-rosa</i> (L.)		+															
<i>Silene tridentata</i> Desf.		+															
<i>Lotus angustissimus</i> L.			+							+							
<i>Galium aparine</i> L.										+							
<i>Galium valantia</i> Webber.																	
<i>Trifolium lappaceum</i> L.																	
<i>Dittrichia viscosa</i> (L.)				+					+	+	+					+	+

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

<i>Ferula communis</i> L.											+						
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl.					+											+	+
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.			+	+										+			
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.					+						+		+	+	+	+	
<i>Bellis perennis</i> L.		+															
<i>Quercus coccifera</i> L.								+									
<i>Galactites tomentosa</i>											+						
<i>Geranium atlanticum</i> B. et R.			+					+									
<i>Geranium robertianum</i> L.				+													
<i>Lamium purpureum</i> L.			+								+						
<i>Scilla bifolia</i> L.		+									+				+		+
<i>Scilla</i> sp.											+						
<i>Satureja baborensis</i>								+									
Total	33	28	47	43	21	19	23	22	21	48	37	31	20	18	16	24	23

La végétation accompagnant la subéraie semble être une communauté adaptée aux passages du feu. Les résultats montrent qu'il n'y a aucun changement profond dans sa composition floristique

En effet, la végétation 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). Selon **Lloret (1998)**, beaucoup d'espèces dominantes des écosystèmes méditerranéens après incendie reprennent par la voie végétative. D'après nos résultats, on remarque que la majorité des taxons ainsi relevés ont repris par voie végétative à partir des souches comme le thymèle, le myrte commun, les filaires, le lentisque pistachier, l'arbousier, et la bruyère arborescente. D'autres espèces n'ont pas eu la capacité de survivre au traumatisme créé par le passage de l'incendie ; leur régénération repose entièrement sur la germination des graines (**Ferrandis et al., 1999**) ; elles se régénèrent par semis et ce grâce à leur banque de graines dans le sol comme les cistes et les asphodèles . Tandis que d'autres espèces sont mixtes comme le cas des Inules et les Ronces buissonnantes (**Figure 93**).



Figure 93: Importance du sous-bois ligneux dans le site d'étude

Tableau 63 : Liste des taxons inventoriés au cours de l'étude par stade (2015-2016-2017) après feu

Espèces du stade 1	Espèces du stade 2	Espèces du stade 3
<i>Calycotome spinosa</i> (L.	<i>Calycotome spinosa</i> (L.)	<i>Calycotome spinosa</i> (L.)
<i>Myrtus communis</i> L.	<i>Myrtus communis</i> L.	<i>Myrtus communis</i> L.
<i>Erica arborea</i> L.	<i>Quercus suber</i> L.	<i>Quercus suber</i> L.
<i>Quercus suber</i> L.	<i>Ferula communis</i> L	<i>Ampelodesma mauritanicum</i> (Poir.),
<i>Ampelodesma mauritanicum</i>	<i>Cistus monspeliensis</i> L.	<i>Daphne gnidium</i> L.
<i>Daphne gnidium</i> L.	<i>Ampelodesma mauritanicum</i> (<i>Lavandula stoechas</i> L.
<i>Lavandula stoechas</i> L.	<i>Daphne gnidium</i> L.	<i>Rosa sempervirens</i> L.
<i>Rosa sempervirens</i> L.	<i>Lavandula stoechas</i> L.	<i>Inula viscosa</i> (L.), Ait.
<i>Ceratonia siliqua</i> L.	<i>Prunus avium</i> (L.), L.	<i>Cytisus villosus</i> Pourr.
<i>Prunus avium</i> (L.), L.	<i>Ceratonia siliqua</i> L.	<i>Erica arborea</i> L.
<i>Arbutus unedo</i> L.	<i>Phillyrea media</i> (L),Rouy.	<i>Pistacia lentiscus</i> L.
<i>Phillyrea media</i> (L), Rouy.	<i>Erica arborea</i> L.	<i>Cistus salvifolius</i> L.
<i>Phillyrea latifolia</i> (L), Maire.	<i>Cistus salvifolius</i> L.	<i>Arbutus unedo</i> L.
<i>Crataegus laevigata</i> (Poir.) DC.	<i>Arbutus unedo</i> L.	<i>Cistus monspeliensis</i> L.
<i>Olea oleaster</i> DC.	<i>Crataegus laevigata</i> (Poir.) DC.	<i>Ceratonia siliqua</i> L.
<i>Pistacia lentiscus</i> L.	<i>Phillyrea latifolia</i> (L),Maire.	<i>Olea oleaster</i> DC.
<i>Cistus salvifolius</i> L.	<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl.	<i>Asparagus acutifolius</i> L.

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

<i>Erica scoparia</i> L.	<i>Olea oleaster</i> DC.	<i>Phillyrea media</i> (L), Rouy.
<i>Polypodium vulgare</i> L.	<i>Pistacia lentiscus</i> L.	<i>Crataegus laevigata</i> (Poir.) DC.
<i>Rubus ulmifolius</i> Schott.	<i>Phillyrea angustifolia</i> (L),	<i>Phillyrea latifolia</i> (L), Maire.
<i>Carduus litigiosus</i> Nocca .et	<i>Cytisus villosus</i> Pourr.	<i>Phillyrea angustifolia</i> (L),
<i>Achillea ligustica</i> All.	<i>Asparagus acutifolius</i> L.	<i>Prunus avium</i> (L.), L.
<i>Dactylis glomerata</i> L.	<i>Erica scoparia</i> L.	<i>Ferula communis</i> L.
<i>Smilax aspera</i> L.	<i>Smilax aspera</i> L.	<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl.
<i>Cynodon dactylon</i> (L.), Pers.	<i>Carduus litigiosus</i> Nocca .et	<i>Sonchus oleraceus</i> L.
<i>Lotus corniculatus</i> L.	<i>Dittrichia viscosa</i> (L.), Greuter.	<i>Trifolium angustifolium</i> L.
<i>Lonicera implexa</i> L.	<i>Sonchus asper</i> (L.), Hill.	<i>Filago arvensis</i> L.
<i>Melica minuta</i> L.	<i>Dactylis glomerata</i> L.	<i>Filago gallica</i> L.
<i>Carex remota</i> L.	<i>Anagalis arvensis</i> L.	<i>Rubia peregrina</i> L.
<i>Clematis cirrhosa</i> L.	<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	<i>Rubus ulmifolius</i> Schott.
<i>Cytisus triflorus</i> L'Herit.	<i>Cynodon dactylon</i> (L.), Pers.	<i>Tuberaria lignosa</i> (Sweet),
<i>Viburnum tinus</i> L.	<i>Achillea ligustica</i> All.	<i>Achillea ligustica</i> All.
<i>Eryngium tricuspdatum</i> L.	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.), Kuhn.	<i>Cynodon dactylon</i> (L.), Pers.
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Hud	<i>Quercus canariensis</i> Willd.	<i>Clematis vitalba</i> L.
<i>Aira cupaniana</i> Guss.	<i>Rubus ulmifolius</i> Schott.	<i>Pulicaria odora</i> (L.), Rchb.
<i>Briza maxima</i> L.	<i>Avena sterilis</i> L.	<i>Smilax aspera</i> L.
<i>Aira elegantissima</i> Schur.	<i>Malva sylvestris</i> L.	<i>Carduus litigiosus</i> Nocca .
<i>Silene coeli-rosa</i> (L.), A. Br.	<i>Asphodelus microcarpus</i> Salzmann.	<i>Reichardia tingitana</i> (L.), Roth.
<i>Silene tridentata</i> Desf.	<i>Lonicera implexa</i> L.	<i>Reichardia picroides</i> (L.), Roth.
<i>Lotus angustissimus</i> L.	<i>Melica minuta</i> L.	<i>Daucus carota</i> L.
<i>Lotus parviflorus</i> Desf.	<i>Carex remota</i> L.	<i>Plantago lagopus</i> L.
<i>Trifolium lappaceum</i> L.	<i>Clematis cirrhosa</i> L.	<i>Geranium purpureum</i> L.
<i>Lactuca saligna</i> L.	<i>Cytisus triflorus</i> L'Herit.	<i>Plantago lanceolata</i> L.
<i>Trifolium squarrosum</i> L.	<i>Viburnum tinus</i> L.	<i>Andryala integrifolia</i> L.
<i>Aira tenorei</i> Guss.	<i>Eryngium tricuspdatum</i> L.	<i>Sonchus asper</i> (L.), Hill.
<i>Arisarum vulgare</i> Targ.Tozz.	<i>Calamintha baborensis</i> Batt.	<i>Dittrichia viscosa</i> (L.), Greuter.
<i>Euphorbia exiqa</i> L.	<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds	<i>Scorpiurus muricatus</i> L.
<i>Scorpiurus subvillosus</i> L.	<i>Briza maxima</i> L.	<i>Luzula foresteri</i> (SM), DC.
<i>Asplenium-adiantum-nigrum</i> L.	<i>Calamintha clinopodium</i> Benth.	<i>Cutandia</i> sp.
<i>Trifolium fragiferum</i> L.	<i>Silene coeli-rosa</i> (L.), A. Br.	<i>Trifolium glomeratum</i> L.
<i>Galium valantia</i> Webber.	<i>Lotus angustissimus</i> L.	<i>Trifolium stellatum</i> L.
<i>Cytisus villosus</i> Pourr.	<i>Galium aparine</i> L.	<i>Carlina corymbosa</i> L.
<i>Cistus monspeliensis</i> L.	<i>Trifolium lappaceum</i> L.	<i>Dactylis glomerata</i> L.
<i>Rubia peregrina</i> L.	<i>Trifolium squarrosum</i> L.	<i>Clematis flammula</i> L.

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

<i>Clematis flammula</i> L.	<i>Arisarum vulgare</i> Targ.Tozz.	<i>Galium rotundifolium</i> L.
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	<i>Euphorbia exiqua</i> L.	<i>Lonicera implexa</i> L.
<i>Trifolium angustifolium</i> L.	<i>Hypochoeris radicata</i> L.	<i>Melica minuta</i> L.
<i>Filago arvensis</i> L.	<i>Asplenium-adiantum-nigrum</i> L.	<i>Carex remota</i> L.
<i>Filago gallica</i> L.	<i>Trifolium arvense</i> L.	<i>Clematis cirrhosa</i> L.
<i>Pulicaria odora</i> (L.), Rchb.	<i>Trifolium fragiferum</i> L.	<i>Cytisus triflorus</i> L'Herit.
<i>Reichardia tingitana</i> (L.), Roth.	<i>Plantago coronopus</i> L.	<i>Viburnum tinus</i> L.
<i>Reichardia picroides</i> (L.), Roth.	<i>Hedysarum coronarium</i> L.	<i>Eryngium tricuspdatum</i> L.
<i>Daucus carota</i> L.	<i>Cytisus villosus</i> Pourr.	<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Hud
<i>Bellis annua</i> L.	<i>Rubia peregrina</i> L.	<i>Silene tridentata</i> Desf.
<i>Bellis sylvestris</i> cyrillo.	<i>Clematis flammula</i> L.	<i>Lotus angustissimus</i> L.
<i>Andryala integrifolia</i> L.	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	<i>Lactuca saligna</i> L.
<i>Sonchus asper</i> (L.), Hill.	<i>Pulicaria odora</i> (L.), Rchb.	<i>Arisarum vulgare</i> Targ.Tozz.
<i>Dittrichia viscosa</i> (L.), Greuter.	<i>Reichardia tingitana</i> (L.), Roth.	<i>Euphorbia exiqua</i> L.
<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	<i>Reichardia picroides</i> (L.), Roth.	<i>Hypochoeris radicata</i> L.
<i>Scorpiurus muricatus</i> L.	<i>Daucus carota</i> L.	<i>Asplenium-adiantum-nigrum</i> L.
<i>Carlina corymbosa</i> L.	<i>Andryala integrifolia</i> L.	<i>Trifolium arvense</i> L.
<i>Clematis cirrhosa</i> L.	<i>Sonchus asper</i> (L.), Hill.	<i>Trifolium fragiferum</i> L.
<i>Hypochoeris radicata</i> L.	<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	<i>Plantago coronopus</i> L.
<i>Vicia monardi</i> Boiss.	<i>Scorpiurus muricatus</i> L.	<i>Hedysarum coronarium</i> L.
<i>Bellis perennis</i> L.	<i>Carlina corymbosa</i> L.	<i>Aira elegantissima</i> Schur.
<i>Quercus coccifera</i> L.	<i>Trifolium stellatum</i> L.	
<i>Galactites tomentosa</i> (L.),	<i>Aira elegantissima</i> Schur.	
<i>Galium rotundifolium</i> L.	<i>Rosa sempervirens</i> L.	
<i>Galium aparine</i> L.		
<i>Geranium atlanticum</i> B. et R.		
<i>Geranium robertianum</i> L.		
<i>Lamium purpureum</i> L.		
<i>Phillyrea angustifolia</i> (L)		
<i>Pulicaria odora</i> (L.), Rchb.		
<i>Scilla bifolia</i> L.		
<i>Scilla</i> sp.		
<i>Satureja baborensis</i> (Batt.)		
<i>Anagalis arvensis</i> L.		

Les résultats d'inventaire floristique révèlent un an après le feu une richesse floristique importante avec 89 espèces. Ce modèle s'explique par le fait que durant la première année après le feu, la richesse floristique augmente avec la fréquence des taxons herbacés vivaces et

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

surtout annuels exogènes à la communauté. Ceci est le résultat des conditions du milieu créées par le feu. En effet, après le passage du feu, la couche superficielle du sol est enrichie en éléments minéraux (Trabaud, 1993 ; Trabaud, 1980 ; Trabaud, 1981 ; Rashid, 1987) ce qui favorise l'installation des légumineuses (ex : *Vicia monardi*, *Scorpiurus muricatus*, *Trifolium angustifolium*, *Trifolium fragiferum*, *Scorpiurus subvillosus*, *Lotus parviflorus*, *Lotus angustis simus* et *Lotus corniculatus*). Ces espèces dominent au cours de la première année après le feu parce que la plupart d'entre elles sont des herbacées annuelles ; ainsi elles pourraient rapidement reconstruire leur banque de semences.

De plus, la disparition de la litière et surtout l'ouverture du milieu créent un milieu propice à l'installation d'espèces de lumière exogènes à la communauté comme les graminées (ex : *Briza maxima*). L'essentiel des taxons ligneux se rétablit très tôt après le passage du feu.

Selon Bekdouche (2008), aucun taxon fugace n'est noté parmi les ligneux, qui, par contre, continuent à émerger avec le temps. Selon cet auteur, la pauvreté floristique des stades allant de 2 à 9 ans s'explique par la forte reprise du sous-bois après l'incendie, empêchant ainsi l'installation d'espèces herbacées. Aussi, cette reprise rapide des taxons préexistants est le résultat des adaptations au feu et autres contraintes environnementales et actions anthropiques depuis des millénaires.

Diverses études notent que la couverture relativement élevée des espèces herbacées vivaces peut accroître la résilience des écosystèmes après incendie et augmenter ainsi la résistance à l'invasion par les espèces envahissantes indésirables (Chambers *et al.*, 2007). Ceci pourrait favoriser l'installation des semis des essences forestières, étant donné que les légumineuses ne sont pas aussi compétitives que les graminées vivaces exogènes et agressives (ex : *Dactylis glomerata*). Ces espèces sont généralement utilisées dans les programmes de réhabilitation des massifs incendiés (Beyers, 2009).

8.2-Importance de la végétation après le passage du feu de l'année 2014

Les résultats de l'importance de la végétation repoussée après le passage du feu effectuée à partir des 57 relevés, sont représentés dans les tableaux suivants.

Tableau 64 : Taux de recouvrement total de la végétation (R : %) des sites d'étude entre 2015 et 2017 (toutes strates confondues). Les chiffres entre parenthèses indiquent la hauteur maximale (H : cm) du sous-bois

Sites	2015	2016	2017
S.K	16,90 (80)	24,00 (221)	36,90 (240)
S.A2	22,05 (85)	26,60 (162)	31,50 (280)
S.S	24,10 (62)	56,90 (122)	66,60 (220)

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

S.B	15,05 (38)	49,30 (85)	50,30 (97)
S.T1	32,10 (56)	65,50 (72)	71,30 (84)
S.CH	13,70 (100)	41,00 (226)	60,80 (238)
S.D	7,00 (36)	32,00 (89)	61,60 (168)
S.DJ	15,00 (61)	29,40 (118)	58,00 (150)
S.BO	40,75 (36)	33,50 (88)	38,50 (150)
S.H1	13,69 (35)	23,80 (146)	44,10 (156)
S.H2	13,65 (50)	29,00 (104)	31,90 (146)
S.A1	18,20 (90)	18,70 (176)	60,30 (242)
S.T2	22,10 (26)	44,45 (77)	52,10 (96)
S.TB1	42,50 (69)	75,50 (144)	85,30 (151)
S.TB2	47,10 (62)	55,10 (130)	69,85 (156)
S.R	41,50 (55)	69,30 (94)	87,20 (130)
S.I	13,05 (55)	17,30 (79)	36,35 (90)
Moy	22,84 (58.59)	40,67 (127.71)	55,45 (162.24)

La lecture de ce tableau montre que la végétation ayant poussé après le passage du feu a connu un développement important au cours des 3 années successives. En effet, une année après le feu, la végétation commence à se développer avec un taux de recouvrement et une hauteur de végétation très variables selon les strates et les sites. Ce sont les plantes vivaces de la strate sous arbrisseau avec les plantes herbacées (<0.5m) qui commencent à se régénérer par rejets ou semis. Ces plantes peuvent recouvrir déjà plus de 40% de la surface dans certains sites (**Annexe2**). Mais dans la majorité des sites, la remontée biologique ne dépasse pas les 25% de la superficie atteignant déjà une hauteur moyenne maximale de 58.59 (± 21.16 cm).

A la fin de la seconde saison végétative (2016), le recouvrement végétal au sol atteint en moyenne près de la moitié de la surface des sites (40.67%). Ce taux varie fortement entre les sites soit de 17 à 75%. On assiste alors au développement de la végétation des strates arbrisseaux, sous arbustives et herbacées avec une hauteur moyenne de 127.71 (± 47.41 cm).

La végétation ligneuse évolue fortement à partir des souches qui donnent des rejets à croissance rapide (H : 1-2m) comme la bruyère, la phyllère, le lentisque, etc. (**Annexe2**).

Trois années après le feu, le sol est recouvert par une végétation riche et abondante dans la majorité des sites (R : 60-87%). Les strates arbustives basses et sous arbustives sont dominantes (H>2m) et bien représentées par les plantes ligneuses comme le myrte et la bruyère mais aussi le ciste à feuilles de sauge, le rosier toujours vert, etc. Enfin, la strate herbacée devient de plus en plus abondante.

8.3- Importance du recouvrement de la strate ligneuse

Une étude de comparaison des moyennes des recouvrements et des hauteurs de la végétation ligneuse entre les sites d'étude a été réalisée par le test de Test de Kruskal-Wallis (**Figure 94**).

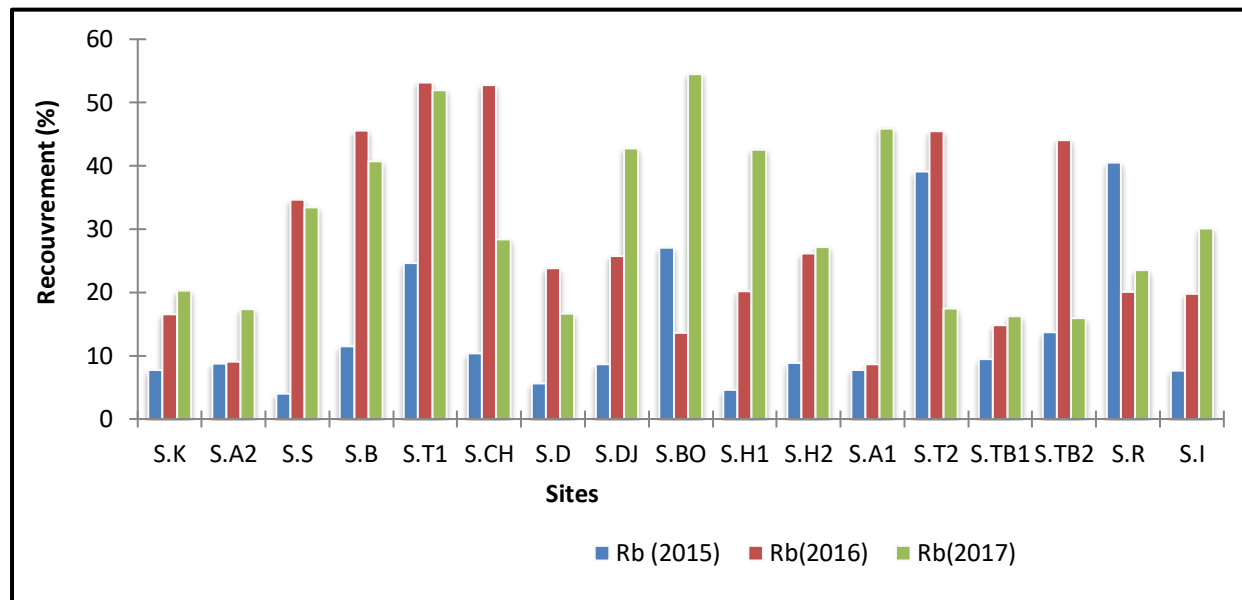


Figure 94: Variation du taux de recouvrement de la strate ligneuse dans les sites étudiés (2015-2017)

D'après cette figure, on constate que l'évolution annuelle du recouvrement varie d'un site à l'autre. Trois ans après le feu, le recouvrement le plus important est atteint dans le site S.BO (54,47%) avec une moyenne de $31,72 \pm 20,82\%$; il est suivi par le site S.T1 (51,9%) soit une moyenne de $43,23 \pm 16,50\%$. Tandis que le recouvrement le plus faible est atteint dans le site S.TB2 avec 15,95% dont la moyenne est de $24,6 \pm 16,92\%$.

La comparaison des moyennes annuelles présente des variations hautement significatives ($p = 0,000$) (**tableau 65**). L'année 2015 présente la moyenne la plus basse ($14,12 \pm 11,49\%$). Alors que l'année 2017 présente la moyenne la plus élevée ($30,87 \pm 13,20\%$). Les comparaisons multiples par paires montrent 2 groupes: le groupe « a » renferme que Rb (2015), le groupe b renferme Rb (2016) et Rb (2017).

Tableau 65: Test de Kruskal-Wallis du recouvrement moyen (%) annuelle de la strate ligneuse (Rb) après le feu

Variable	Recouvrement moyen (%)	Ecart-type
Rb (2015)	14,124a	11,498
Rb (2016)	27,900b	15,054
Rb (2017)	30,872b	13,206

P=0.000

8.4- Hauteur maximale de la strate ligneuse

Les résultats de mesures montrent que l'évolution annuelle de la hauteur maximale des plantes varie d'un site à l'autre. Ces variations importantes des hauteurs sont liées principalement à l'âge de l'espèce d'un site à l'autre. Elles sont dues aussi à l'existence d'un pâturage important qui réduit la croissance des espèces apprétissantes.

La hauteur la plus importante ainsi atteinte, trois ans après le feu, est enregistrée dans le site **S.A2** avec 280 cm et une moyenne de 175,66 ($\pm 98,21$ cm) ; elle est suivie par le site S.A1 (242 cm) avec une moyenne de 169,33 ($\pm 76,21$ cm). Tandis que la hauteur la plus faible est atteinte dans le site S.T1 avec 84cm dont la moyenne est de 70,66 ($\pm 14,04$ cm).

D'après Boudy (1955) et Catry et al. (2009), le sous-bois élevé agit négativement sur la régénération de l'espèce en la mettant en compétition.

La comparaison des moyennes annuelles présente des variations hautement significatives ($p < 0,000$). L'année 2015 présente la moyenne la plus basse ($58,58 \pm 21,16$ cm). Alors que l'année 2017 présente la moyenne la plus élevée ($159,05 \pm 62,28$ cm) (Figure 95).

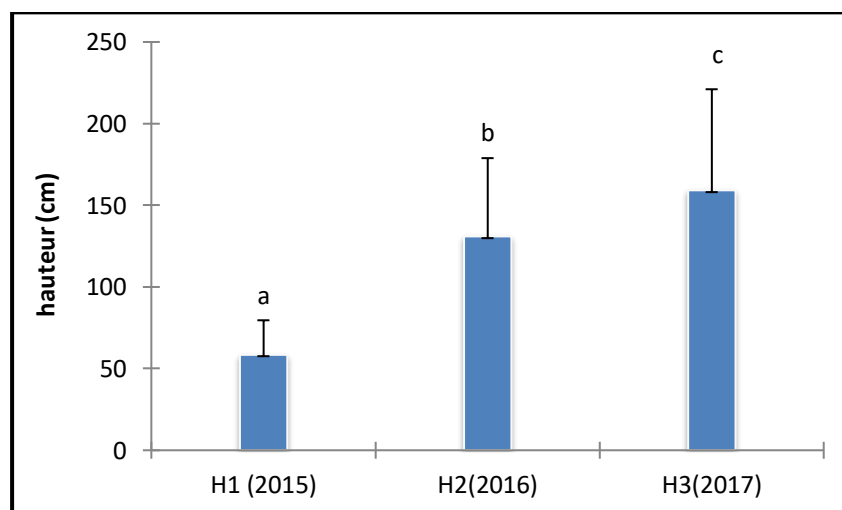


Figure 95 : Evolution annuelle des moyennes (avec écart type) de la hauteur de la strate ligneuse dans les sites d'étude (2015-2017) , avec Test de Kruskal-Wallis $P < 0,0001$

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

Les comparaisons multiples par paires montre 3 groupes: le groupe « a » renferme que la hauteur de la 1^{ère} année (H1) après le passage du feu (**2015**), le groupe « b » renferme la hauteur de la 2^{ème} année de végétation (H2 : **2016**) et le groupe « c » renferme la hauteur de la 3^{ème} année de végétation (H3 : **2017**).

9- Analyses statistiques multi variées des données :

9.1-Facteurs affectant la vitalité post-feu des arbres

9.1-1-Facteurs affectant la vitalité post-incendie des arbres brûlés en 2012

Les résultats d'analyse des variables explicatives pouvant être utilisées dans le modèle de vitalité des arbres brûlés en 2014 montrent que 4 variables ont présenté un problème de colinéarité entre les prédicteurs (VIF >4). Il s'agit de : (i) surface basale (g), (ii) Diamètre du bois (D), (iii) Hauteur d'écorçage (He), (iv) Coefficient d'écorçage (Ce).

Les autres variables restantes ont été donc retenues dans le modèle pour sélectionner l'ensemble final des variables ayant contribué significativement dans la vitalité des arbres post-feu 2012 (deux années après le feu).

Le **tableau 66** suivant consigne les résultats des statistiques de multi colinéarité des variables.

Tableau 66 : Statistiques de multi-colinéarité des variables utilisées dans le modèle de vitalité des arbres (incendie 2012)

Statistique	E (mm)	g (m2)	D bois (cm)	H (m)	He (m)	Ce	HC max (%)	Cr
R ²	0,1464	0,8723	0,9373	0,6693	0,8600	0,7293	0,3519	0,4454
Tolérance	0,8536	0,1277	0,0627	0,3307	0,1400	0,2707	0,6481	0,5546
VIF	1,17	7,82	15,94	3,02	7,14	4	1,54	1,80

La lecture **du tableau 66** montre que le R² est proche de 1 pour les variables présentant un problème de colinéarité ; il y a donc une relation linéaire entre les variables. Alors que leur tolérance est faible, ce qui justifie leur contribution négligeable dans le modèle. Les valeurs du VIF montrent que ces variables sont corrélées entre elles (multi colinéarité), ce qui pourrait influencer les autres facteurs et réduire la fiabilité du modèle.

En plus, les coefficients de corrélation ainsi obtenues ont permis d'évaluer la dépendance entre plusieurs variables en même temps. En effet, les valeurs proches de zéro reflètent l'absence d'une corrélation linéaire. Pour un coefficient de corrélation ($r > |0,5|$), les paires de variables sont plus corrélées et « r » est révélateur d'un problème de multi colinéarité.

Parmi les paires les plus corrélées, on trouve : i) He-H ($r=0,60$), ii) D-g ($r=0,88$), iii) He-Ce ($r=0,70$), iv) He-D ($r=-0,60$) et v) H-D ($r=-0,67$).

Les arbres de gros diamètres sont souvent âgés et systématiquement hauts. L'inclusion du diamètre, variable très souvent impliquée dans la mortalité post-feu des arbres (Moreira et al. 2007; 2009), a montré un effet non significatif dans le modèle contrairement à la hauteur des arbres. En effet, l'introduction de cette variable a amélioré légèrement le modèle en termes de critères d'information Akaike (AIC) soit 609,81 avec une bonne adéquation du modèle soit AUC=0,90 (Annexe 4).

Il convient de signaler que toutes les variables dendrométriques et d'exploitation ont été modélisées séparément en raison de la corrélation qui existe entre elles. Une estimation pas à pas (\leq Stepwise régression \geq) a été réalisée sur ces variables qui ont montré qu'elles sont statistiquement significatives.

Selon les coefficients d'ajustement qui sont des indicateurs de la qualité du modèle, 55,61 % de la variabilité de cette vitalité est expliquée par l'épaisseur du liège, la hauteur de carbonisation maximale et la hauteur totale (Annexe 4).

Le modèle ajusté est significativement plus performant que le modèle indépendant (l'hypothèse H0) soit $(-2 \text{ Log (Vrais.)}) = 601,8148 > 456,36$. On peut considérer que les variables explicatives sélectionnées apportent une quantité d'information significative au modèle (hypothèse nulle H0). Étant donné que la probabilité associée au Log ratio (L.R.) est $< 0,0001$, cela signifie que l'on prend un risque $< 0,01\%$ en concluant que E, apporte une quantité d'information plus significative au modèle (Annexe 4).

La contribution des variables à la qualité du modèle montre que l'épaisseur est la variable qui influence le plus sur la vitalité (Khi^2 de Wald=199,38) (Annexe 4).

Le modèle développé pour prédire la vitalité des arbres à court terme, a montré que la survie des arbres était fortement liée à l'épaisseur du liège mais aussi à la hauteur totale des arbres et avec un degré moindre à la hauteur maximale de carbonisation (tableau 67).

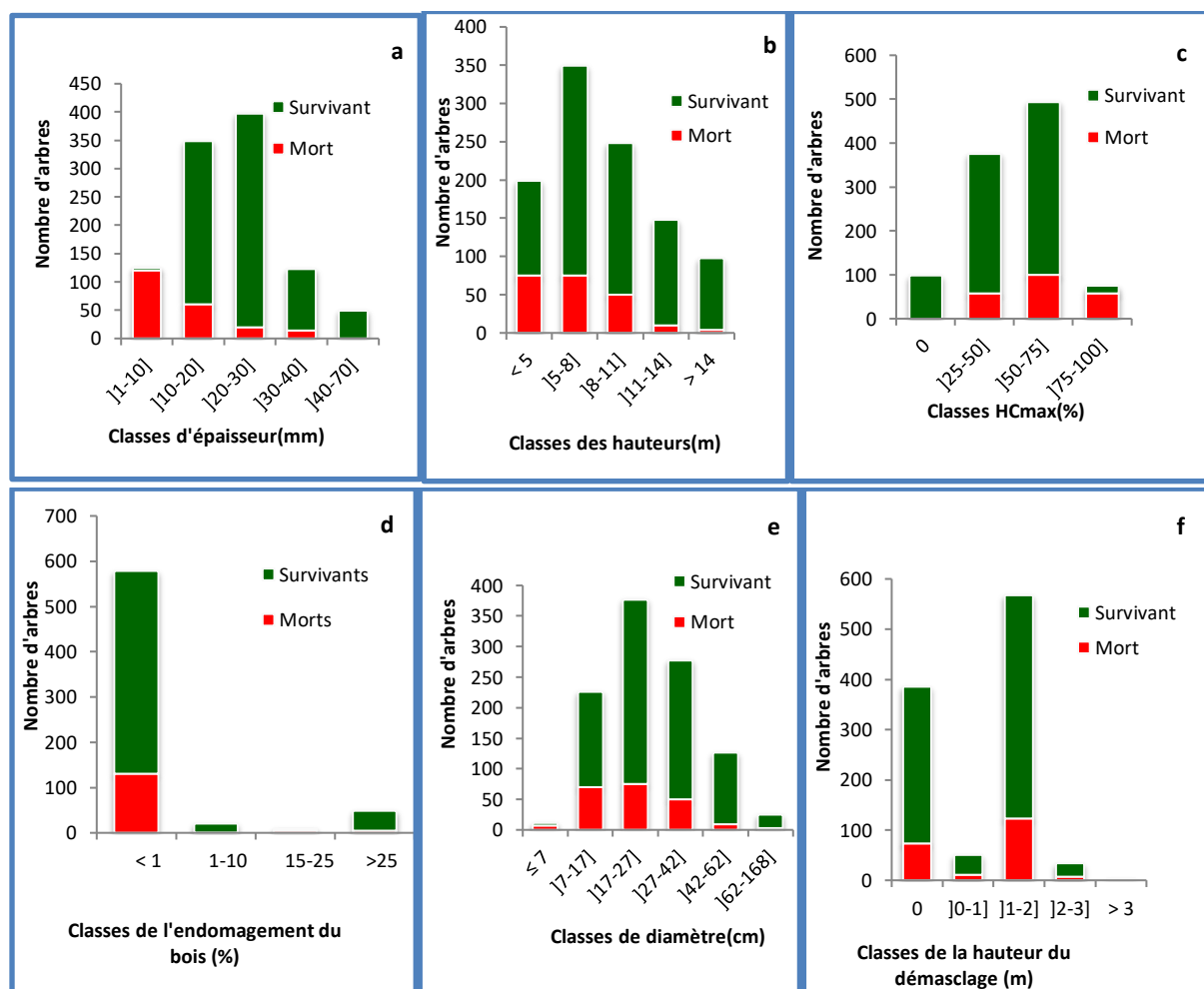
En effet, cette survie augmentait avec l'augmentation de l'épaisseur de l'écorce et la hauteur des arbres (facteurs avec contributions positives) et la diminution de la hauteur de carbonisation (tableau 67).

Tableau 67: Régression linéaire logistique pour prédire la vitalité des arbres, deux ans après le feu. Modèle basé sur 1042 arbres brûlés

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

Modèle	Variabes	Valeur± erreur standard	Khi ² de Wald	Pr > Khi ²
Vitalité des arbres à court terme	Constante	-3,17±0,57		
	Épaisseur du liège	0,26 ±0,018	199,38	< 0,0001
	Hauteur des arbres	0,12 ±0,038	10,028	0,0012
	Hauteur de carbonisation maximale	-0,013±0,004	6,82	0,0083

Coefficients du modèle (± erreur standard) : β_0 , intercept ; Épaisseur de l'écorce à 1,30 m (mm); Hauteur des arbres; Hauteur de carbonisation maximale(%). 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 : Nagelkerke $R^2=0,55$; marginal $R^2=0,35$; conditionnel $R^2= 0,43$; AIC=609,81 avec SBC(629,61) > AIC ; AUC ROC=0,90.



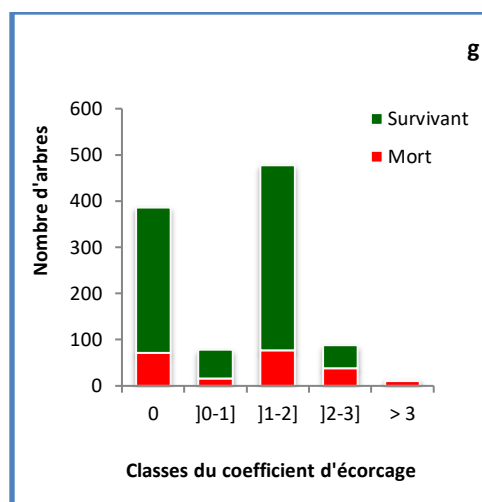


Figure 97. Distribution par classes de sept variables mesurées de 1042 arbres de chêne-liège brûlés en fonction de leur statut (mort ou survivant) évalués deux ans après le feu.

Les troncs d'arbres survivants sont généralement recouverts d'une couche de liège moyenne supérieure à 20 mm ($23,46 \pm 0,56$ mm) contre une couche moyenne inférieure à 15mm ($10,58 \pm 1,01$ mm) pour les arbres morts (**Figure 97a**).

Cette **figure** met en évidence 71 % des arbres morts ayant un liège de moins de 15 mm d'épaisseur. Cette épaisseur du liège est considérée mince et les arbres recouverts par cette couche ont succombé. En effet, cette épaisseur était très insuffisante pour protéger efficacement les organes internes de l'arbre. Par ailleurs, on remarque que les 29 % des arbres ayant des épaisseurs du liège supérieures à 15 mm sont morts. Le facteur de mortalité de ces arbres est autre que l'âge du liège en l'occurrence l'état sanitaire de chêne liège avant le passage du feu. Ces résultats montrent que le taux de mortalité est variable mais il est proportionnel à l'épaisseur du liège. En effet, la diminution d'effectifs d'une catégorie à une autre se fait de façon régulière.

Les arbres survivants ont une couronne plus haute ($8,72 \pm 0,25$ m). Pour ces survivants, il y a une prépondérance de la classe [5-8 m] soit 33,49 % suivie de la classe [8-11 m] avec 23,80%. Par contre, une hauteur moyenne de 6,78 ($\pm 3,17$ m) expose les arbres à la mortalité de la tige (**Figure 97 b**).

La **figure 97c**, montre que les arbres survivants sont partiellement carbonisés ($48,90 \pm 1,68$ %). Tandis que les arbres morts sont fortement carbonisés dont la moyenne est de 62 ± 21 %. Il existe une prépondérance de la classe [50-75 %] avec un taux de 47,31 % suivie de la classe [25-50 %] soit 36 %. La hauteur maximale de carbonisation est fonction de la hauteur des arbres ; plus les arbres sont hauts et plus la hauteur de carbonisation est faible et la probabilité de la survie des arbres est grande.

Les autres paramètres mesurés au niveau des arbres n'ont pas contribué d'une façon significative dans le modèle de vitalité en l'occurrence le degré d'altération du tronc (Cr) et le diamètre (**Figure 97d, 97e**).

La variable endommagement du tronc qui a montré un effet non significatif s'explique certainement par la faible fréquence des sujets au tronc endommagé. On enregistre la dominance de la classe 1 (< 1% de crevasse) et la distribution se fait de façon irrégulière entre les différentes classes. Le degré d'altération moyen du tronc des arbres survivants est très faible ($1,30 \pm 0,75$) soit (classe <1%). Par contre, la moyenne du degré d'altération du tronc des arbres morts est de $1,18 (\pm 1,1 \%)$ (**Figure 97d**).

En outre, l'analyse montre que la vitalité à court terme affecte aussi bien les arbres de gros diamètres que les jeunes arbres de diamètres réduits. Les troncs d'arbres survivants ont un diamètre moyen de $30,13 (\pm 16,12 \text{ cm})$ contre un diamètre moyen de $24,12 (\pm 12,74 \text{ cm})$ pour les arbres morts. Il y a une prépondérance de la classe à faible diamètre [17-27 cm] avec un taux de 36,18%, suivie par la classe [27-42 cm] (**Figure 97e**).

Pour la hauteur d'écorçage, les résultats montrent que les survivants ont généralement une hauteur du démasclage moyenne de $1,20 (\pm 0,79 \text{ m})$ contre une hauteur du démasclage moyenne de $1,39 (\pm 0,51 \text{ m})$ pour les arbres morts (**Figure 97f**). On voit bien que le taux de mortalité est variable mais il n'est pas proportionnel à la hauteur du démasclage. En effet, la diminution d'effectifs d'une catégorie à une autre se fait de façon irrégulière.

Les résultats montrent aussi que les arbres survivants ont généralement un coefficient d'écorçage moyen de $1,30 (\pm 0,95)$ contre un coefficient d'écorçage moyen de $1,82 (\pm 0,97)$ pour les morts (**Figure 97g**).

9.1.2-Facteurs affectant la vitalité post-incendie des arbres brûlés en 2014

Les résultats d'analyse des variables explicatives pouvant être utilisées dans le modèle de vitalité des arbres brûlés en 2014 montrent que 4 variables ont présenté un problème de colinéarité entre les prédicteurs (VIF >4). Il s'agit de : (i) surface basale (g), (ii) Diamètre du bois (D), (iii) Hauteur d'écorçage (He), (iv) Coefficient d'écorçage (Ce).

Les autres variables restantes ont été donc retenues dans le modèle pour sélectionner l'ensemble final des variables ayant contribué significativement dans la vitalité des arbres post-feu 2014 (une année après le feu).

Le **tableau 68** suivant consigne les résultats des statistiques de multi colinéarité des variables.

Tableau 68: Statistiques de multi colinéarité des variables utilisés dans le modèle de vitalité des arbres (incendie 2014)

Statistique	D (cm)	g (m ²)	H (m)	E (mm)	HC max (%)	Cr (%)	(ISV)	He (m)	Ce
R²	0,9729	0,9613	0,6447	0,2655	0,3135	0,0705	0,2754	0,9016	0,8138
Tolérance	0,0271	0,0387	0,3553	0,7345	0,6865	0,9295	0,7246	0,0984	0,1862
VIF	36,90	25,84	2,81	1,36	1,45	1,075	1,38	10,15	5,37

La lecture du tableau 68 montre que le R² est proche de 1 pour les variables présentant un problème de colinéarité, il y a donc une relation linéaire entre ces variables. Alors que la tolérance est faible, ce qui justifie leur contribution négligeable au modèle. Les valeurs du VIF montrent que ces variables sont corrélées entre elles (multi colinéarité) (VIF >4) ce qui pourrait influencer les autres facteurs et réduire la fiabilité du modèle.

Les paires les plus corrélées ainsi enregistrées sont: H-D (r=-0,54), He-g (r=0,58), D-g (r=0,60), H-g (0,63), H-He (0,65) et He-Ce (0,78).

Les variables dendrométriques H-D montrent une relation linéaire moyennement positive (r=-0,54). Ainsi, les résultats notés dans les travaux précédents, ont indiqué que les arbres à diamètre élevé sont systématiquement hauts surtout lorsque les stations présentent un indice de fertilité élevée.

L'inclusion de la variable diamètre très souvent impliquée dans la mortalité post-feu des arbres (**Moreira et al. 2007; 2009**) n'a pas un effet significatif dans le modèle, mais la variable hauteur des arbres montre toujours dans ces conditions le même effet que le diamètre.

Toutes les variables morphologiques et d'exploitation ont été aussi modélisés séparément en raison de la corrélation qui existe entre elles. Une estimation pas à pas (\leq Stepwise régression \geq) a été aussi réalisée sur ces variables et les résultats ont montré qu'elles sont statistiquement significatives.

Les résultats de la régression logistique binaire ont retenu dans le modèle les facteurs suivants: i) hauteur maximale de carbonisation (HCmax), épaisseur du liège (E), endommagement du tronc (Cr) et sévérité du feu (ISV). En effet, l'introduction de ces variables a amélioré légèrement le modèle en termes de critères d'information Akaike (AIC) soit 511,26 avec une bonne adéquation du modèle soit AUC=0,87 (**Annexe 4**).

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

Le modèle développé pour prédire la vitalité des arbres à court terme, a montré que l'épaisseur du liège a un rôle significativement positif alors que HC max, Cr et ISV ont un rôle significativement négatif sur la survie des arbres (**Tableau 69**).

Tableau 69: Régression linéaire logistique pour prédire la vitalité des arbres, un an après le feu. Modèle basé sur 938 arbres brûlés

Modèle	Variables	Coefficient \pm erreur standard	Khi ² de Wald	Pr > Khi ²
Vitalité des arbres à court terme	Constante (β_0)	3,25 \pm 0,60		
	Épaisseur du liège (E)	0,08 \pm 0,01	47,78	< 0,0001
	Indice de sévérité (ISV)	-0,69 \pm 0,15	20,19	< 0,0001
	Hauteur de carbonisation (HC _{max})	-0,03 \pm 0,09	18,36	< 0,0001
	Endommagement du bois (Cr)	-0,40 \pm 0,12	10,34	0,0013

Coefficients du modèle (\pm erreur standard) : β_0 , intercept (Constante) ; Épaisseur de l'écorce à 1,30 m (mm); Blessures au tronc (%); Hauteur de carbonisation maximale(%) et évaluation de la sévérité du feu (classes). 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=0,41; marginal R²=0,22 ; conditionnel R²= 0,32 ; AIC=511,26 avec SBC (535,47) > AIC ; AUC ROC=0,97.

Selon les coefficients d'ajustement qui sont des indicateurs de la qualité du modèle, 41,20 % de la variabilité de cette vitalité est expliquée par ces variables significatives. Le reste de la variabilité est explicable par des effets mesurés dans cette analyse (**Annexe 4**).

Le modèle ajusté est significativement plus performant que le modèle indépendant (l'hypothèse H0) soit $(-2 \text{ Log (Vrais.)}) = 501,2603 > 238,88$. On peut considérer que les variables explicatives sélectionnées apportent une quantité d'information significative au modèle et la contribution de la variable E, HC_{max}, ISV et Cr à l'ajustement du modèle est significative (**Annexe 4**).

Le modèle développé pour prédire la vitalité des arbres à court terme, a montré que la survie des arbres était fortement liée à l'épaisseur du liège mais aussi à l'indice de sévérité du feu, à la hauteur maximale de carbonisation et au degré d'altération du tronc. Cette survie augmente avec l'augmentation de l'épaisseur de l'écorce (facteur avec contribution positive) et la diminution de la hauteur de carbonisation, de l'indice de sévérité et du degré d'altération du tronc (facteurs avec contribution négative).

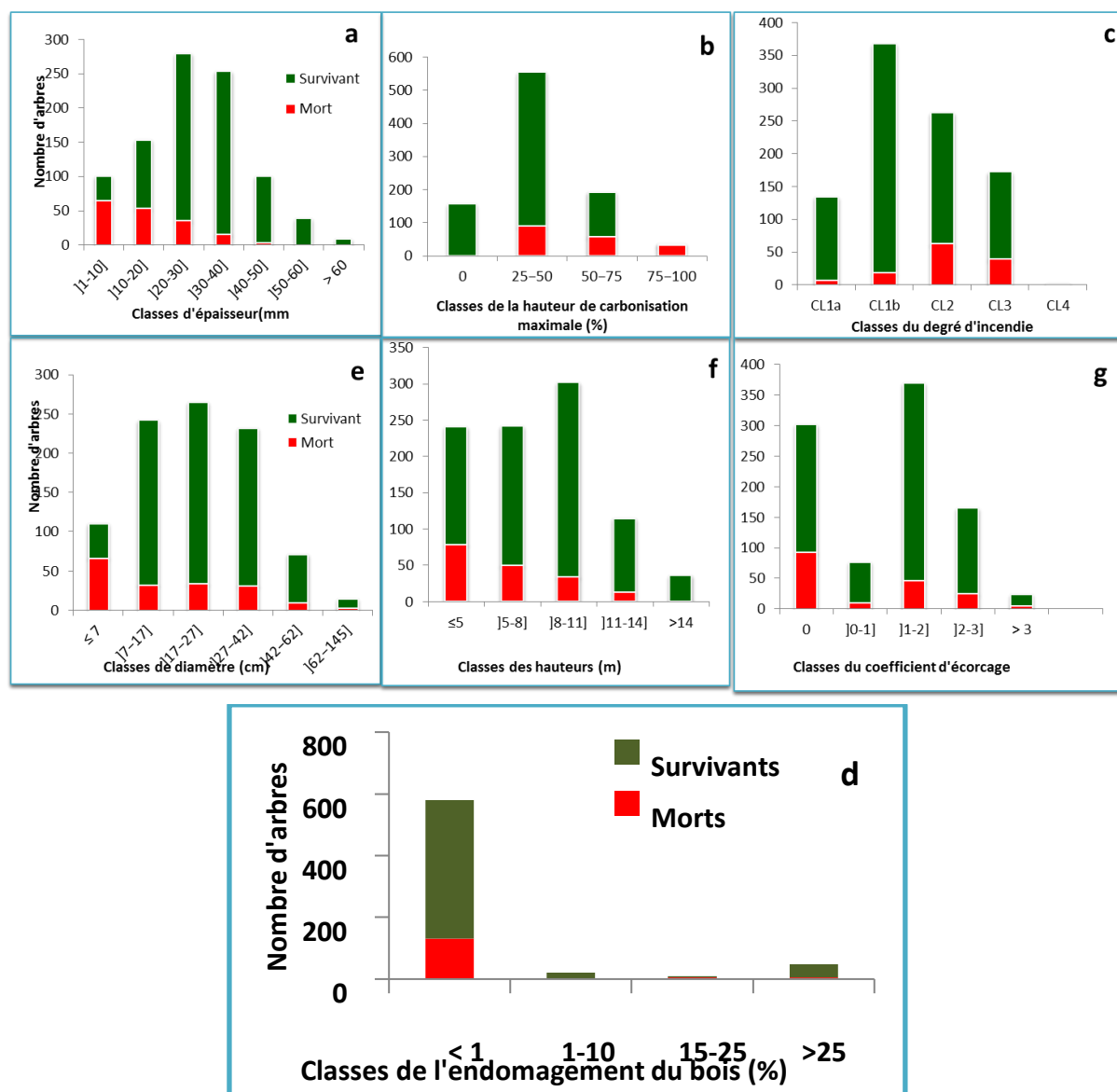


Figure 98 : Distribution par classes des variables mesurées de 938 arbres de chêne-liège brûlés en 2014 en fonction de leur statut (mort ou survivant) évalués un an après le feu.

Les troncs d'arbres survivants sont généralement recouverts d'une couche de liège moyenne supérieure à 20 mm ($30,41 \pm 11,79$ mm) contre une couche de liège inférieure à 20 mm ($15,94 \pm 13,65$ mm) pour les arbres morts. Les classes d'épaisseurs [20-30 mm] et [30-40 mm] sont dominantes expliquant que l'épaisseur moyenne du liège d'arbres survivants domine les peuplements de la zone d'étude et qu'elle constitue une protection efficace pour les arbres contre la chaleur des incendies (**Figure 98 a**). Tous les autres sujets recouverts des épaisseurs supérieures à 40mm ont survécu à l'incendie.

Les résultats montrent que 52 % des arbres-échantillons ont succombé car ils sont recouverts d'une couche de liège de moins de 15 mm d'épaisseur. Cette épaisseur est considérée

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

mince ne pouvant plus jouer le rôle de protection de l'arbre contre le feu. Pour les autres catégories d'épaisseur, on voit que le taux de mortalité est variable mais il est proportionnel à l'épaisseur du liège. On remarque en effet, que les 48 % des arbres ayant des épaisseurs de liège supérieures à 15 mm sont morts. Le facteur de mortalité de ces arbres est autre que l'âge du liège en l'occurrence l'état sanitaire de chêne liège avant le passage du feu.

Sur le plan âge du liège, les résultats montrent plus de la moitié soit 56% des arbres morts ont un liège de 1 à 6 ans ; 43 % ont un liège âgé de plus de 6 ans. Pour les survivants, il y a la prépondérance de la classe [9-12 ans] de l'ordre de 26%. Les survivants ont généralement un âge moyen de 7,76 ($\pm 5,91$ ans) contre un âge moyen de 3,60 ($\pm 4,96$ ans) pour les morts.

La vitalité des arbres après le feu est déterminée aussi par la hauteur maximale de carbonisation. La probabilité de la survie des arbres augmente avec la diminution de la hauteur affectée par le feu. En effet, les arbres survivants sont faiblement carbonisés (37,32 \pm 19,91 %) dominée par la classe 25-50%, soit un taux de survivant de 61%. Tandis que les arbres morts sont carbonisés à plus de la moitié de la hauteur dont la moyenne est de 57,43 \pm 16,78% (**Figure 98b**).

Les arbres légèrement brûlés (indice de sévérité faible), ont plus de chance de survivre après le passage du feu que les arbres sévèrement brûlés. Ces indices correspondent à la classe 1 (1^{er} degré de brûlure). Ce sont généralement les arbres de la classe 1b (taux de feuillage grillé et vert est inférieur au taux de feuillage consommé) qui survivent avec un taux de l'ordre de 46,11%. Par contre, les arbres au-delà de la classe 2 (>2^{ème} degré de brûlure) ont plus de chance de ne pas se régénérer végétativement au niveau de la couronne.

La **figure 98c** montre que 49% seulement des arbres morts sont légèrement brûlés et 90% sont fortement brûlés (C12, C13, C14).

Concernant les crevasses, le degré d'altération du tronc des arbres est faible soit (<10%) aussi bien chez les survivants (1,40 \pm 0,75) que les arbres morts est de 1,59 \pm 1,35 (**Figure 98d**).

Les troncs d'arbres survivants ont généralement un diamètre moyen de 35,94 ($\pm 26,60$ cm) contre un diamètre moyen de 20,913 ($\pm 17,98$ cm) pour les arbres morts. Pour les survivants, il y a une prépondérance de la classe à faible diamètre [17-27cm] qui correspond au stade de la jeune futaie au petit bois. La diminution d'effectifs d'une catégorie à une autre se fait de façon irrégulière (**Figure 98e**).

D'après **Catry et al. (2009)** et **Moreira et al. (2009)**, les arbres à diamètre élevé (individus âgés), sont les plus vulnérables aux dommages causés par le feu. Près de 37% des arbres morts ont un diamètre très faible ≤ 7 cm. Les classes plus supérieures (7-42cm) ont presque

le même taux de mortalité soit 19%. Une fraction de 8% seulement des arbres morts ont un gros diamètre (42-145cm). Le facteur de mortalité de ces arbres est autre que le diamètre en l'occurrence l'état sanitaire de chêne liège avant le passage du feu (**Figure 98 e**).

Les survivants ont généralement une hauteur totale moyenne de 8,76 ($\pm 3,25$ m) contre une hauteur moyenne de 6,04 ($\pm 3,55$ m) pour les morts. On remarque que le taux de mortalité est variable mais il est proportionnel à la hauteur. Notant que pour les survivants, il y a la prépondérance de la classe [8-11 cm] (**Figure 98f**).

Les survivants ont généralement un coefficient d'écorçage moyen de 1,20 ($\pm 0,97$) contre un coefficient moyen de 0,81 ($\pm 1,08$) pour les arbres morts. Les arbres survivants appartiennent plus à la classe [1-2] de l'ordre de 42,68%. Ceci explique que presque la moitié des arbres ont un coefficient d'écorçage supérieur à 1 m (**Figure 98g**).

9.2-Facteurs affectant le rythme de récupération sanitaire des arbres survivants

9.2.1- Les arbres survivants de l'incendie de 2012

Les résultats d'analyse des variables quantitatives explicatives pouvant être utilisées dans le modèle de récupération sanitaire montrent que 3 variables ont présenté un problème de colinéarité entre les prédicteurs (VIF >4). Il s'agit de : (i) surface basale (g), (ii) Diamètre du bois (D), (iii) Hauteur d'écorçage (He).

Mais cette analyse a montré un problème de colinéarité entre les variables ce qui explique une relation linéaire entre ces variables. Les paires les plus corrélées ($r > 0,60$) ainsi enregistrées sont: H-D ($r = -0,69$), He-D ($r = 0,69$), H-He ($r = 0,64$). et avec un degré moindre les variables d'exploitation.

Les variables qui montrent une relation linéaire négative ($r < -0,60$) : D- HC_{max} ($r = -0,41$) et H- HC_{max} ($r = -0,58$).

Les variables restantes ont été donc retenues dans le modèle pour sélectionner l'ensemble final des variables explicatives de la vitalité des arbres post-feu 2014.

Le **tableau 70** suivant consigne les résultats des statistiques de multi colinéarité des variables.

Tableau 70 : Statistiques de multicollinéarité des variables utilisés dans le modèle de récupération sanitaire (incendie 2012)

Statistique	E (mm)	g (m ²)	H (m)	He (m)	Ce	HC max (%)	Cr	D bois (cm)
R ²	0,1623	0,8905	0,6692	0,7830	0,5949	0,3726	0,0307	0,9401
Tolérance	0,8377	0,1095	0,3308	0,2170	0,4051	0,6274	0,9693	0,0599
VIF	1,1937	9,1293	3,0234	4,6081	2,4685	1,5939	1,0317	16,7009

La lecture du **tableau 70** montre que le R^2 est proche de 1 pour les variables présentant un problème de colinéarité ; il y a donc une relation linéaire entre les variables. Alors que la tolérance est faible, ce qui justifie leur contribution négligeable au modèle. Les valeurs du vif montrent que ces variables sont corrélées entre elles (multicolinéarité), ce qui pourrait influencer les autres facteurs et réduire la fiabilité du modèle.

L'analyse du premier modèle obtenu a révélé que le rythme de récupération sanitaire des arbres, 5 années après le feu, était significativement affecté par l'épaisseur du liège et les blessures du tronc. Les variables dendrométriques (diamètre du bois et hauteur totale) ont montré un effet significatif faible.

Globalement, la récupération sanitaire des arbres aptes à une récolte du liège flambé augmente avec l'augmentation de l'épaisseur du liège des troncs (arbres anciennement exploités), et la hauteur des arbres (arbres hauts) et la diminution du degré d'endommagement du tronc (arbres non blessés). Mais l'épaisseur de l'écorce reste déterminante dans cette récupération sanitaire. Ceci est expliqué par sa contribution positive la plus élevée (**Tableau 71**).

Tableau 71: Régression linéaire logistique pour prédire le rythme de reconstitution foliaire, cinq ans après le feu (Modèle basé sur 806 arbres survivants) : Paramètres du modèle du feu de 2012

Modèle	Variables	Valeur± erreur standard	Khi ² de Wald	Pr > Khi ²
Rythme de récupération sanitaire	Constante	-5,10±0,38		
	Épaisseur du liège	0,22 ±0,017	185,79	< 0,0001
	État du tronc	-1,29±0,19	43,97	< 0,0001
	Hauteur totale	0,089±0,024	12,79	0,0003

Valeur du modèle (± erreur standard); Constante; Épaisseur de l'écorce à 1, 30 m (mm); Hauteur du tronc (m) et le taux d'altération du bois (crevasses) (%). Résultats du *test de Wald* (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 : Nagelkerke $R^2=0,50$; Cox and Snell $R^2=0,38$; McFadden $R^2= 0,34$; AIC=932,31 avec SBC(952) > AIC ; AUC ROC= 0,88

Selon Le pseudo R^2 (Nagelkerke) indicateur de la qualité du modèle, 52 % de la variabilité de cette reconstitution foliaire est expliquée par E, H et Cr. Le reste de la variabilité est explicable par les effets mesurés dans cette analyse.

Le modèle ajusté est significativement plus performant que le modèle indépendant (l'hypothèse H0) soit $(-2 \text{ Log (Vrais.)}) = 906,35 > 506,22$.

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

On peut considérer que les variables explicatives sélectionnées apportent une quantité d'information significative au modèle et leur contribution à l'ajustement du modèle est significative.

La contribution des variables à la qualité du modèle montre que E est la variable qui influence le plus sur la reconstitution foliaire (Khi^2 de Wald=185 (**Annexe 4**)).

L'analyse du modèle final obtenu a révélé que le rythme de récupération sanitaire des arbres était significativement affecté par l'épaisseur du liège et les blessures du tronc et avec un degré moindre par la hauteur des arbres.

En effet, les arbres recouverts d'une couche de liège épaisse ($27,30 \pm 0,75$ mm et $22,94 \pm 2,34$ mm, respectivement pour les lièges de reproduction et mâle) récupèrent plus rapidement leur vigueur (bonne reprise : RV_{4-5}), que ceux recouverts de liège mince ($18,98 \pm 0,65$ mm et $17,16 \pm 1,50$ mm respectivement pour les lièges de reproduction et mâle) ; ces arbres restent affaiblis (mauvaise reprise : RV_{1-3}) durant les 5 années de végétation (**Figure 99a**).

Le second facteur était négativement corrélé au rythme de récupération sanitaire des arbres; il joue un rôle de moindre importance malgré qu'il soit significatif dans le modèle. Ceci indique que les arbres aux troncs moins crevassés ont la probabilité de récupération sanitaire plus accélérée par rapport aux arbres aux troncs blessés (**Figure 99b**).

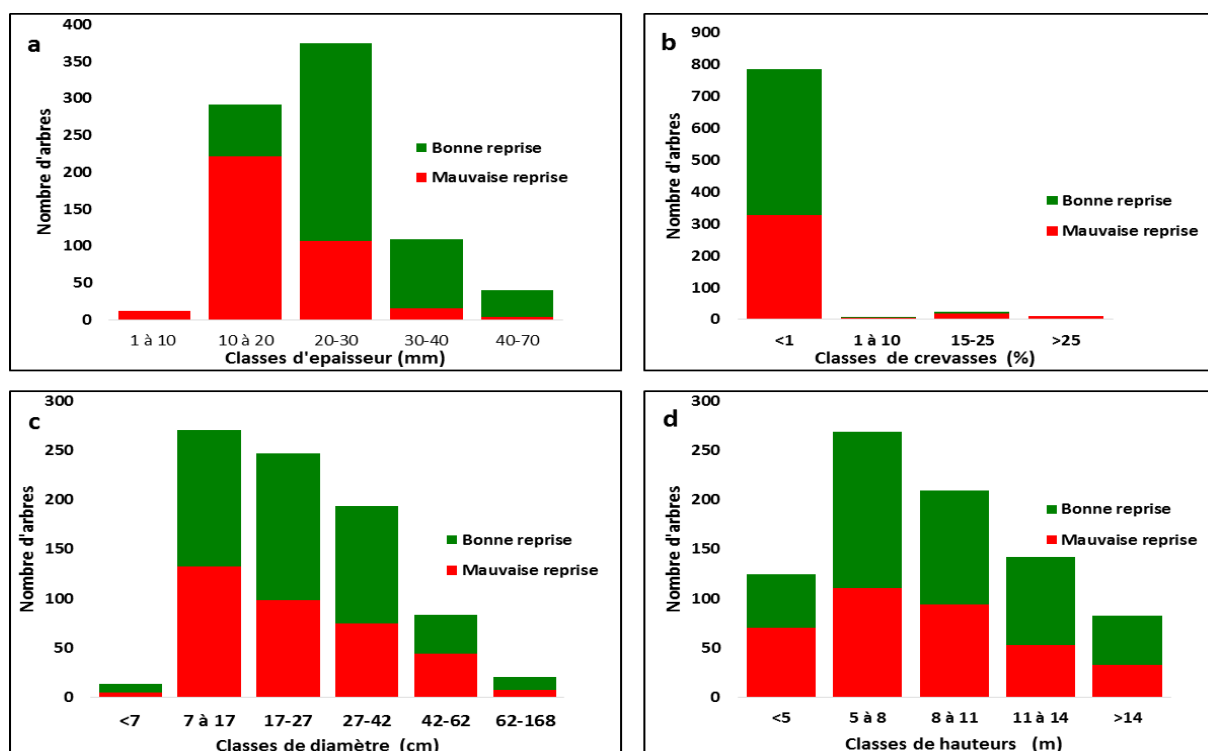


Figure 99. Distribution par classes de quatre variables mesurées de 806 arbres de chêne-liège survivants en fonction de l'importance de leur reprise végétative: Bonne reprise (récupération plus de 60% de la biomasse foliaire) et mauvaise reprise (récupération moins de 60% de la biomasse foliaire) : Evaluation faite cinq ans après le feu.

Enfin, les facteurs dendrométriques dont la hauteur inclus dans le modèle a montré un effet significatif sur la santé des arbres (**Figure 25d**). Cette variable est positivement corrélée au rythme de récupération sanitaire des arbres ; elle joue un rôle de moindre importance malgré qu'il soit significatif dans le modèle. En effet, les arbres vigoureux ont généralement une hauteur moyenne de 9,02 ($\pm 3,63$ m) contre une moyenne de 7,71 ($\pm 3,53$ m) pour des arbres affaiblis.

En ce qui concerne le diamètre ; il n'a montré aucun effet significatif sur la récupération sanitaire des arbres. Les arbres ayant récupéré leur vigueur ont un diamètre moyen similaire 30,38 ($\pm 15,88$ cm) que celui des arbres ayant resté affaibli 28,02 ($\pm 16,40$ cm) (**Figure 25c**).

9.2.2- Les arbres survivants de l'incendie de 2014

Les résultats d'analyse des variables quantitatives explicatives pouvant être utilisées dans le modèle du rythme de récupération sanitaire montrent que trois variables ont présenté un problème de colinéarité entre les prédictors (VIF >4). Il s'agit de : (i) surface basale (g), (ii) diamètre du bois (D), (iii) coefficient d'écorçage (Ce).

Enfin, le test de diagnostic de multicollinéarité a détecté une forte dépendance linéaire entre le diamètre, la hauteur ($r= 0,811$) et l'exploitabilité des arbres ($r= 0,524$). L'inclusion de la hauteur de carbonisation dans le modèle a montré un effet très significatif.

Les variables restantes ont été donc retenues dans le modèle pour sélectionner l'ensemble final des variables explicatives de la récupération sanitaire des arbres post-feu 2014.

Le **tableau 72** suivant consigne les résultats des statistiques de multi colinéarité des variables.

Tableau 72 : Statistiques de multi colinéarité des variables utilisés dans le modèle de récupération sanitaire (incendie 2014)

Statistique	E (mm)	D bois (cm)	g(m2)	H (m)	He (m)	Ce	HC max (%)	Cr	(ISV)
R²	0,310	0,990	0,978	0,410	0,710	0,832	0,138	0,095	0,166
Tolérance	0,690	0,013	0,010	0,587	0,282	0,168	0,862	0,905	0,834
VIF	1,450	76,701	57,381	1,720	3,539	5,947	1,160	1,105	1,199

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

La lecture du **tableau 72** montre que le R^2 est proche de 1 pour les variables présentant un problème de colinéarité ; il y a donc une relation linéaire entre les variables. Alors que la tolérance est faible, ce qui justifie leur contribution négligeable au modèle. Les valeurs du VIF montrent que ces variables sont corrélées entre elles (multicolinéarité), ce qui pourrait influencer les autres facteurs et réduire la fiabilité du modèle.

Le modèle développé a montré que l'épaisseur du liège à jouer un rôle significativement positif dans le rythme de reconstitution foliaire des arbres survivants ; alors que la hauteur de carbonisation et l'indice de sévérité contribuent significativement négatif dans cette récupération sanitaire mais avec un degré moindre (**tableau 73**).

La récupération sanitaire des survivants augmente avec l'augmentation de la couche du liège (âge du liège : facteur avec contributions positives) et la diminution de la hauteur de carbonisation et la sévérité du feu (facteurs avec contributions négatives).

Tableau 73: Régression linéaire logistique pour prédire la reconstitution foliaire, trois ans après le feu. Modèle basé sur 760 arbres brûlés survivants du feu de 2014.

Modèle	Variables	Valeur± erreur standard	Khi ² de Wald	Pr > Khi ²
Rythme de récupération sanitaire	Constante	3,320±0,370		
	Épaisseur du liège	0,021±0,007	9,78	0,001
	Indice de sévérité	-1,293 ±0,110	119,45	< 0,0001
	Hauteur de carbonisation	-0,025±0,006	21,79	< 0,0001

Coefficients du modèle (\pm erreur standard) : β_0 , intercept (Constante) ; Épaisseur de l'écorce à 1,30 m (mm); Diamètre du tronc (cm); Hauteur de carbonisation maximale(%) évaluation de la sévérité du feu (classes) et le taux d'altération du bois (%). Résultats du test de Wald (χ^2) et valeur p respective) (χ^2) et valeur p respective) pour évaluer l'importance de chaque variable (les variables sont classées par ordre décroissant d'importance).coefficients compris comme le R^2 entre 0 et 1 qui mesure le bon ajustement du modèle: R^2 (Nagelkerke) =0,3975; R^2 (Cox and Snell) =0,2912; R^2 (McFadden)= 0,2610; AIC=896,76 avec SBC(le critère bayésien de Schwarz) (925,81) > AIC ; AUC ROC= 0,88

Selon le pseudo R^2 (Nagelkerke) indicateur de la qualité du modèle, **39,75 %** de la variabilité de cette reconstitution foliaire est expliquée par E, HC_{max} et ISV. Le reste de la variabilité est explicable par des effets mesurés dans cette analyse.

Le modèle ajusté est significativement plus performant que le modèle indépendant (l'hypothèse H_0) soit $(-2 \text{ Log (Vrais.)}) = 912,76 > 322,45$. On peut considérer encore que les variables explicatives sélectionnées apportent une quantité d'information significative au modèle et leur contribution à l'ajustement du modèle est significative.

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

La contribution des variables à la qualité du modèle montre que ISV est la variable qui influence le plus sur la reconstitution foliaire (Khi^2 de Wald=119,45) (Annexe 4).

Pour l'épaisseur du liège, les arbres qui ont récupéré plus rapidement leur vigueur (RV_{4-5}) sont recouverts d'une couche de liège épaisse moyenne de 30,66 ($\pm 11,61$ mm). Ceux recouverts d'une couche moyenne d'environ 28,66 ($\pm 12,18$ mm) ont reconstitué faiblement leur feuillage et restés par conséquent affaiblis (RV_{1-2-3}) (Figure 100a).

Cette variable n'a pas montré beaucoup d'effet sur le taux de régénération des couronnes car la majorité des arbres restants sont déjà protégés par du liège ($E > 20$ mm). Ce résultat indique que d'autres facteurs ont contribué dans la reprise végétative.

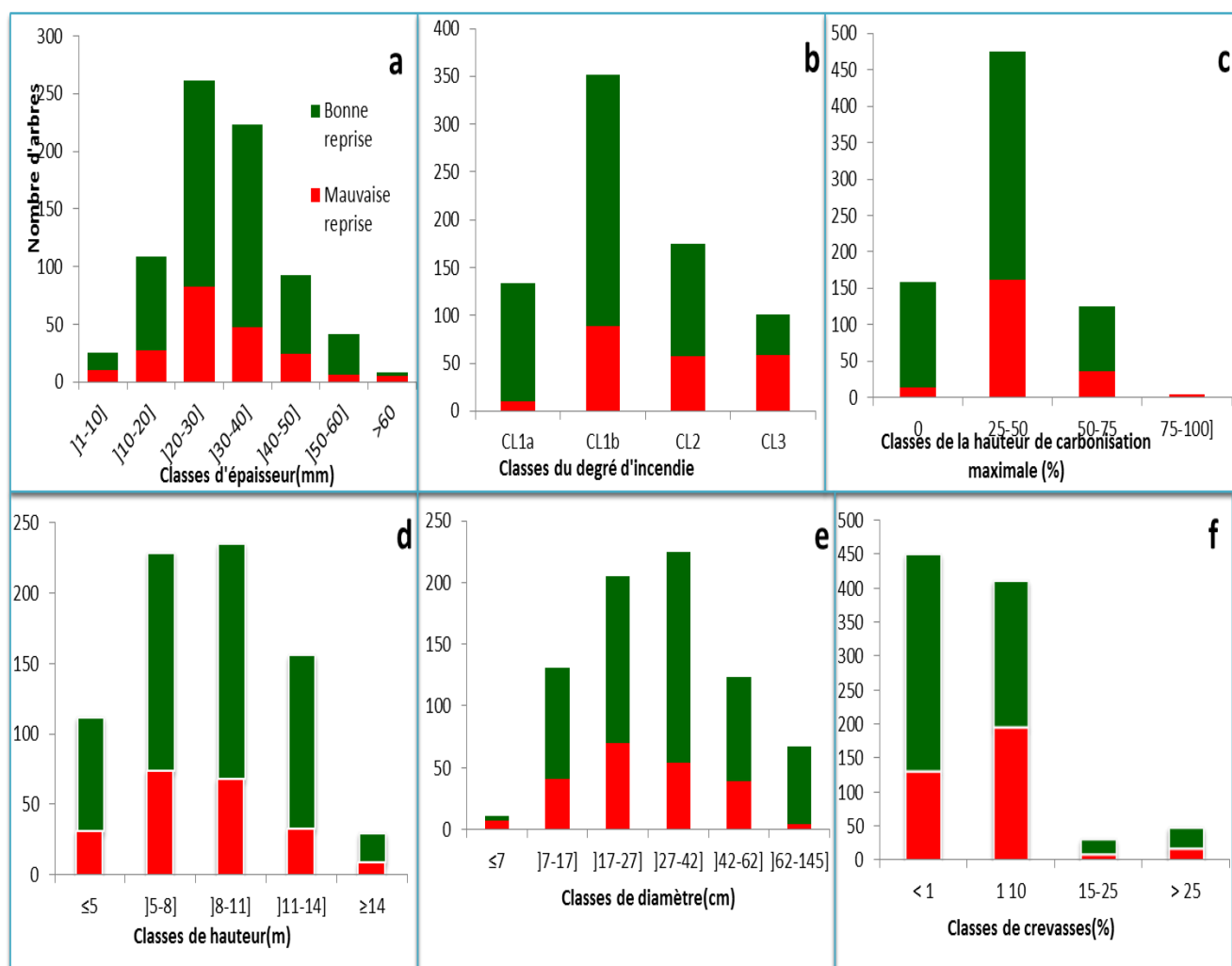


Figure 100. Distribution par classes de 6 variables mesurées de 760 arbres de chêne-liège survivants en fonction de l'importance de leur reprise végétative: Bonne reprise (récupération plus de 60% de la biomasse foliaire) et mauvaise reprise (récupération moins de 60% de la biomasse foliaire) : Evaluation faite trois ans après le feu.

Le degré de sévérité est très significatif ($< 0,0001$). En effet, les arbres vigoureux ont une moyenne de sévérité de $1,33(\pm 0,62)$ et sont légèrement touchés par le feu (classe 1). Par contre les arbres affaiblis ayant du mal à reconstituer leur feuillage en 3 années ont une moyenne de sévérité de $2 (\pm 0,83)$ (**Figure 100b**).

La hauteur de carbonisation maximale est très significative ($p < 0,0001$). Les arbres vigoureux ont une hauteur moyenne de $34,76 (\pm 21,17\%)$ contre une moyenne de $48,18 (\pm 14,09)$ pour les arbres affaiblis (**Figure 100c**).

La hauteur des arbres est non significative dans le modèle ($p = 0,85$). En effet, les arbres de la même hauteur peuvent être vigoureux $8,86 (\pm 3,24 \text{ m})$ ou affaiblis $8,47 (\pm 3,28 \text{ m})$ (**Figure 555d**).

Le diamètre variable morphologique modélisé séparément a montré un résultat non significatif. Ceci explique que les arbres qui ont récupéré leur vigueur ont un diamètre moyen de $38,71 (\pm 28,73 \text{ cm})$, valeur sensiblement identique pour ceux qui sont restés affaiblis (diamètre moyen d'environ $28,91 (\pm 15,11 \text{ cm})$) (**Figure 100e**).

Les crevasses sont non significatifs aussi ($p = 0,13$). En effet, les arbres vigoureux ont une moyenne de $1,17 (\pm 0,80\%)$ appartenant donc à la classe 1 contre une moyenne de $1,21 (\pm 0,64\%)$ des arbres affaibli de la même classe (**Figure 100f**).

La **figure 101** montre les courbes de la probabilité de bonnes reprises végétatives de la couronne des arbres brûlés en 2012 selon 4 variables explicatives.

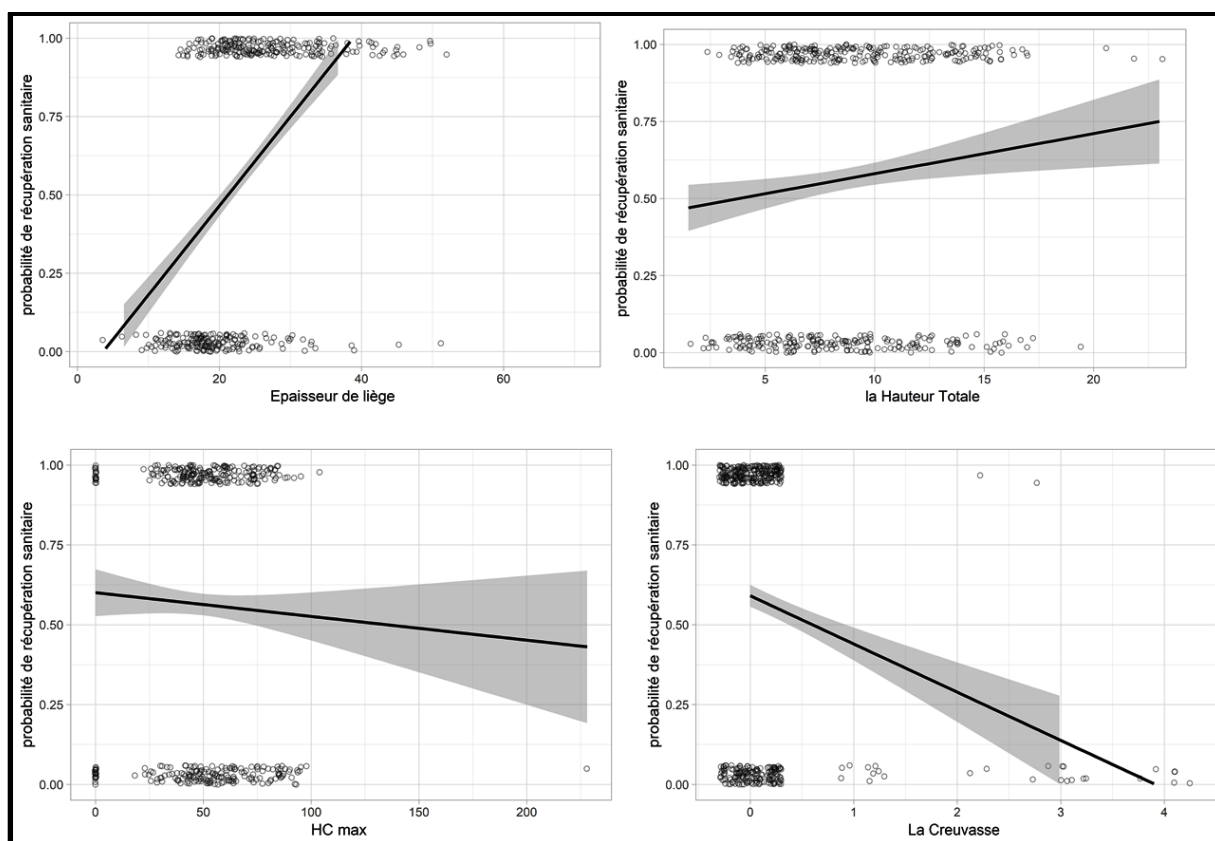


Figure 101 : Prédilection par modèle logistique de la probabilité de récupération de la cime des arbres survivants de chêne-liège déjà écorcés (feu 2012) (résultats de l’inventaire de 2017 : cinq ans après le passage du feu) 184

La lecture de cette figure montre que la probabilité d'une bonne réponse sanitaire augmente fortement avec l'augmentation de la couche du liège de reproduction. Déjà à 20 mm d'épaisseur, la probabilité de bonne régénération se situe à 50% ; ce taux atteint plus de 75% de chances avec 10 mm en plus.

Pour l'état de troncs, la bonne récupération du houppier diminue rapidement avec l'augmentation de l'importance des crevasses. La probabilité de bonne reprise végétative diminue de 25% lorsque le tronc perd plus de 10% du volume de son bois.

Par contre pour les variables hauteur de l'arbre et de carbonisation maximale, la probabilité de bonne reprise varie faiblement. Elle augmente légèrement (près de 12%) avec l'augmentation de la hauteur (de 5 m) et la diminution de la hauteur de carbonisation. Ceci montre clairement qu'une bonne régénération de la cime est observée chez les arbres dont les troncs sont recouverts d'une épaisse écorce de liège et que leur cime est plus haute.

La régénération végétative est meilleure chez les troncs d'arbres ayant subi un écorçage ancien (recouvert d'une épaisse couche de liège) et que leur cime soit plus haute. Au contraire, les jeunes arbres de la strate arbustive (cime basse) recouverts d'une écorce mince (écorcés en peu de temps avant le passage du feu) sont exposés à des difficultés de reconstitution de la masse foliaire même après 5 années.

9.3- Interaction potentielle entre l'aptitude du peuplement à la récolte du liège brûlé en 2012 et les facteurs du milieu :

9.3.1-Analyse de l'AFC

Les résultats de l'A.F.C et les projections des variables sur le premier plan factoriel (A1x A2) qui représentent 63.87% de l'inertie totale du nuage, sont représentés dans le **tableau 74** et la **figure 102**.

La première lecture de ces résultats d'analyse montre que près de la moitié des sites et la majorité des variables du milieu retenus contribuent fortement sur l'un des 2 premiers axes du plan factoriel.

Tableau 74 : Contributions absolues des principaux sites et variables explicatives sur les deux premiers axes factoriels (A1 et A2).

Sites	Contributions des sites		Variables	Contributions des variables	
	A1 (33,74%)	A2 (30,13%)		A1 (33,74%)	A2 (30,13%)
1	-0.172	-0.015	Hd	-0.236	-0.025
2	-0.259	-0.065	Ds	0.137	0.451
3	-0.088	-0.169	G	-0.187	0.117
4	0.100	0.096	Alt	-0.098	-0.194
5	0.337	-0.225	P	0.001	-0.056
6	-0.040	-0.110	Expo	0.241	-0.016
7	0.130	-0.107	Is	0.274	-0.158
8	0.213	-0.156	Rec	0.168	-0.117
9	0.213	-0.156			
10	-0.179	-0.051			
11	-0.047	-0.110			
12	0.043	-0.109			
13	0.490	0.275			
14	0.014	0.467			
15	-0.129	0.276			
16	-0.237	0.010			
17	-0.145	0.153			
18	0.040	0.295			
19	-0.005	-0.040			
20	-0.008	-0.028			
21	-0.200	-0.125			

Les valeurs en gras indiquent les contributions fortes sur l'axe correspondant.

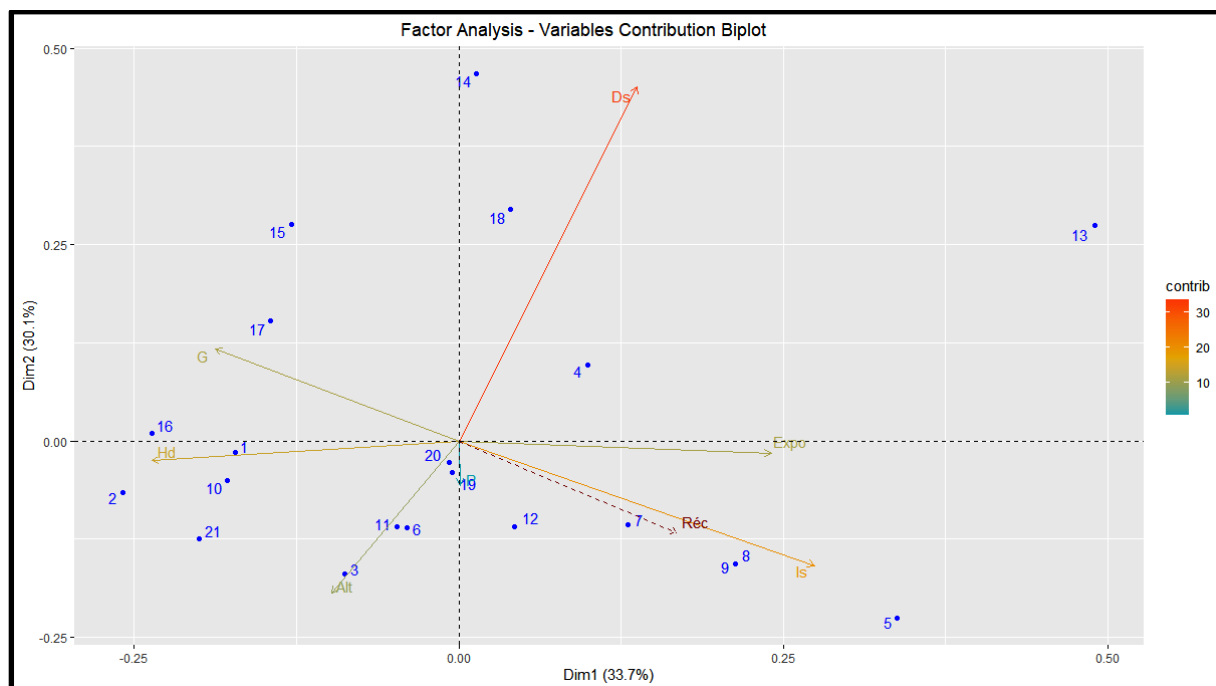


Figure 102 : Représentation dans le plan factoriel ($A_1 \times A_2$) des caractéristiques du milieu et l'aptitude de récolte du liège flambé des 21 sites (brulés en 2012).

En effet, sur le premier axe fournissant 33.7% % de la part d'information, la variable supplémentaire aptitude du site à la récolte du liège brulé (Rec) est bien corrélée à l'état général de santé du peuplement (Is) et à l'exposition (Expo) ; elle s'oppose aux variables de croissance (Hd et G). Cela signifie que les peuplements ayant bien récupéré leur état de santé (avec des indices de santé élevés) et aptes à une exploitation précoce du liège flambé sont localisés dans des expositions favorables (ouest) et se trouvent dans des stations fertiles (productivité forestière supérieure). Ces peuplements favorables s'opposent (côté négatif de l'axe 1) à ceux qui sont localisés dans des stations moins fertiles caractérisées par une croissance faible des arbres (contribution négatives de la hauteur dominante et la surface terrière). Ces peuplements sont dans un état de santé médiocre à moyen et par conséquent ne pourront pas recevoir un écorçage proche.

Sur l'axe 2 (avec 30.13 % d'inertie), les peuplements denses (>250 tiges. ha^{-1}) sont localisés à des altitudes plus basses du massif forestier s'opposant ainsi aux peuplements moyens à clairs en altitude plus haute ($>800m$).

D'une manière générale, la variable densité du peuplement 'Ds' a influencé un peu l'analyse mais les contributions des autres variables sont équilibrées et non négligeables à l'exception

de la variable P. Les variables récolte du liège et l'indice de santé sont très influencés par l'Exposition. Les variables surface terrière 'G' et la hauteur dominante 'Hd' sont naturellement très liées entre elles. Celles-ci caractérisent les conditions de croissance des arbres. Enfin la variable pente du terrain 'P' n'a montré aucune influence sur les capacités de reprise sanitaire et de récolte du liège.

La classification des sites et des variables type UPGMA pour identifier les groupes homogènes a révélé 4 groupes de variables homogènes (**Figure 103**).

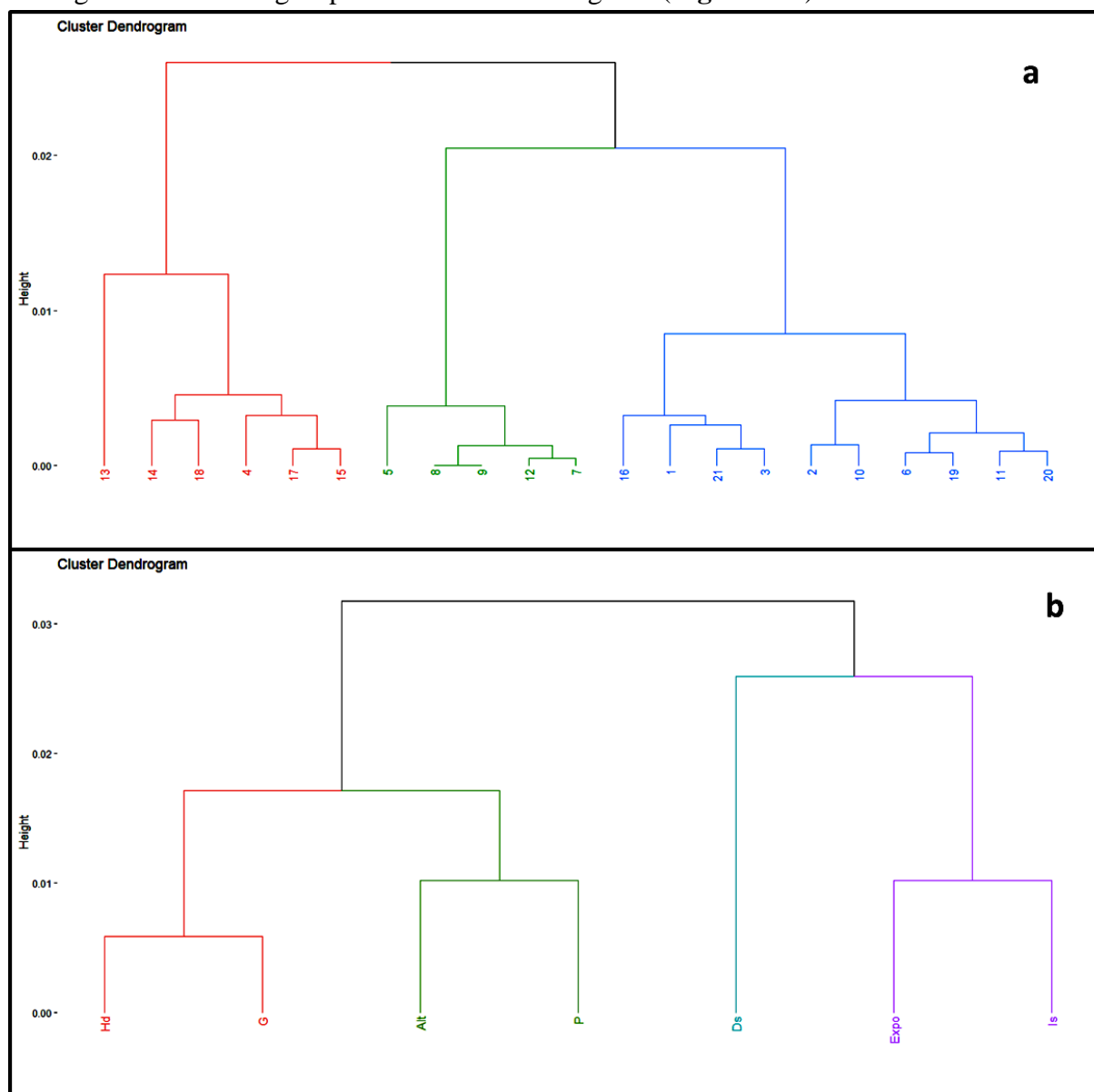


Figure 103 : Classification des sites (a) et variables (b) en groupes homogènes selon l'aptitude du peuplement à la récolte du liège flambé. Classification de type UPGMA a 1000 bootstrap, les distances appliquées à l'UPGMA sont des distances Euclidiennes par la méthode des Moyennes Arythmiques. La Qualité de représentation des variables et des parcelles mesurées en " Cos² " est très bonne.

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

Le groupe 1 caractérise les variables de croissance des arbres et de productivité forestière,

Le groupe 2: compte les variables topographiques comme l'altitude et la pente.

Le groupe3 : est représentée par la densité du peuplement

Le groupe4 : contient l'état de santé lié à l'exposition du terrain (exposition dominante des pluies).

En ce qui concerne la classification des sites d'étude, la **figure 103** montre 3 grands groupes :

Groupe1 : compte 6 sites dont 4 contribuent positivement fort sur l'axe 2.

Groupe 2 : compte 5 sites dont 3 contribuent positivement fort sur l'axe 1

Ces deux grands groupes de 11 sites dont 7 contribuent fortement sont assez denses et en bon état de santé. Ces sites aptes à la récolte du liège sont localisés dans les expositions favorables. Ils s'opposent aux 10 sites restants dont 4 contribuent fortement dans les 2 côtés négatifs du plan factoriel. Ce sont des peuplements à croissance défavorable se trouvant dans un état de santé non satisfaisant et en altitudes plus hautes. Ils sont considérés inaptes à la récolte du liège.

9.3.2- Analyse de l'ACP

La lecture des résultats montre que les deux premiers axes générés par l'analyse de correspondance expliquaient 53.84% de la variance (**Figure 104**).

En effet, le **premier axe** (taux d'inertie de 33.80%), a dégagé les principales corrélations positives existantes entre quatre facteurs opposés. Il s'agit de deux facteurs indicateurs de santé du peuplement (proportion d'arbres vigoureux et indice de santé) sur le côté positif, et deux autres indicateurs d'âge et de croissance des arbres (hauteur dominante et surface terrière). Sur cet axe, sont séparés les peuplements en bonne santé ($IS > 3.00$) et aptes à la récolte du liège brûlé ($> 60\%$ d'arbres vigoureux) de ceux considérés encore affaiblis et exclus de toute remise en production ($< 60\%$ d'arbres vigoureux).

Cependant, les placettes constituant des peuplements aptes à la récolte du liège brûlé sont de l'ordre de 42% du total des placettes ($n=33$) ce qui est relativement faible. Ces arbres sont situés sur un relief de pente moyenne abrupte de $22,35(\pm 6,76\%)$ et d'altitude moyenne de $843,31(\pm 55,56 \text{ m})$. Ils sont de type petit bois à bois moyen, moyennement denses dont la densité moyenne est de $230 (\pm 66 \text{ tiges. ha}^{-1})$ en bon état sanitaire avec un indice de santé moyen de $(3,56 \pm 0,35)$. La proportion d'arbres vigoureux moyenne est de $74,50 (\pm 9,43\%)$. Les peuplements sont hauts dont la hauteur moyenne est de $(12,14 \pm 2,58 \text{ m})$ avec une surface terrière moyenne très faible de $(5,91 \pm 4,51 \text{ m}^2/\text{ha})$. Ces arbres sont recouverts d'une couche de liège épaisse de reproduction ou vierge moyenne de $25 (\pm 3,28 \text{ mm})$.

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

âge > *9ans) sont en bonne santé et aptes à la récolte du liège flambé (côté négatif) par rapport aux peuplements récemment récoltés (côté positif) qui sont généralement affaiblis.

Sur le côté négatif de cet axe (58% des placettes) (n=44) sont répartis les peuplements non exploitables (< 60% d'arbres vigoureux), situés sur un relief de pente moyenne de 23,28 (\pm 7,50%) et d'altitude moyenne de 831,71 (\pm 51,93m).

Ils sont de type petit bois à bois moyen, moyennement denses dont la densité moyenne est de 300 (\pm 123,96 tiges. ha⁻¹). La proportion d'arbres vigoureux moyenne est de 37,89 (\pm 13,86 %). Les peuplements sont hauts dont la hauteur moyenne est de 12,84 (\pm 2,95m) avec une surface terrière moyenne très faible de (6,48 \pm 3,94 m²/ha) . Ces arbres sont recouverts d'une couche du liège moyenne de (20,33 \pm 3,89) mais ils sont dans un état sanitaire moyen avec un indice de santé moyen de (2,45 \pm 0,66).

Par ailleurs, sur l'axe 2, l'épaisseur du liège est associée positivement avec la proportion d'arbres vigoureux et l'indice de santé. D'après ces résultats on peut dire que les peuplements dont les arbres recouverts d'une couche du liège épaisse ($E \geq 25\text{mm}$) sont en bonne santé et aptes à la récolte du liège flambé par rapport aux peuplements recouverts d'une couche de liège ($E \leq 20\text{mm}$) qui sont moyennement sains et non exploitables.

De plus, l'ACP montre que la plupart des peuplements appartenant à deux ensembles d'exploitation du liège flambé a des partitions similaires le long de chacun des deux axes en raison de leur regroupement près du centre d'ordination. Ceci montre que les placettes d'échantillonnage qualifiées aptes ou non à la récolte du liège sont relativement homogènes (les valeurs moyennes proches) et leur répartition à travers toutes les variables topographiques, forestières, sanitaires et d'exploitation indiquent une hétérogénéité spatiale et cartographique. Cette hétérogénéité s'observe clairement dans la **figure 105** suivant où l'ordre des 64 placettes sont réparties indifféremment entre elles.

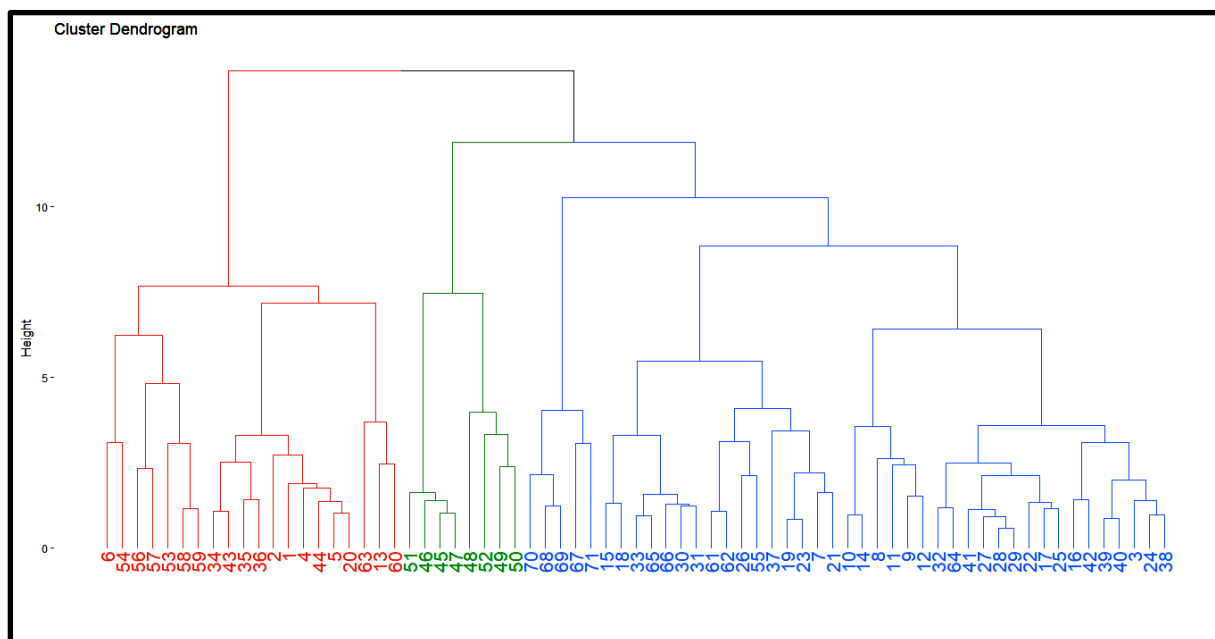


Figure 105 : Hiérarchisation des placettes selon l'effet des variables sur l'aptitude des peuplements à la récolte du liège flambé après 5 années du passage du feu (2012)

10-Impact des incendies de forêts sur la subéraie

Bien que le chêne-liège soit considéré comme une espèce méditerranéenne résistante au feu de forêt, ce dernier ne reste pas sans impact sylvicole et économique.

10.1-Impact sur la structure des peuplements

Les incendies de forêt surtout ceux intenses affectent considérablement la structure, la composition et la dynamique des peuplements. Dans nos conditions de travail, les feux de forêt de 2012 et 2014 ont engendré des effets néfastes sur l'écosystème en perturbant son fonctionnement normal (productivité forestière : bois et liège). La caractérisation forestière des peuplements après le passage du feu est représentée dans les tableaux et figures ci-après.

10.1.1-la densité des peuplements

10.1.1.1-Cas du feu de 2012

Les résultats de calcul des densités des peuplements (perdue : Dm et restantes : Dr) des 21 sites brûlés en 2012 après le passage du feu sont consignés dans le **tableau 75** et distribués dans la **figure 106** suivants.

Tableau 75 : Densité des peuplements après le passage du feu (Dr : tiges survivantes.ha⁻¹ des 21 sites brûlés en 2012 ; Dm : densité de mortalité, Dr : densité restante sur pied)

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

Sites	Densité initiale du peuplement avant le feu (Ds)	Densité des arbres morts (Dm)	Taux de réduction de la densité initiale (%)	Densité restante après le feu (Dr)
S.D01	332	22	7	310
S.D02	210	11	5	199
S.D03	260	17	7	243
S.D04	343	28	8	315
S.D05	194	23	12	171
S.D06	177	17	10	160
S.D07	216	17	8	199
S.D08	232	22	9	210
S.D09	260	6	2	254
S.D10	205	11	5	194
S.D11	249	39	16	210
S.D12	216	17	8	199
S.T13	183	39	21	144
S.T14	304	133	44	171
S.T15	232	88	38	144
S.D16	454	133	29	321
S.D17	420	215	51	205
S.D18	371	166	45	205
S.D19	205	34	17	171
S.D20	315	72	23	243
S.D21	387	199	51	188
Globale	274	62	23	212

La lecture de ce tableau montre qu'après la mortalité des arbres par le feu, la densité moyenne globale des peuplements s'est réduite de 23% pour atteindre 212 (± 50 tiges ha⁻¹). Ceci indique que le peuplement est toujours moyennement dense. Cette nouvelle densité oscille entre 144 et 321 tiges ha⁻¹ selon les sites. On remarque aussi, que tous les sites d'étude ont subi une diminution de la densité de leur peuplement (Dm) suite à la mortalité des arbres mais avec un degré variable (**Figure 106**).

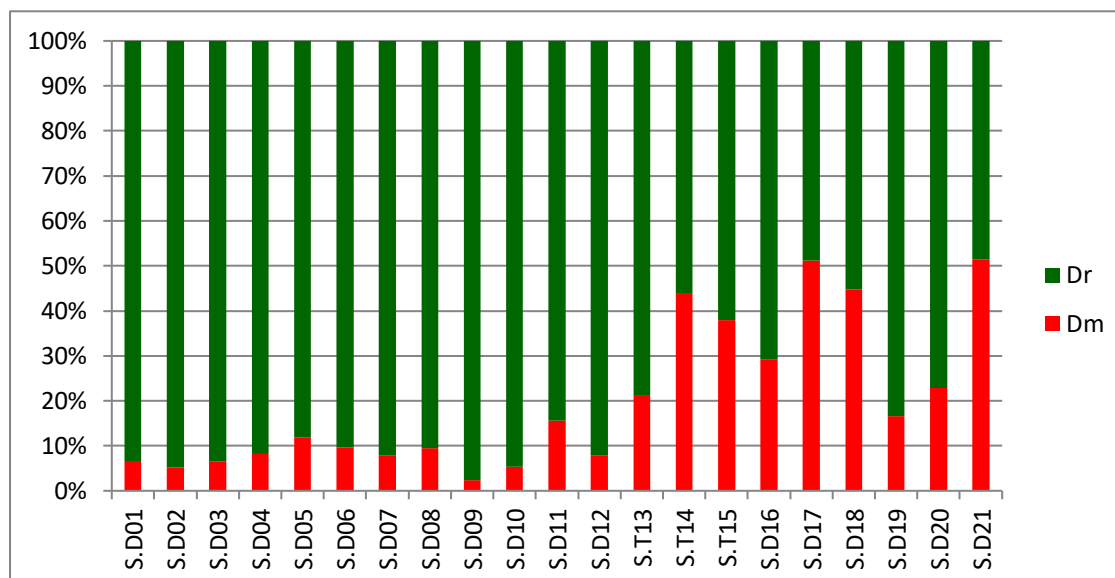


Figure 106 : Distribution des taux (%) des densités de mortalité (Dm) et finale (Dr) des 21 sites après le passage du feu de 2012.

Cette densité varie entre 2% dans le site S.D9 et 51% dans les sites S.D17 et S.D21. La majorité des sites (n=15 ; 71%) ont perdu moins de 30% de leur densité initiale (**Figure 106**). Cependant, après la mortalité des arbres, une partie des sites (n=11, 52%) est devenue claire ; le reste des sites sont moyennement dense à dense.

10.1.1.2-Cas du feu de 2014

D'après le **tableau 76**, on remarque qu'après la mortalité des arbres par le feu de 2014, la densité moyenne globale des peuplements diminue de 20.58% pour atteindre 253 (± 113 tiges ha⁻¹). Ceci indique que le peuplement est devenu généralement moyennement dense par rapport au peuplement initial qui était dense. Cette nouvelle densité varie entre 77 et 487 tiges ha⁻¹ selon les sites.

A l'échelle des sites d'étude, la diminution de la densité de leur peuplement (Dm) est variable de 0 à 68% (**Tableau 76 ; Figure 106**).

Tableau 76 : Densité des peuplements (Dp : tiges restantes. ha⁻¹) après le feu de 2014 dans les sites d'inventaire

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

Sites	Densité initiale du peuplement avant le feu (Ds)	Densité des arbres morts (Dm)	Taux de réduction de la densité initiale (%)	Densité restante après le feu (Dr)
SK	216	44	20	172
SA2	210	5	2	205
SS	199	0	0	199
SB	277	0	0	277
ST1	354	83	23	271
SCH	304	0	0	304
SD	470	45	10	425
SDJ	216	17	8	199
SBO	476	188	39	288
SH1	244	167	68	77
SH2	260	0	0	260
SA1	177	66	37	111
ST2	310	89	29	221
STB1	593	106	18	487
STB2	564	77	14	487
SR	277	95	34	182
SI	265	127	48	138
Globale	318,35	65,23	20,58	253,11

En plus, la majorité des peuplements (n=7 ; 41%) ont vu leur densité réduite de moins de 30% (**Figure 106**). Après le passage du feu, les peuplements denses sont rares mais dominés par les densités claires et moyennes.

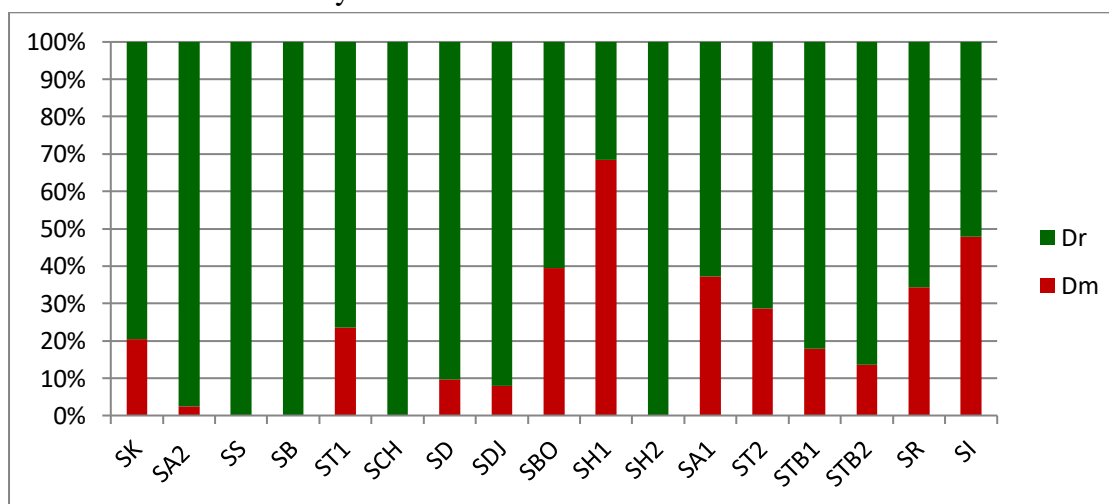


Figure 106 : Distribution des taux (%) des densités de mortalité (Dm) et finale (Dr) des 17 sites après le passage du feu de 2014.

10.1.1.3-Cas des feux de 2012 et 2014

Les feux survenus dans le massif forestier de Texenna ont eu un impact négatif sur la densité des peuplements qui se traduit par une réduction qui est de l'ordre de 22% par rapport à la densité initiale. La densité moyenne finale est de l'ordre de 232 tiges ha⁻¹ ; les peuplements sont moyennement denses. Les sites clairs dominent avec 44%, suivis par les sites à densité moyenne avec 34%, par contre les sites denses à très denses deviennent de plus en plus rares dans le massif (18%) (**Figure 108**).

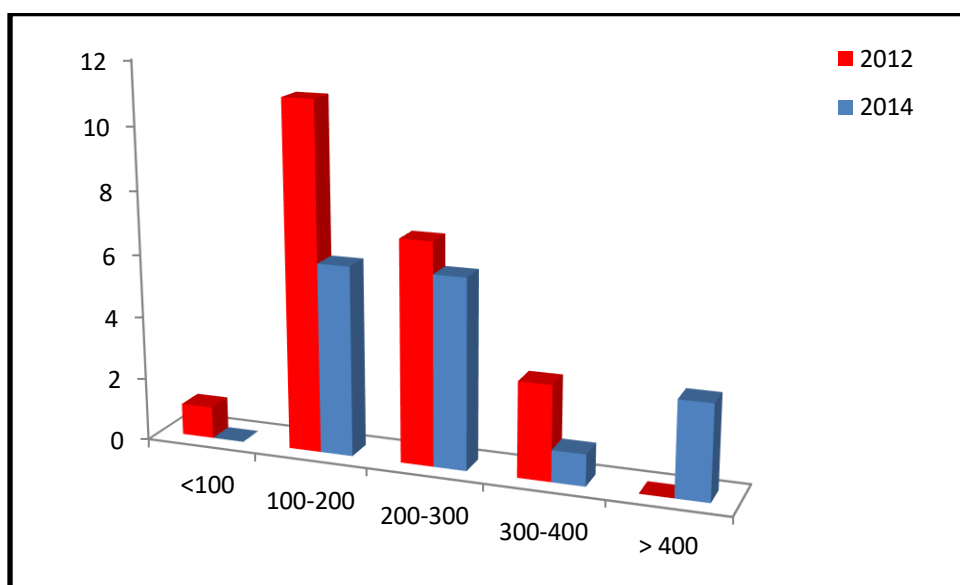


Figure 108 : Distribution des sites d'étude (n=38) par densités finales après le passage des feux de 2012 et 2014.

10.1.2-La surface terrière

Selon la densité de mortalité des arbres et la taille de ces derniers, les résultats de calcul de la surface terrière des peuplements après le passage du feu montrent une réduction de 15% (tous sites confondus : 2012-2014) ce qui correspond à une surface terrière perdue de 1.03 m².ha⁻¹. Cette surface passe alors de 8.74 (±12.19 m².ha⁻¹) à près de 7.71 (±12.28m².ha⁻¹). Cette réduction est très variable entre les sites (CV : 88de 0 et 88%. Mais la majorité des sites ont vu leur surface terrière réduites de moins de 30% (n=30, 80%) %) (**Annexe 5**).

10.1.3-Structure des diamètres des arbres restants sur pied

Les résultats d'inventaire des diamètres des arbres survivants après le passage des deux feux dans le massif forestier sont représentés dans les **figures 109 et 110**.

10.1.3.1-Cas du feu de 2012

Les résultats de la répartition des effectifs des arbres restants sur pied par classes de diamètres (n=806) est toujours monomodale par rapport à la structure initiale avec une dissymétrie à gauche (**figure 109**) suivant toujours une tendance d'une distribution normale. Cette distribution conserve à la subéraie sa structure irrégulière. La lecture de cette figure montre que les feux ont affecté toutes les catégories de diamètres des arbres ; mais avec des proportions variables.

Ceci indique qu'après les feux, les peuplements sont toujours composés d'arbres de différents âges et dimensions avec une dominance en faveur toujours des diamètres compris entre 20 et 30 cm (33,01 %) et avec un degré moindre de ceux de la classe 10-20 cm (27,55 %). Ceci explique que ces catégories d'arbres sont moins affectées par la mortalité. Le reste des classes ont conservé globalement leur proportion dans la nouvelle structure des diamètres comparativement à celle enregistrée avant le passage du feu (**figure 48**).

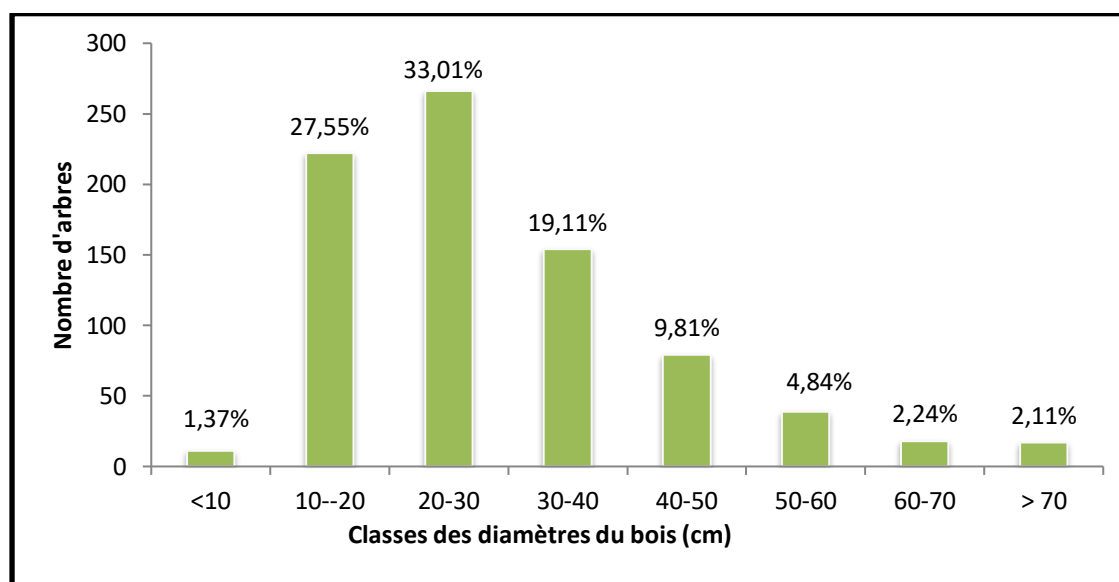


Figure 109: Histogrammes de distribution des 806 arbres restants par classe de diamètre dans les 21 sites d'étude après feu.

10.1.3.2-Cas du feu de 2014

Les résultats de la répartition des effectifs des arbres restants sur pied par classes de diamètres (n=760) est toujours monomodale avec une dissymétrie à gauche (**Figure 110**). Cette distribution conserve à la subéraie sa structure irrégulière déjà enregistrée avant le feu.

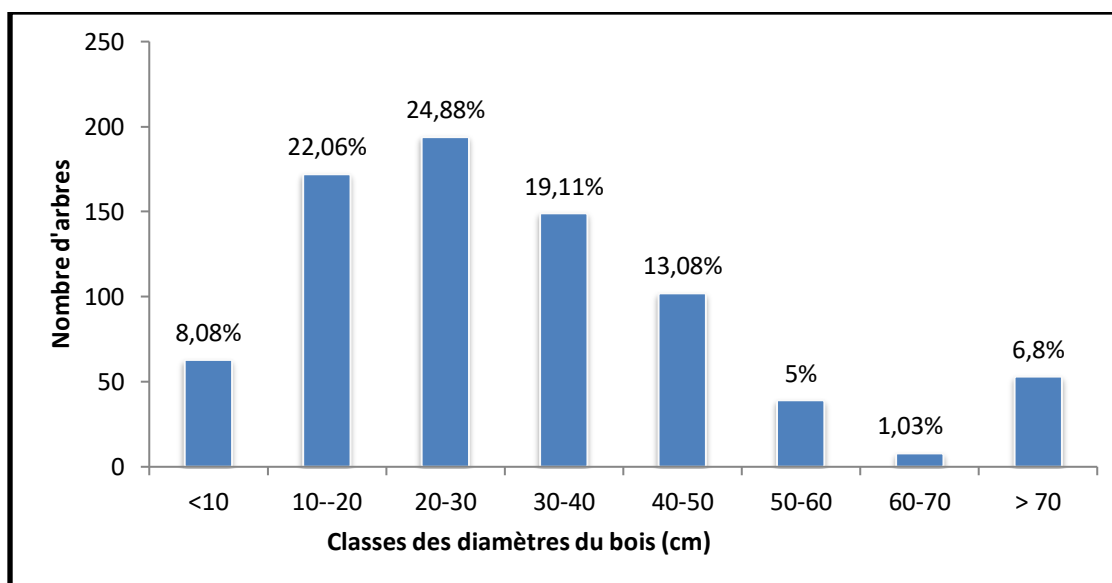


Figure 110: Histogrammes de distribution des 760 arbres restants après feu de 2014 par classe de diamètre dans les 17 sites d'étude.

D'après cette figure, on constate que toutes les catégories de diamètres sont présentes dans le peuplement avec des taux relativement proches par rapport aux catégories de classes enregistrées avant le feu (**Figure 52**). On note, toujours la dominance des diamètres de la classe 2 (20-30cm) avec 24,88 % et avec un degré moindre de ceux des classes 1 (22,06 %) et 2 (19,11%). Ceci explique, que le feu n'a pas affecté la structure globale du peuplement car la mortalité a touché toutes les catégories d'arbres.

10.1.4- Structure des peuplements

10.1.4.1-Cas du feu de 2012

Les résultats des mesures des diamètres des arbres restants et leur type de bois correspondant nous ont permis de caractériser la structure globale des peuplements du chêne-liège après le feu. En effet, la **figure 111** montre une allure globale similaire à celle enregistrée avant le passage du feu (**Figure 49**).

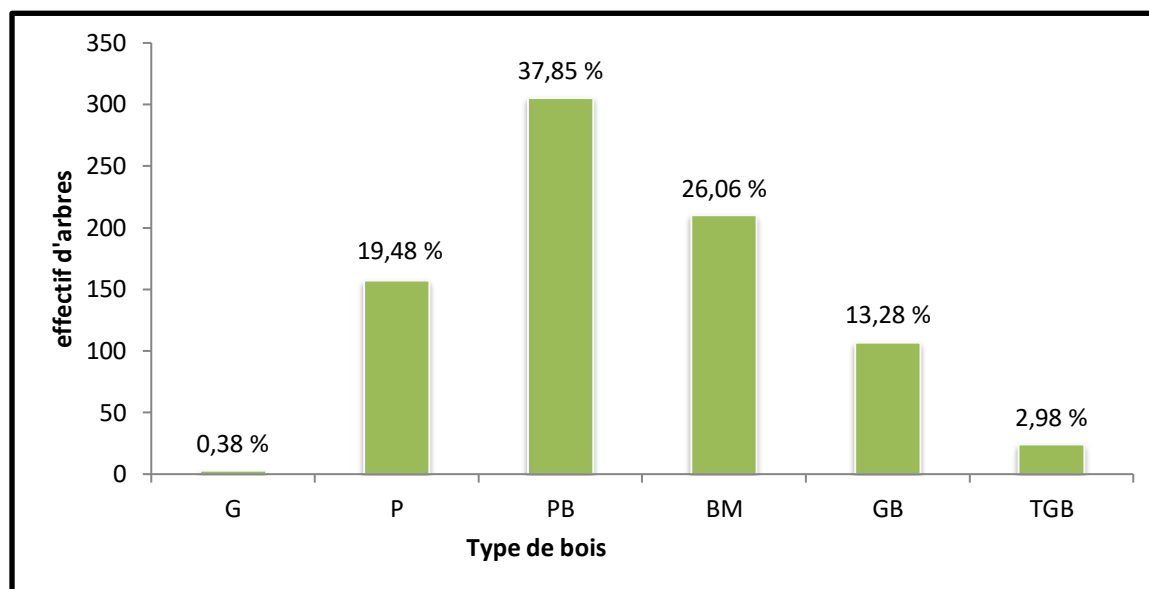


Figure 111: Histogrammes de distribution globale des types de bois des arbres restants (n=806 après le feu (% : taux de bois épargné des arbres morts))

Ainsi, les perches, petits et moyens bois sont préservés dans le peuplement avec les mêmes taux moyens ($\approx 28\%$). Dans cette nouvelle structure, les arbres sont présents avec des taux variant entre 37,85 % pour les petits bois et 26,06 % pour les bois moyens contre 37,43 % et 25,05 % respectivement dans l'ancienne structure (**Figure 49**).

Ceci indique qu'une part de très jeunes types de bois (gaules et perches) est résistant à l'action du feu (la mortalité de la tige) ainsi que les vieux types de bois (gros et très gros bois). Ils sont préservés dans le peuplement à près de 32%. Après le feu, le peuplement préserve toujours sa structure globale avant le feu à dominance du petit bois et bois moyen. Ceci indique que nous sommes toujours dans une subéraie à petit bois.

10.1.4.2-Cas du feu de 2014

Les résultats des mesures des diamètres des arbres restants sur terrain et leur type de bois correspondant nous ont permis de caractériser la structure globale des peuplements du chêne-liège après le passage du feu. En effet, la **figure 112** suivante montre une allure globale similaire à celle enregistrée avant le passage du feu.

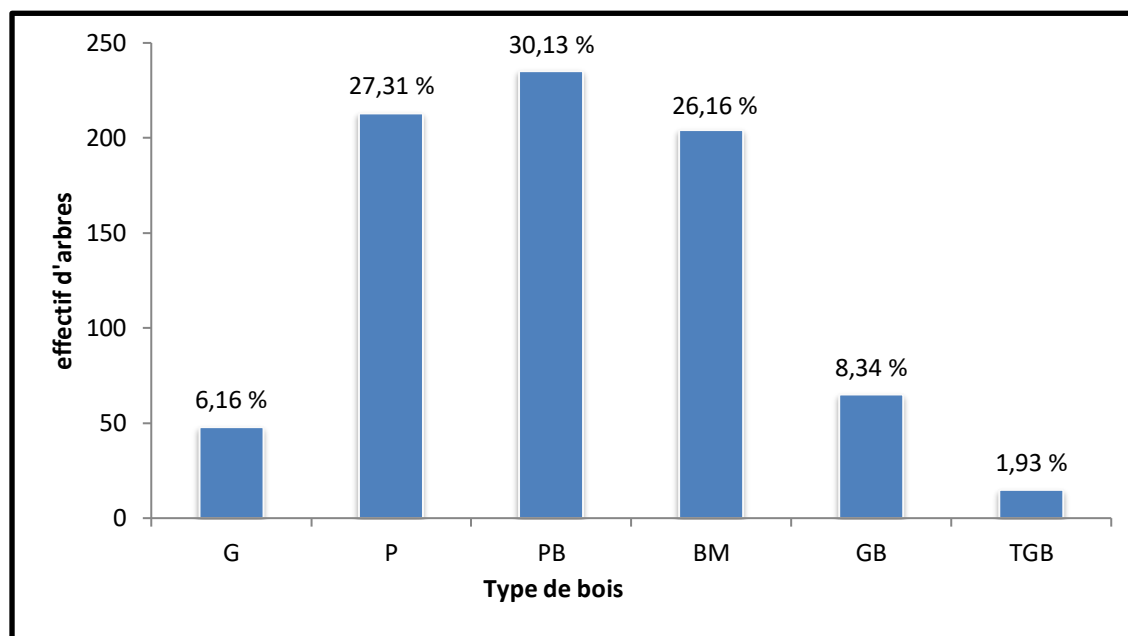


Figure 112 : Histogrammes de distribution globale des types de bois des arbres restants (n= 760) après le feu de 2014 (% : taux de bois épargné des arbres morts)

La lecture de cette figure, montre les perches, petits et moyens bois sont préservés dans le peuplement avec les mêmes taux moyens ($\approx 27\%$). Dans cette nouvelle structure, les arbres sont présents avec des taux variant entre 30,13 % pour les petits bois et 27 % pour les perches et bois moyens contre 25-28% respectivement dans l'ancienne structure (**Figure 53**). Après le feu, le peuplement préserve toujours sa structure globale avant le feu.

10.2-Impact sur la productivité subéricoles

10.1-Estimation de la production du liège de reproduction d'un arbre moyen

Les estimations de la production du liège de reproduction d'un arbre moyen parcouru par les feux ont été calculées pour tous les arbres échantillons brûlés en 2012 et 2014. Ces arbres totalisent un effectif de 1294 déjà écorcés par rapport à l'effectif total de 1980 sujets. Ces arbres sont répartis sur une superficie totale de 7 hectares ce qui représente une densité moyenne de 185 tiges ha⁻¹. Les résultats de calcul sont représentés dans le **tableau 77**.

Tableau 77 : Poids moyen (P_{moy} : kg) en liège sur pied par catégorie du liège et type de bois lors de passage des feux de 2012 et 2014 dans les 148 placettes (n=1294)

Type de liège	Flotte	Mince	Juste	Régulier	Epais
Type de Bois	<20mm	21-27mm	27-31mm	32-40mm	>40mm
Perche (P)	2,11	3,59	5,17	24,05	13,37
Petit Bois (PB)	3,56	7,33	16,70	47,5	45,04

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

Bois Moyen (BM)	8,66	18,02	30,47	72,25	90,52
Gros Bois (GB)	18,98	38,84	48,59	60,91	91,22
Très Gros Bois (TGB)	62,85	79,13	133,56	158,27	184,46
Épaisseur moyenne (mm)	12,83	23,13	29,78	36,36	48,33
Nombre échantillons (n)	413	346	203	173	159

La lecture de ce tableau montre que le poids du liège sur pied lors du passage des feux est variable selon la taille de l'arbre et l'épaisseur du liège (ou âge du liège). Mais la production du liège à l'échelle de l'arbre est proportionnelle à la taille de l'arbre. Les mêmes résultats sont obtenus par **Naggar (2021)** dans son travail sur les potentialités subéricoles de la subéraie de montagne du Parc National de Teniet El Had (Tissemsilt).

Elle a signalé avant tout que la masse volumique et le rendement moyen de liège fourni par mètre carré de planche consignés dans le **tableau 78** varient selon le type de liège (épaisseur) et le type de bois (diamètre).

Les caractéristiques du liège de de Texenna (sublittoral) sont différentes de celles du liège de Teniet el Had (liège de montagne). Dans cette zone d'altitude, le liège est moins dense (230 kg.m^{-3}), le poids moyen par unité de surface est de 5.58 kg/m^{-2} (**Naggar et al, 2019**).

Tableau 78 : Poids moyens en liège sur pied par catégorie du liège et type de bois selon (Naggar, 2021)

Type Liège	Flotte	Mince	Juste	Régulier	Épais
Type bois	<22mmm	22-27mm	27-31mm	32-40mm	>40mmm
Petit Bois	4,64	5,95	7,75	8,27	*
Bois moyen	8,41	10,09	11,49	13,53	15,81
Gros bois	11,74	15,19	18,38	19,96	24,07
Très gros bois	15,88	24,56	31,20	31,14	37,44
Épaisseurs du liège (mm)	16	25	30	36	46
Masse volumique (kg.m³)	247	225	231	213	187
Rendement (kg.m²)	4,5	5,6	6,6	7,6	8,9

Comparativement au poids du liège des arbres de Teniet El Had, les arbres de chêne liège du massif forestier sont plus productifs. Les petits bois donnent en moyenne entre 3 et 45 kg du liège selon l'âge du liège. A l'âge de référence de 9 ans ou 3cm d'épaisseur (liège juste), les arbres fournissent une production variant entre 5 et 133 kg de liège.

10.2-Estimation de la production du liège de reproduction d'un peuplement

La production moyenne du liège de reproduction perdue (liège flambé) lors de passage des feux de 2012 et 2014 est déterminée à partir d'un peuplement d'une densité moyenne de

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

référence de 185 arbres écorcés à l'hectare répartis en proportions selon le type de liège et type de bois (Tableau 79).

Tableau 79 : Répartition des arbres par type de bois et des épaisseurs du liège par type de liège d'un hectare de peuplement de 185 tiges.

Type Bois /liège	Flotte	Mince	Juste	Régulier	Epais	Total
Perches	7	8	4	3	3	25
Petit Bois	24	20	10	9	4	67
Bois moyen	19	14	10	8	11	62
Gros bois	8	6	4	4	5	27
Très gros bois	1	1	1	1	0	4

D'après ce tableau, on remarque qu'un hectare de chêne liège contient près de 36 % des arbres de type petit bois recouverts de liège de types flotte et mince ce qui explique que la majorité des arbres ont été récoltés de 6 à 8 ans avant les feux. Il est suivi par le bois moyen avec un taux de 33%. Le reste des arbres sont constitués de perches et gros bois aux lièges toujours flotte et mince avec des taux variant entre 13 et 14%.

La quantité en liège produite par ces arbres lors de passage des feux est de l'ordre de 5191,16 kg soit 52 quintaux (Tableau 80). Cette quantité de liège est fournie à partir d'une surface génératrice de 2908,32 m² soit 2.25 m² en moyenne par sujet. C'est une quantité de liège transformée donc en liège flambé sans valeur économique après le passage du feu.

Tableau 80: Table de production du liège (kg) des différentes catégories d'arbres d'un hectare de 185 tiges.

Type Bois et liège	Flotte	Mince	Juste	Régulier	Epais	Total
Perches	14,77	28,72	20,68	72,15	40,11	176,43
Petit Bois	85,44	146,6	167	427,5	180,16	1006,7
Bois moyen	164,54	252,28	304,7	578	995,72	2295,24
Gros bois	151,84	233,04	194,36	243,64	456,1	1278,98
Très gros bois	62,85	79,13	133,56	158,27	0	433,81
Total (kg)	479,44	739,77	820,3	1479,56	1672,09	5191,16

Ce tableau montre que 32 % de la production est représenté par le liège épais et 28% par le liège régulier. Les autres catégories de liège participent avec des taux variant entre 9 et 16%.

10.3-Estimation de la surface génératrice perdue par la mortalité des arbres

Chapitre IV : Résultats et Interprétation

Le passage des feux a causé la mortalité immédiate des tiges (sans régénération ou régénération basale), mais aussi retardée. Ce sont des arbres irrécupérables et irréversiblement perdus. Selon les résultats d'inventaires sanitaires, la mortalité (mortalité à court terme : $n=196$ et mortalité différée : $n=38$) a causé la réduction de la densité moyenne de 34 tiges.ha⁻¹. La nouvelle densité est égale à 151 tiges à l'hectare. La surface génératrice totale perdue est de l'ordre de 526 m² ce qui représente une moyenne de 1m² par arbre. Cette surface entraînerait la perte de près de 4 kg.

La mortalité (immédiate et retardée) de 180 arbres non démasclés a causé une réduction de la densité de 26 tiges à l'hectare (98 tiges/ha avant le feu).

Cette mortalité a un impact sur la surface génératrice de liège qui est de l'ordre de 404 m² ce qui représente une moyenne de 2,25m² par arbre.

Le passage des feux a un impact important sur la surface génératrice du liège à cause de la mortalité des arbres. Le dessèchement total est de 930 m² de surface génératrice.

Chapitre V :
Discussion

1-Dynamique de la végétation post-feu

Trois ans après le passage des feux, la végétation retrouve très rapidement sa composition floristique initiale avec une richesse floristique importante de 111 espèces. La majorité de cette flore est commune ; elle est composée de plusieurs espèces habituellement accompagnatrices du chêne-liège. En effet, ce cortège floristique dans les différents sites d'étude appartient dans son ensemble à l'étage méso- méditerranéen de la subéraie à cytise (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013) ; celle-ci s'étend en général à partir de 500 m d'altitude (Peyrimhoff, 1941 ; Quezel, 2000).

Ces espèces évoluent dans des peuplements résultant de l'association entre *Quercus suber* et *Erica arborea* ; 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. Ainsi, suite aux incendies que connaissent les subéraies de Texenna, le sous-bois développé après les feux est formé des espèces caractéristiques de la dégradation ultime de l'écosystème telles que *Arbutus unedo*, *Myrtus communis*, *Olea oleaster*, *Pistacia lentiscus*, *Crataegus laevigata*, *Viburnum tinus*, *Phillyrea angustifolia*, *Phillyrea latifolia* et *Erica arborea*. La dégradation de la subéraie par endroits a favorisé le développement de certaines espèces caractéristiques des sols décapés comme *Ampelodesmos mauritanicus*. Des plantes des genres *Cistus*, *Cytisus* et *Lavandula* sont caractéristiques des forêts ouvertes, sur sols pauvres, soumises aux passages du feu et au surpâturage. D'autres espèces telle que *Brachypodium sylvaticum* est indicatrice aussi des forêts dégradées (Bernal, 1999).

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 durant le premier mois après le passage du feu. 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).

Dans nos conditions de travail, quelques années après le feu, les espèces ligneuses du sous-bois présentent un recouvrement moyen (<30%). Cependant, dans certains sites, cette végétation atteint un recouvrement important supérieur à 50%. Ces espèces sont caractérisées par une hauteur moyenne de (1,62 ± 0,28 m). Dans certains sites la hauteur est de 2,80 m. Ce sont généralement des arbrisseaux et arbustes atteignant couramment une hauteur maximale comprise entre 2 et 5m en sous-bois.

Après l'incendie, l'accroissement en hauteur des végétaux ligneux dépend de leur taille naturelle (génétique) caractéristique de l'état adulte, de leur âge (vitalité) et des communautés dans lesquelles ils vivent. En outre, la hauteur du sous-bois varie selon le stade de dégradation de la forêt.

Le sous-bois réoccupe progressivement son espace. En effet, le recouvrement moyen de ce sous-bois est de 55 %, alors que le recouvrement maximal atteint dans certains sites un taux de 85%. D'autres recouvrements importants sont atteints durant la première année soit 72,5 %. Par ailleurs, on note une réduction contrastée du taux de recouvrement dans d'autres sites soumis à une grande pression du pâturage par rapport aux sites non pâturés. Ceci indique tout l'intérêt du développement du sylvopastoralisme dans les programmes de prévention et de défense contre les incendies de forêt.

En comparaison avec ces résultats, **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 *Myrtus senegalensis* quatre ans après l'incendie.

L'étude de la structure verticale montre la dominance de certaines espèces par rapport aux autres telles que *Cistus salvifolius* ; *Erica arborea*, *Calycotomespinosa* et *Myrtus communis* qui caractérisent la subéraie. En effet, leur vitesse de régénération apparaît plus rapide que celle des autres espèces.

2-Facteurs géographiques et topographiques

L'analyse descriptive des différents sites d'étude incendiés en 2012 et 2014 montre que la majorité des sites sont localisés entre 1 et 28 km de la mer soit une distance moyenne de 20 kilomètres. Ceci explique que nos peuplements de chêne liège sont de type littoral à sublittoral.

Sur le plan exposition, 97% des sites sont orientés vers le sud. Cela indique que le chêne liège montre une préférence pour les sites plus éclairés où il forme des peuplements purs. Mais ces versants sont plus secs par rapport aux sites exposés au nord. Selon **Carles et al. (2001)**, dans les expositions sud, les incendies sont plus fréquents et la végétation a plus de mal à se réinstaller. D'après ces mêmes auteurs, sur les versants exposés au nord, les sols sont généralement profonds et frais notamment sur les sols à schistes et les incendies sont moins par conséquent moins fréquents.

La distribution des sites d'étude entre les classes altitudinales montre que plus de la moitié se situe au-delà de 800 m (56 %). En effet, l'élévation du terrain au dessus du niveau de la mer modifie la météorologie et la végétation mais aussi elle affecte le comportement des incendies de forêt avec augmentation de la vitesse du vent (**Arfa, 2008**).

Sur le plan topographique, le terrain des sites d'étude est généralement accidenté avec une pente moyenne dominante de 21 % ; ceci classe la majorité des sites (68%) dans la catégorie de fortes pentes (>20%). Selon **Drouet (1982)**, l'inclinaison du terrain produit un effet considérable sur la vitesse de la propagation du feu (**Mac Arthur, 1967**). Lorsque la dernière est abrupte, le feu trouve des difficultés pour se propager surtout lorsque le vent est faible et

la végétation est abondante sur un sol profond où lorsqu'elle trouve des difficultés de croissance. Elle séjourne donc plus longtemps dans le site ce qui lui permet de consommer les organes fins (feuilles et rameaux) ou sa chaleur de pénétrer dans les arbres et atteindre les tissus vivants internes (Trabut, 1974). En plus Aussenac (2000), note que les terrains pentus accentuent souvent les conditions hydriques ; ils ont une forte influence sur la profondeur du sol. En effet sur les pentes fortes, les sols sont souvent superficiels et pierreux et soumis à de forte érosion (Carles et al., 2001). Globalement, la perte de sol augmente considérablement sur les pentes dont la déclivité est supérieure à 10% (Campo et al., 2006). Par contre sur les pentes faibles, les sols sont plus frais et meubles.

3- Densité

Parmi les facteurs les plus importants pour une bonne pratique de la subéiculture, on cite la densité des peuplements qui influence l'évolution des arbres par l'effet de la concurrence et de la compétition pour l'eau, la lumière et l'espace.

À l'échelle de notre zone d'étude incendiée, la densité des peuplements de chêne-liège varie entre 274 (± 80 tiges ha^{-1}) dans les zones brûlées en 2012 et 318 (± 125 tiges ha^{-1}) dans les zones brûlées en 2014. Ceci indique que nous sommes dans un peuplement globalement dense à moyennement dense. Cependant, les peuplements clairs ne représentent que 12 à 14% des sites. 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) et d'après nos résultats, on enregistre une diminution de la densité des arbres de chêne-liège au niveau de nos sites d'étude par rapport aux autres zones de Texenna ; la densité dans ces zones est de près de 480 tiges. ha^{-1} . 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, on enregistre les incendies récurrents connus dans la région depuis de longues années. Mais après les derniers feux de forêt, les peuplements sont devenus moyennement denses avec une densité moyenne variant entre 253 et 222 tiges ha^{-1} ce qui représente une diminution de l'ordre de 17% à 20% selon les années du feu. Cet impact des feux sur la densité des peuplements conduit davantage à la formation du maquis (Shaffhauser et al., 2012 a, b).

4-Surface terrière

La surface terrière du peuplement global dans les sites incendiés en 2012 est en moyenne de 6,15 $m^2 \cdot ha^{-1}$, alors qu'elle est de 7,81 $m^2 \cdot ha^{-1}$ dans les sites incendiés en 2014. Ces valeurs restent faibles avant et après les feux. Elles montrent que les peuplements ont une surface terrière très faible ($G_i < 10 m^2 \cdot ha^{-1}$) et majoritairement moins productifs. En se basant sur la légende de la stratification / densité (Yessad, 1990), il s'avère que les différentes valeurs des surfaces terrières obtenues pour l'ensemble des sites ne correspondent pas aux normes d'une forêt très productive.

5-Structure des peuplements incendiés

Même si le chêne-liège est résistant, les feux exercent une sélection de taille dépendante et visible à travers la structure du peuplement avant et après le passage de l'incendie. Les arbres qui brûlent de façon récurrente, sont fortement régularisés et dispersés. Cette régularisation est au profit des petits et moyens arbres (IML, 2016). Par ailleurs, la distribution des arbres par type de bois a dégagé une structure globale irrégulière de la subéraie au sein du massif forestier où les types d'arbres intermédiaires sont les mieux représentés (ODARC, 2002).

La distribution diamétrale des arbres est non paramétrique ; elle marque la prédominance des catégories de petit bois, de bois moyen et perches. D'après Oswald (1980) et Lanier (1986), ces types de bois indiquent une forte concurrence inter-arbre au sein de peuplement ce qui explique un taux faible de régénération naturelle. 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. Toutefois, une dominance relative a été notée en faveur de la catégorie de petits bois. Ces résultats révèlent une structure globale de la subéraie à petit bois, ce qui indique que nous sommes en face d'une futaie jeune en production.

La catégorie de bois de gaule représentent un faible taux ce qui confirme le manque de la régénération naturelle dans ces subéraies. En outre, la catégorie des individus âgés ayant une faible capacité de régénération représentent un taux réduit, en raison de la répétition des contraintes dues aux feux passés (Moreira et al., 2007). En effet, les plus gros arbres ont plus de probabilité de comporter des blessures au niveau du tronc (Amandier, 2004) ; ils sont occasionnés au cours des écorçages successifs. Ces blessures constituent de portes d'entrée de feu à l'intérieur de l'arbre (Piazzetta, 2011). Landmann (1994) ajoute que la réduction de vigueur de l'arbre est liée à l'âge.

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 (Messaoudéne, 2000).

Au total, deux principaux types de peuplements ont été identifiés : Il s'agit par ordre d'importance i) des peuplements denses à petit bois et bois moyen dont la densité moyenne ($D_s : 601 \pm 29,18$ tiges. ha^{-1}) et une surface terrière moyenne faible ($G : 16 \pm 2,53 m^2 \cdot ha^{-1}$), ii) des peuplements denses à perche dont la densité moyenne ($D_s : 503 \pm 83,36$ tiges. ha^{-1}) et la surface terrière moyenne ($G : 5,32 \pm 1,34 m^2 \cdot ha^{-1}$). Ces types de peuplements sont naturels dont la majorité sont issus de semis et donc d'une reproduction sexuée. La majorité des individus a un tronc unique (franc-pied) ; rarement composé de rejets résultant d'anciens passages d'incendie.

6-Exploitation du liège

Le différent inventaire sont montré que plus de la moitié des arbres recensés sont déjà exploités entre 63% (pour les arbres brûlés en 2012) et 68% (pour les arbres brûlés en en

2014). Les arbres brûlés en 2012 ont montré une couche de liège moyenne de 21,71 ($\pm 8,97$ mm), ce qui correspond approximativement à un âge de 6-7 ans. Ceci montre que la majorité des arbres ont été exploités durant les années 2005 et 2006. Un taux de 65% des arbres ayant succombé aux feux ont un liège âgé de 1 à 3 ans.

Pour les arbres brûlés en 2014 ; les résultats de mesure de l'écorce ont montré une couche de liège moyenne plus épaisse de près de 32,18 ($\pm 10,13$ mm). Ce liège d'épaisseur commerciale correspond approximativement à un âge de 9-10 ans. Ils ont été donc récoltés entre 2004 et 2005. Ceci montre que la majorité des arbres sont en fin de cycle de production et sont prêts à l'exploitation. Le tiers des arbres morts ont un liège âgé aussi de 1 et 3 ans, et 29% ont un liège de 4 à 6 ans. Si on considère que la vitesse moyenne des accroissements annuels est de 3mm (**Dehane, 2012**), on peut dire que le liège jeune ou mince constitue un facteur de mortalité très élevé. **Moreira et al. (2007)** ; **Pausas. (2015)** ont signalé que l'épaisseur du liège est un facteur déterminant dans la protection de l'arbre contre tout impact négatif des feux. En effet, La vulnérabilité des individus au feu diminue avec l'augmentation de l'épaisseur du liège jusqu'à ce que l'épaisseur atteigne 4 cm (**Catry et al., 2009**). Cette capacité offre au chêne liège une forte résistance en comparaison avec d'autres espèces méditerranéennes (**Catry et al., 2010**). Tous ces résultats de vitalité sont 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**).

Sur le plan qualité d'exploitation, la majorité des arbres ont été levés avec un coefficient d'écorçage variant entre 1 et 2, c'est-à-dire qu'il y a une perte partielle de la production du liège et par conséquent la récolte est partiellement économique sur le marché. Selon les conditions de végétation des arbres, le coefficient d'écorçage devrait être fixé entre 2 (pour un arbre de végétation moyenne ou normale) et 2,5 (pour un arbre de végétation vigoureuse) (**Saccady, 1937** ; **Boudy, 1950** ; **Natividade, 1956**).

7-Vitalité des arbres (mortalité à court terme)

L'évaluation des niveaux de dommages des arbres brûlés en 2012 a montré une importance relative après le feu des différents types de réponse. Mais cette importance était en faveur de la régénération de la couronne par rapport à la mortalité (79,46% et 20,53%). Les arbres non démasclés ont montré moins de mortalité (21,87% - 19,75%) et plus de survie (78,12% - 80,24% et) au même titre que les arbres déjà exploités par rapport au nombre total.

Ces résultats sont similaires à ceux obtenus dans les sites brûlés en 2014 ; ils présentent une régénération importante de la couronne par rapport à la mortalité (85,92 % - 14%). Les arbres inexploités ont montré une mortalité plus faible (22,54% - 9,96%) et par conséquent une survie plus élevée (77,45% - 90,03%).

Plusieurs auteurs ont confirmé les schémas de ces deux modes de réponse mais avec une régénération des couronnes plus importante pour les arbres non écorcés (> 90 %) que pour les arbres écorcés (> 65 %). En effet, **Pausas (1997)** a signalé dans les peuplements portugais brûlés un taux de survie de 68% contre 32% de mortalité. Mais toutes les souches (100%) ont

conservé leur vitalité en donnant des rejets. **Cabenedo et al., (1995)** ont signalé dans les peuplements espagnols de chêne liège un taux de survie de 46% et 54% de vitalité des souches. **Moreira et al. (2007)** ont obtenu un taux de survie de 84% pour les arbres écorcés contre 90% pour les arbres non écorcés. En plus, ces auteurs ont signalé un taux de mortalité de 16% seulement. Des résultats proches sont signalés par **Catry et al. (2009)** où la survie des arbres atteint 76% et une mortalité de 24% dont 6% ont régénéré à la base. Il en est de même pour **Moreira et al. (2009)**, ces auteurs ont signalé un taux de survie de 79% contre 21% de mortalité dont 5% de cette mortalité a pu émettre des rejets au niveau du collet. Enfin **Catry et al. (2012a)** ont cité une survie de 71% chez les arbres récoltés et 91% pour ceux non récoltés.

Ces niveaux de dommages des arbres s'expliquent par certaines caractéristiques individuelles des arbres liées au mécanisme de résistance au feu, à la capacité de régénération, aux conditions du feu (**Brando et al., 2012; He et al., 2012; Pausas et Keeley, 2017**) mais aussi à la qualité du liège (**Molina et al., 2018**).

Dans nos conditions de travail, l'épaisseur du liège est le facteur clé qui influence sur la vitalité des arbres brûlés par rapport aux autres variables impliquées dans cette vitalité des arbres (hauteur totale, hauteur maximale de carbonisation, Indice de sévérité et endommagement du bois).

Concernant l'incendie 2012, les arbres exploités survivants sont recouverts d'une couche de liège de reproduction considérée suffisamment épaisse ($23,7 \pm 0,85$ mm) par rapport aux arbres exploités morts recouverts d'une couche mince de ($10 \pm 0,72$ mm). Pour l'incendie 2014, les arbres survivants sont recouverts d'une couche de liège de reproduction d'épaisseur moyenne de ($31,6 \pm 1,23$ mm) contre ($20 \pm 1,47$ mm) pour les arbres morts (mortalité des tiges et même des souches).

Ces résultats concordent avec les travaux de **Moreira et al. (2009)** et **Catry et al. (2012a)** qui ont signalé des taux de survie élevés des arbres ($> 70\%$) lorsqu'ils sont recouverts de liège de reproduction de plus de 2 cm d'épaisseur et ceux de **Lamey (1893)** ; **Sirca et al. (2014)** ; **Roula et al., (2020)** et **Bouhraoua et Bouzaoui (2020)** qui indiquent que les sujets morts sont recouverts d'une couche de liège de reproduction mince (< 15 mm) ; ce qui correspond à un âge du liège de moins de 4 ans.

Cette mortalité résulte de la gravité des dommages observés au niveau de différentes parties de l'arbre, en particulier au niveau du tronc où 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**).

Cependant, le modèle développé suggère d'autres facteurs explicatifs de la mortalité des arbres brûlés en plus des troncs qui étaient suffisamment recouverts d'une écorce épaisse: i) les blessures du tronc ii) la hauteur maximale de carbonisation et iii) l'indice de sévérité.

D'une manière générale, plus l'écorce est épaisse, plus la protection est élevée et plus la probabilité d'un niveau de dommage sévère est faible. Contrairement à l'épaisseur de l'écorce des conifères et de plusieurs espèces de feuillus, qui augmente avec l'âge (**Catry et al., 2010**), Celle du chêne-liège dépend de la date de l'écorçage lorsqu'elle atteint une épaisseur commerciale de plus de 27 mm (**Pereira, 2007**). Mais la fourchette d'épaisseur qui garantit une plus grande protection des tissus internes est variable selon les auteurs. Cependant, une épaisseur supérieure à 2,0 cm assure une probabilité de survie des arbres de plus de 60% (**Moreira et al., 2007 ; Catry et al., 2012a ; Catry et al., 2012b**).

La valeur moyenne maximale de l'épaisseur des arbres brûlés est de 42,38 mm; cette valeur caractérisant un liège sur-épais, est le résultat de plusieurs années de formation (**Natividade, 1956**) c'est-à-dire que les arbres n'ont pas été écorcés depuis plusieurs années. Les bourgeons dormants profondément enfouis dans le phloème sont bien protégés contre la chaleur (**Moreira et al., 2007 ; Burrows et Chisnall, 2016**) et la probabilité de survie est très forte. Les arbres brûlés recouverts de cette couche de liège constituent un excellent isolant thermique pour le cambium vasculaire et le xylème contre l'incendie. L'eau et les nutriments sont bien mobilisés pour la repousse de la couronne des arbres (**Chapin et al., 1990**).

L'épaisseur de l'écorce, bien qu'elle soit déterminante, il n'est pas le seul facteur pouvant affecter la vitalité des arbres. Le modèle ainsi développé a révélé qu'elle est associée à i) la hauteur des arbres et par conséquent à la hauteur maximale de carbonisation ii) les blessures du tronc ii) et iii) l'indice de sévérité.

La taille des arbres (hauteur totale) interviendrait pour expliquer partiellement la probabilité de mortalité ainsi enregistrée. On suppose que la relation entre la hauteur des arbres et le niveau de protection contre le feu est liée à la hauteur de carbonisation et au mode de transfert de chaleur. Plusieurs auteurs (**Catry et al., 2009; Moreira et al., 2007; Catry et al., 2012a**), ont signalé la contribution de la hauteur de carbonisation dans la vulnérabilité du chêne-liège au feu comme cela s'est produit chez beaucoup d'autres essences forestières (**Catry et al., 2010**).

Cela indique que les arbres brûlés dont la hauteur moyenne est de (4,56 ±2,23 m) sont carbonisés sur plus de la moitié de leur hauteur (69,70±20,70%); ces arbres avaient une probabilité élevée de mortalité de la couronne par rapport aux arbres plus grands dont la hauteur moyenne est de 7,92 (±3m). Ces arbres sont carbonisés sur la moitié de leur hauteur seulement 55(±19,97%), car leur cime a été presque complètement exposé à la flamme (**Pimont et al., 2014**). La chaleur ainsi diffusée à l'intérieur des organes fins à écorce très jeune (branches et rameaux) a détruit les tissus vivants et les bourgeons en supprimant la régénération végétative (**Pimont et al., 2014**). Ces résultats indiquent que, plus l'arbre est moins haut et plus la couronne est complètement exposée au feu et par conséquent la mortalité est plus grande.

En ce qui concerne l'intensité du feu, les arbres morts exploités sont plus carbonisés (70%); ils ont donc soufferts d'un feu intense (consommation importante de la couronne). Toutefois,

ce facteur a eu un effet modéré sur 62,07% des arbres survivants exploités, car ils sont moins carbonisés.

Les arbres exploités survivants brûlés en 2014 dont la hauteur moyenne est de $(8,70 \pm 2,70\text{m})$ sont moins carbonisés $(49,50 \pm 7,86 \%)$; leur taux d'altération moyen est de $(1,28 \pm 1,35\%)$ (< 1). Ces sujets sont brûlés à $2,18(\pm 0,49\text{m})$ correspondant à la classe 2. Autrement dit, les arbres sont moins vulnérables au feu car leur couronne sont plus éloignées des combustibles de surface et moins susceptibles d'être endommagés par la chaleur ; sachant que le pic de température diminue avec hauteur (**Whelan, 1995**).

En revanche, les arbres morts exploités dont la hauteur moyenne est de $(3,45 \pm 2,093\text{m})$, sont carbonisés sur plus de la moitié de leur hauteur $(70 \pm 17,67\%)$. Leur taux d'altération moyen est faible de l'ordre de $(1,70 \pm 1,35\%)$. Cela indique que les arbres $(3,45 \pm 2,093\text{m})$ ont une probabilité élevée de mortalité de la couronne par rapport aux arbres plus hauts $(8,70 \pm 2,70\text{m})$. La hauteur des arbres est liée à la croissance qui dépend de l'âge mais aussi de la qualité des sites (**Paulo et al., 2015**). En effet, les petits arbres subissent le plus fortement l'impact du feu car toute leur biomasse aérienne se trouve dans la zone de flamme (**Lawes et al., 2011**).

Les arbres morts exploités carbonisés ont soufferts d'un feu intense. Aucune brindille n'est visible sur la couronne et seule l'architecture principale de l'arbre qui reste en place. Le liège est fortement brûlé au pied et toute sa surface est presque calcinée.

Mais, ce facteur a eu un effet modéré sur les arbres survivants exploités, car ils sont moins carbonisés par rapport aux arbres morts. Le feuillage est absent, mais de nombreux rameaux fins sont encore visibles ; le liège est moins calciné et noir sur le reste de sa surface.

L'intensité du feu observée dans le peuplement est induite par la présence de combustible composé principalement d'espèces hautement inflammables (arbustes et sous-arbrisseaux) telles que *Arbutus unedo*, *Phillyrea angustifolia* et *Pistacia lentiscus* (**Dehane et al., 2017 ; Essaghial., 2017**) et enrichi par diverses autres plantes du genre *Cistus*. Cette intensité dépend de plusieurs facteurs : i) l'accumulation de combustible en surface, ii) le temps d'exposition au feu et iii) les facteurs environnementaux (**Rigolot, 2004 ; Trabaud, 1974 et Quézel, 2003**).

En effet, la forte charge de combustible, couvrant de manière homogène la surface du sol par certaines espèces ligneuses et atteignant une hauteur maximale de plus de 2,80m a induit une forte intensité du feu dans certains sites. Ces derniers ont subi un recouvrement presque total dès la première année post feu soit 72,5% ; toutes ces conditions ont permis la propagation facile du feu (**Trabaud, 1974**). De plus, le combustible étant accumulé près des troncs, la flamme a augmenté le temps de combustion et de résidence du feu sur les troncs par rapport aux couronnes (**Pimontetal., 2014**). Le comportement de ce feu est favorisé par des facteurs climatiques favorables à savoir les températures de l'air avant et pendant le déclenchement du feu qui étaient élevées dans tous les sites (28°C et 36°C). La vitesse des vents était moyenne de l'ordre de 16-19m/s voire nulle dans certains sites. Ceci a permis certainement au feu de se propager très faiblement en séjournant davantage dans les sites. La

durée de séjour des feux a été encore favorisée par les pentes plus ou moins fortes ; cette durée varie de 1.5 heures à cinq jours selon les sites soit une moyenne d'environ 25 heures dans les sites plus particulièrement brûlés en 2012 .Dans ces conditions ,le flux de chaleur devient plus important (**Pimont et al., 2014**) et les organes sont tués (**Moreira et al.,2007**).

La forte probabilité de mortalité est aussi déterminée dans les arbres dont le tronc est fortement endommagé. Un quart de la surface endommagée du tronc peut induire une forte mortalité de 50%. En effet, la majorité des arbres morts ont un taux d'altération du tronc <10%. Un taux de près de 5% des arbres ayant une surface endommagée du tronc de plus de 40% sont morts. La majorité de ces dommages sont causés par des blessures sévères lors des récoltes précédentes du liège (**Natividade,1956 ; Moreira et al., 2009 et Saccardy,1937**). Bien que le chêne-liège ait une grande capacité à guérir les lésions après le décapage, les plus importantes causées sur une grande surface ne se referment pas.

Parmi ces lésions, on trouve les incisions longitudinales trop profondes atteignant le bois et l'enlèvement de toute l'écorce en raison du ralentissement du flux de sève lié à des événements climatiques catastrophiques (canicules et pluies). Le bois est exposé à l'atmosphère et meurt et se dessèche. Après l'action des eaux de pluie, les champignons pathogènes s'installent (**Natividade,1956**). Lorsque le feu se produit (par exemple, même à faible intensité), il pénètre facilement à l'intérieur du tronc, ce qui réduit par conséquent la probabilité de survie des arbres après le feu (**IML, 2016**).

Globalement, la mortalité des arbres a surtout touché les jeunes arbres (petits bois et les perches) car ils sont recouverts d'une fine couche de liège vierge insuffisante pour protéger les arbres contre les grandes chaleurs .Elle est observée au niveau du tronc des jeunes arbres non exploités (**Natividade, 1956**) qui explique la majorité de leur mortalité (**IML, 2016**). Ces arbres sont issus de la régénération naturelle par semis ou par rejets de souche. Des études précédentes ont montré que des tiges de 7,5 cm de diamètre soumises à un feu de forte intensité ont une probabilité de mortalité de 50% (**IML, 2016**).

8-Mortalité différée

Les incendies de forêt de 2012 et 2014 ont engendré une perte immédiate des arbres traduite par la consommation complète de la cime. Selon les années des feux(2014-2017), cette perte varie de 14 à 21 % dont un sixième à moitié de la mortalité seulement ont pu émettre des rejets au niveau du collet. Mais le taux de cette mortalité a augmenté de 3.58 à 3.59 % (2016-2017). Ces arbres ont généralement une faible biomasse aérienne avec des signes de dépérissement; ils deviennent des cibles de choix pour les attaques d'insectes xylophages comme *Platypus cylindrus* (Coleoptera, Curculionidae). Cet insect est la cause principale de la mortalité retardée dans les peuplements portugais ravagés par les feux (**Catry et al., 2017**).

Un arbre peut mourir à la suite de brûlures du cambium et du phloème (**Wenger, 1984**), car une exposition de 60 secondes à 60°C est suffisante pour provoquer la mort des cellules (**Wright et Bailey, 1982**). De plus, si le xylème est détruit, toute la communication entre le

feuillage et le système racinaire est supprimée et l'arbre meurt en quelques semaines (**Beltrán, 2003**).

En outre, la production de rejets aériens par un chêne-liège incendié n'est en aucun cas une garantie de survie. En effet, lorsque la couche de liège située au niveau du tronc exploité est trop mince pour protéger efficacement les tissus du liber, ces derniers sont détruits par la chaleur, et la circulation de sève élaborée, qui va des parties aériennes de l'arbre (où se fait la photosynthèse) vers les racines, est interrompue. Autrement dit la destruction du phloème empêche le stockage des assimilats de la photosynthèse dans les racines. À l'inverse, la circulation de la sève brute des racines vers le houppier, assurée par les tissus du xylème situés plus à l'intérieur de l'arbre, et donc protégés, peut se maintenir. Le chêne-liège émet des pousses au niveau des houppiers, qui sont aidés par les réserves emmagasinées dans la souche, pourront assurer une photosynthèse transformant la sève brute en sève élaborée. Cette dernière est acheminée vers les parties aériennes de l'arbre pour nourrir les feuilles ; mais cette sève ne pourra pas redescendre vers la souche. Cette dernière finira alors par dépérir. Une fois ses réserves sont épuisées, les arbres sont entraînés vers la mortalité définitive par le dessèchement de tous les rejets du houppier. Ce phénomène se manifeste souvent 2 ans après le passage du feu, mais parfois il peut aller jusqu'à 5 ans (**IML, 2006**).

9-Reprise végétative et récupération sanitaire

Durant quatre années suivant le feu, les taux de récupération foliaire des houppiers des arbres et sanitaire des peuplements brûlés sont caractérisés par une tendance vers l'amélioration globale de la vigueur. Mais cette amélioration sanitaire progresse lentement.

La seconde année après le feu est caractérisée par une récupération difficile de l'état des arbres, qui se trouvent dans un état affaibli et le taux de récupération de la biomasse aérienne est inférieur à 60%. Près de la moitié des sites sont considérés visiblement comme dépéris ($IS < 1.6$). Cet état de récupération s'explique certainement par les conditions climatiques défavorables (haute température ayant déclenché les feux de l'été 2014). L'année suivante (3^{ème} année), plus de la moitié des peuplements ont commencé à acquérir le statut sanitaire de moyennement sains ($2.1 < IS < 2.5$). En 5^{ème} année de végétation, la majorité des peuplements sont devenus déjà visiblement sains avec des indices de santé plus élevés ($Is : 2.87 - 3.29$).

Ces résultats révèlent qu'après 4 années du feu plus de 70% des peuplements sont en bonne santé alors que 23 % seulement sont en mauvais état. Il en résulte que durant une période de 5 années, plus de la moitié des arbres (60%) du peuplement sont devenus vigoureux et aptes par conséquent à une éventuelle récolte du liège flambé. Mais ce taux reste faible étant donné que près de 40% des arbres sont incapables de récupérer leur santé. Leur exploitation peut entraîner une mortalité certaine (**Lamey, 1893**).

Les incendies de forêt sont donc le principal facteur de déclenchement du phénomène d'affaiblissement et de dépérissement des subéraies. Ils affectent en peu de temps la physiologie des arbres indépendamment de leur état de santé apparent avant le feu. L'impact

de cette altération physiologique est plus ou moins grave ; il est souvent observé chez les sujets prédisposés (malades avant le passage du feu, vieux, blessés, ect.).

Les arbres se trouvant dans un état sanitaire médiocre (fortement à moyennement affaibli) sont enregistrés dans les sites situés sur le versant à exposition dominante sud-est avec un terrain accidenté (relief de pente dominante : 26 - 30%). Les résultats montrent aussi que ces sites sont caractérisés par des peuplements denses ($D > 300$ arbres. ha⁻¹). La forte densité des peuplements augmente souvent la compétition des arbres pour l'eau mais aussi pour les éléments minéraux et l'ensoleillement, sans oublier qu'elle affecte également l'architecture des couronnes. Il s'agit des jeunes arbres en début de production (diamètre moyen de 26cm), avec des hauteurs moyennes de 6 et 8m. Ces peuplements ont été soumis à un feu de forte intensité (hauteur moyenne de carbonisation : >60 %) favorisé par la présence d'une végétation abondante. Cette dernière a développé une flamme sur plusieurs mètres de hauteur, jusqu'à un maximum de 8 m. En plus, le sous-bois peut rentrer en compétition avec les arbres survivants pour l'eau et les éléments minéraux (Mirault et Regad, 1991) ; l'absence de certains travaux sylvicoles indispensables au chêne-liège (éclaircies, débroussaillage, ect) contribue fortement à la prédisposition des peuplements non encore rétablis à l'action d'un feu futur.

Toutes ces contraintes sylvicoles ont un effet sur la vigueur des arbres survivants, ce qui conduirait à la mortalité de la moitié de ces arbres.

En comparant les arbres brûlés en 2012 avec ceux brûlés en 2014, tous les arbres se trouvent naturellement en première année de végétation dans un état affaibli. C'est à partir de l'année suivante que l'état de santé des peuplements commence à s'améliorer, contrairement à ce qui a été enregistré dans les sites brûlés en 2012. Cette tendance se traduit par la dominance des arbres vigoureux. La troisième saison de végétation est marquée par une forte amélioration sanitaire des arbres ; ceux-ci ont connu une récupération rapide de l'état de leur santé. L'indice moyen varie globalement entre les sites de 3.20 à 3.39. Les résultats révèlent que la majorité des sites comptabilisent un état sanitaire sain alors qu'une fraction reste en mauvaise santé dont l'exploitation des arbres demande encore de temps.

10-Rythme de récupération sanitaire des arbres survivants incendiés en 2012 et 2014

Le modèle logistique obtenu a montré que la vitesse de reprise végétative des arbres brûlés en 2012 et 2014 dépend de la combinaison de plusieurs facteurs : épaisseur du liège, état de tronc, hauteur totale, degré de sévérité et hauteur de carbonisation.

En effet, les résultats ont montré que les arbres brûlés en 2012 dont le tronc est recouvert d'une couche de liège épaisse ($28,43 \pm 0,75$ mm et $24,77 \pm 2,34$ mm, respectivement pour le liège de reproduction et le liège mâle) arrivent à reconstituer leur feuillage entre 3 et 5 ans après le feu. Ces arbres ont une hauteur moyenne de 10,75 ($\pm 3,48$ m) et 9,02 ($\pm 3,63$ m) avec un taux d'altération moyen des arbres démasclés faible ($1,52 \pm 0,38$).

Par contre pour les arbres brûlés en 2014 dont le tronc est recouvert d'une couche de liège épaisse de 31, 94 ($\pm 11,63$ mm) et 26,53 ($\pm 7,60$ m) respectivement pour le liège de reproduction

et le liège mâle, ils arrivent à reconstituer leur feuillage entre 1 et 3 ans après le feu et devenant vigoureux. Ces arbres sont légèrement brûlés avec un feuillage plus ou moins grillé, hauts et moins carbonisés.

11-Mécanisme de récupération foliaire de la couronne des arbres brûlés

Le schéma général de la récupération de la cime observé chez les arbres survivants ne sort pas grandement de celui déjà développé par certains auteurs **Chapin et al. (1990)**, **Bellingham and Sparrow. (2003)** et **Moreira et al. (2009)**.

Ce schéma qui se base sur le mode de réponse épïcormique dépend de : i) la gravité des dégâts causés par le feu au tissu cambial du tronc et des organes du houppier, ii) la quantité de repousses formées à partir des bourgeons dormants protégés contre la chaleur, iii) la quantité des réserves glucidiques accumulées dans le système racinaire avant le feu et iv) le volume des éléments nutritifs mobilisés pour reconstituer la nouvelle biomasse perdue.

Au niveau des houppiers des arbres hauts (>8m), les dommages causés aux organes étaient faibles (feuillage grillé ou partiellement disparu et rameaux fins sont peu atteints), car ils étaient éloignés du combustible de surface et du gaz chaud monté par convection (**Pimont et al., 2014**) car ceci diminue avec la hauteur (**Whelan, 1995**).

Ces arbres ont une forte probabilité de récupération rapide de la couronne (>60%). En effet, au niveau des troncs recouverts d'une épaisse couche de liège, le cambium vasculaire est protégé (**Julieta et Rossel, 2016**) ; les tissus conducteurs de sève sont donc protégés contre les feux de forte intensité et continuent à remplir leurs fonctions après le feu. Le volume des éléments nutritifs (notamment les réserves d'énergie sous forme d'hydrates de carbone, tels que les glucides (**Catry et al. 2012b**)) ainsi mobilisé est élevé, arrive suffisamment au sommet.

Au niveau des grands arbres dont les organes ont été peu endommagés par le feu de faible intensité, on note dès la première année après le feu, de nombreuses pousses issues de différents bourgeons dormants enfouis dans le phellogène (**Saccardy, 1937; Burrows and Chrisnall, 2016**) ; de bourgeons préventifs et de courts rameaux dormants (axillaires épïcormiques) (**Saccardy, 1937**) mais aussi des bourgeons dormants des branches. Ces pousses se sont rapidement développées en donnant naissance à de nouveaux rameaux ; ceux-ci ont reconstitué la biomasse aérienne. C'est la raison pour laquelle, l'état sanitaire de ces arbres a été amélioré d'année en année en passant d'une classe de reprise végétative à une autre plus supérieure.

Les arbres brûlés recouverts d'une écorce mince ont récupéré partiellement leur feuillage dont certains ont dépéri. Ces arbres sont généralement moins hauts, recouverts d'une écorce moyenne assez épaisse (20-25mm). Les arbres du 2^{ème} degré de brûlure et partiellement carbonisés ont récupéré partiellement leur feuillage dont certains ont resté dans un état affaibli.

Au niveau de ces arbres affaiblis, les tissus vivants du tronc qui sont partiellement affectés par la chaleur ont perturbé la circulation de la sève (**Ryan et Reinhardt, 1988**). Peu de matières nutritives stockées dans les racines étaient accessibles aux bourgeons pour donner de nouvelles pousses. L'activité photosynthétique est faible à chaque saison végétative car le volume des éléments nutritifs mobilisés est insuffisant et les produits glucidiques ainsi synthétisés étaient insuffisants et incapables de restaurer davantage les réserves souterraines.

La formation de nouvelles pousses comme la germination, est un processus qui consomme beaucoup d'énergie ce qui fait que les réserves d'hydrates de carbone accumulées dans les racines diminuent rapidement (**Xue et al. 2013**). Ces réserves étaient accessibles aux jeunes pousses au début de leur formation (réserves accumulées dans les racines profondes non soumises à la chaleur et des arbres vigoureux avant l'incendie). Elles sont restaurées après la saison de croissance (le phloème non endommagé) avec apparition de nouvelles feuilles pour restaurer davantage le feuillage.

Si les arbres sont desséchés, les bourgeons des organes fins sont endommagés par la chaleur (par exemple, ils ont été exposés à une forte intensité de feu). En effet, comme le rapport entre la surface exposée de ces organes et leur volume est élevé, ils absorbent très rapidement la chaleur, se dessèchent et s'enflamment très facilement, de sorte que même avec des feux de faible intensité, les feuilles sont carbonisées ou brûlées (**Beltrán, 2003**). La destruction des feuilles entraîne une réduction temporaire de l'appareil photosynthétique.

La destruction des bourgeons met définitivement fin à la croissance des branches affectées. De plus, la perte des bourgeons entraînera un développement plus faible des rameaux. D'autre part, les bourgeons dormants intacts (sous l'écorce) situés sous ceux qui ont été affectés vont se réactiver, donnant naissance à des pousses plus ou moins importantes en fonction des réserves disponibles dans l'arbre et aussi de son âge (**Beltrán, 2003**). Ainsi, les branches détruites sont remplacées par de nouveaux rameaux (**F.A.O, 2001**). La régénération de la couronne n'est assurée que par les bourgeons des branches. Les pousses se développent rapidement et donnent de nouvelles branches qui remplacent en quelques années tous les organes perdus et reconstituent ainsi la couronne.

Selon le niveau de dommages des tissus du tronc, les arbres ayant récupéré très faiblement leur biomasse sont restés durant toute la période d'observation symptomatiquement dépéris. D'autres arbres, au contraire, ont récupéré lentement leur feuillage et sont restés momentanément affaiblis. Les arbres dans telle situation de faiblesse sont devenus des cibles privilégiées aux attaques de xylophages secondaires dont *Platypus cylindrus* (**Catry et al., 2017, Roccaforte et al., 2018**) qui finissent souvent par une mortalité ce qui explique les cas de mortalité retardée enregistrés chez certains arbres appartenant aux deux premières classes de reprise végétative.

Le même mécanisme est observé chez les vieux arbres à écorce épaisse mais crevassés au collet. En effet, ces crevasses sont causés par des champignons du bois (**Lamey, 1983**;

Natividade, 1956) suite aux blessures profondes non cicatrisantes engendrées par les écorçages durant la vie de l'arbre (**Saccardy, 1937; Pereira, 2007**). Ces crevasses bloquent la circulation de l'eau et des éléments nutritifs sur une partie de la section transversale de l'aubier (**Nahezda et al., 2008**) ce qui entraîne une diminution de la vitalité des souches (**Roula et al., 2020**) Cette faible résistance des arbres âgés aux feux peut être expliquée aussi par le fait qu'ils sont affaiblis à cause de l'épuisement des matières de réserves accumulées dans la souche, (**Natividade 1950, Veille 2004, Barberis et al., 2003, Machouri et al., 2008**).

12-Gestion post-feu des peuplements incendiés

La durée de cinq ans après l'incendie, est suffisante pour récolter le liège brûlé de près de 51% des arbres vigoureux survivants recouverts d'une couche de liège de reproduction épaisse dont la moyenne est supérieure à 20 mm. Plusieurs auteurs ont signalé une durée variable de 1 à 5 ans pour récolter précocement le liège flambé. Cette durée semble liée à l'intensité du feu subi aux arbres et par conséquent à sa sévérité (**Keeley, 2009; Pimont et al., 2014**). En effet, une durée de 1 à 3 ans a été suggérée pour le liège algérien par **Lamey. (1893)** selon que le feu soit de faible intensité (feuillage partiellement détruit) ou modéré (feuillage et organes fins détruits). **Bouhraou et Bouazzaoui (2020)** ont signalé une durée de 4 ans pour récolter le liège de la forêt d'Ifri à Tlemcen. Pour les suberaies ibériques, une durée minimale de 2-3 ans est recommandée avant d'effectuer la récolte du liège brûlé dont les arbres ayant récupéré au moins 75% du feuillage (**Catry et al., 2012b**). Ceci peut être expliqué par le mode de gestion sylvopastoral où le sous-bois est souvent réduit atténuant en cas d'incendie son intensité. En revanche, cette durée est plus longue pour les suberaies françaises embroussaillées parcourues par des feux de forte intensité; elle est de 5 à 10 ans (**Veille, 2004; IML, 2016**).

Dans nos conditions d'étude, la majorité des placettes brûlées comportent des arbres vigoureux. Le peu de placettes restantes est caractérisée par la présence d'arbres morts et d'arbres affaiblis. Cependant, 42% des placettes constituent des peuplements aptes à la récolte du liège brûlé (> 60% d'arbres vigoureux). Plus de la moitié est considérée inapte à exploitation précoce du liège flambé. Comme pour les arbres morts, les arbres exploitables sont répartis en proportions inégales sur la majorité des placettes en raison de la diversité d'âge de leur liège. Ceci s'explique par les récoltes partielles excessives des sites qui ne répondent pas au système de jardinage déjà signalé par **Lamey (1893) et Saccardy (1937)**. Dans une telle situation, l'organisation cartographique rend l'opération de restauration économique des peuplements difficile à réaliser (risque de récolte des arbres mal récupérés, récolte partielle des placettes, etc.). Cette intervention perturberait le règlement d'exploitation ultérieure du liège.

Selon le rythme de récupération sanitaire, une année supplémentaire (c.-à-d. 6 ans) permettra aux arbres vigoureux de récupérer plus de 75 % du volume de la couronne. Tandis que les arbres affaiblis recouverts d'une couche mince de liège doivent être recépés avec les arbres morts pour garantir une meilleure régénération du peuplement (**Saccardy, 1937**).

Pour le cas des arbres incendiés en 2014, près de 62 % des arbres vigoureux survivants sont recouverts d'une couche de liège de reproduction épaisse dont la moyenne est de 31,94($\pm 11,63$ mm) ; ces arbres ont récupérés plus de 75 % du volume de la couronne et sont aptes à la récolte du liège brûlé. Tandis que près de 20% des arbres recouverts d'une couche moyenne d'environ 28,66mm ($\pm 12,18$) sont affaiblis. Ces arbres suffisamment protégés contre la chaleur du feu ont récupéré leur couronne (< 60 % du volume). En effet, trois années supplémentaires (c.-à-d. 6 ans) permettront aux arbres affaiblis de récupérer plus de 75 % du volume de la couronne sachant que 71,57 % de ces arbres sont de la classe 3 et 28,43% des classe 1 et 2. Alors que les arbres morts doivent être recépés pour garantir une meilleure régénération du peuplement (**Saccardy, 1937**).

*Conclusion générale et
Proposition de gestion*

Conclusion générale et proposition de gestion

Le passage des feux de 2012 et 2014 dans le massif forestier de Texana (Jijel) a engendré de point de vue sylvicole une réduction davantage de la densité des peuplements mais aussi en parallèle, il a induit une régularisation de la structure générale du peuplement en éliminant en partie les arbres des classes d'âges extrêmes.

En effet, la distribution des arbres brûlés de l'incendie de 2012 par âge approximatif des arbres morts montre que 36% des arbres morts sont très jeunes non encore exploitables dont leur âge est estimé à une vingtaine d'années. 32% des arbres morts ont un âge entre 30 et 35 ans. Il s'agit en effet, des jeunes sujets arrivant tout juste à l'âge d'exploitabilité.

Tandis que la distribution des arbres incendiés en été 2014, montre que 60 % des arbres morts ont un âge estimé à une vingtaine d'années c'est à-dire qu'ils sont très jeunes non encore exploitables. Ces très jeunes sujets de faibles dimensions sont issus généralement des régénérations de souche des arbres morts par les incendies précédents. Ces sujets étaient donc plus sensibles à l'action du feu.

Les vieux arbres, dont le nombre total est lâche, ont à peine résisté au feu. Ce sont des reliques qui ont déjà survécu à plusieurs incendies dans le passé et qui ont subi des blessures au collet.

Ces résultats montrent encore une fois le rôle déterminant que joue l'épaisseur du liège (facteur prédisposant) dans la mortalité ou la survie des arbres. Cependant, la mortalité des tiges dépend du degré de calcination des souches ou des collets 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 de nature : i) climatique : les conditions météorologiques précédent le feu), ii) topographique : la pente et l'exposition et iii) sylvicole : absence de travaux sylvicoles, iv) structure de la forêt : densité et taux de recouvrement des peuplements et v) végétation accompagnatrice : nature, abondance et teneur en eau) (**Trabaud, 1974 ; Pimont et al., 2014, Moreira et al., 2007, Catry et al., 2009**).

Globalement dans les sites d'étude, les conditions du milieu étaient très favorables pour un feu intense. Le suivi de la végétation montre que le recouvrement du sous-bois est important atteignant dans certains sites plus de 85 % de la superficie cinq années après le feu. D'autres recouvrements maximums sont atteints durant la première année post-feu végétative qui est l'ordre de 72,5 %. Cette biomasse est caractérisée par la dominance de certaines plantes ligneuses résilientes à haute combustibilité telles que *Erica arborea* (**Cut et al., 2011 ; Schaffhauser et al., 2012**) mais aussi *Cistus salviifolius* ; *Calycotome spinosa* et *Myrtus communis*. Les plantes du sous-bois atteignent plus d'un mètre de hauteur en moyenne (1,60m) (2.80 m au maximum). Ce sont des arbrisseaux et arbustes pouvant atteindre une hauteur maximale de 5m.

Conclusion générale et proposition de gestion

Le feu dans notre zone d'étude est favorisé par une pente moyenne abrupte de 21%. En plus de ce paramètre topographique, il a régné un air chaud suite aux températures maximales élevées de 36°C et une humidité du combustible élevée (bilan hydrique très favorable). Toutes ces conditions sont favorables à la propagation lente de la flamme qui est favorisée par une vitesse du vent faible (14-32 km.h⁻¹). La durée de séjour des feux dans les sites d'étude a été longue ; elle varie d'une heure à 16 heures selon les sites. Ainsi, les racines et les souches de certains arbres (collet) ont été aussi exposées à une grande quantité de chaleur dégagée par les feux pendant une longue durée (**Roula et al., 2020**). Le temps semble suffisant pour le transfert de la chaleur létale vers les tissus vivants internes (liber et cambium) recouverts d'une mince couche de liège (**Dehane et al., 2015**). En plus, la densité forestière moyenne dans la majorité des sites a été en faveur de l'intensité et la propagation des feux (plus de circulation d'oxygène).

Globalement, ce sont les arbres déjà exploités des classes de dimensions intermédiaires, qui ont été les plus résistants au feu. Mais cette résistance n'est pas garantie car elle est étroitement liée à l'épaisseur du liège de reproduction. Celle-ci dépend de la date de la récolte du liège lors du passage du feu mais aussi de la vitesse de croissance du liège indépendamment de la qualité stationnelle (**Saccardy, 1937; Naggar et al., 2019**); elle est rapide en littoral (>3 mm an⁻¹ en moyenne, **Dehane et Ghafar, (2017)** et lente en montagne (<3 mm an⁻¹, **Naggar et al., 2019**).

Les arbres déjà écorcés (1 à 3 ans) avant le passage des feux ont succombé, c.-à-d. les arbres récoltés entre 2009-2011 pour le feu de 2012 et 2010-2013 pour le feu de 2014. On peut dire que le liège jeune d'une couche mince (<15 mm) constitue un facteur de mortalité très élevé au feu. Ceci indique que les sites récemment récoltées sont vulnérables au feu et doivent faire l'objet d'un plan exceptionnel de défense de lutte contre les incendies pendant 3 années successives suivant la récolte.

Malgré que la majorité des arbres soit en pleine production (petit bois et bois moyen en l'occurrence), la vitalité de leur souche a été affectée par le feu comme il a été déjà signalé par **Roula et al. (2020)** dans le même massif forestier. C'est ainsi que ces catégories d'arbres avec les jeunes brins et les vieux arbres sont détruits dans la majeure partie de la subéraie sans qu'ils soient remplacés par une régénération de souche. Cette situation a entraîné une diminution davantage de la densité du peuplement et par conséquent sa capacité productive. La formation des clairières a souvent favorisé le développement accru du sous-bois (**Shaffhauser et al., 2012a, 2012b**) qui risquerait, en cas d'un nouveau incendie, de détruire les nouveaux jeunes brins et d'augmenter ainsi la probabilité de stérilité des souches.

Donc, la gestion de la végétation par la sylviculture préventive s'impose (**FAO, 2020**), car elle consiste à réduire l'accumulation du combustible à la surface du sol et par conséquent réduire la vulnérabilité des peuplements et les risques de dégradation des incendies futurs. En plus, une période de 3 ans est critique pour les peuplements récemment récoltés ce qui impose une stratégie préventive efficace contre les incendies. Avec les scénarios de changement climatique futur dans la région (**FAO, 2013, 2020; Palma et al., 2015**), ces incendies qui

Conclusion générale et proposition de gestion

deviendront plus fréquents menacent sérieusement la pérennité de la forêt et la durabilité de la production du liège.

Pour le cas des arbres incendiés en 2012 et selon la valeur moyenne donnée par la hauteur de carbonisation maximale de l'ordre de 57 ($\pm 17,24\%$), l'intensité du feu est considérée moins forte. En effet, l'impact économique sur l'écosystème est modéré car la majorité des arbres survivants ont été récoltés à plus de 4ans (épaisseur moyenne : supérieure à 20 mm). Pour le cas des arbres incendiés en 2014, l'intensité du feu est considérée moyenne 49,23 ($\pm 7,57\%$) et les arbres ont été légèrement brûlés; correspondant à la classe 1. L'impact économique et sylvicole immédiat sur l'écosystème est aussi modéré car la majorité des arbres survivants ont été récoltés à plus de 4ans et peuvent rentrer en nouvelle production du liège sain après un temps minimal.

Selon le rythme de récupération sanitaire des arbres survivants, la gestion visant la récolte du liège flambé des peuplements incendiés s'impose. Les résultats de la vitesse de reconstitution sanitaire montrent que les arbres peuvent être remis en production après 5 ans au maximum. Ceci correspond à une perte de 2/3 du cycle complet de production du liège de ces arbres (pour une durée de rotation de 9 ans, **Roula, 2010**). Mais en absence d'un plan d'aménagement propre à la suberaie et d'un règlement d'exploitation clair et vu le désordre dans les récoltes et l'irrégularité dans les âges du liège, la restauration économique rationnelle des peuplements brûlés reste difficile à appliquer sur de grandes superficies car elle repose sur un inventaire pied par pied. Ceci consiste à distinguer au sein du peuplement, les arbres irrécupérables destinés au recépage qui serviront de base à la reconstitution forestière (c.-à-d. les arbres morts avec régénération de base ou dépérissants, les survivants affaiblis avec dessèchement du phellogène) de ceux récupérables destinés à la restauration de la production dès que possible. Seule l'application rationnelle du système de jardinage dans la récolte du liège reste envisageable par la division de la forêt, la fixation de la période d'exploitation selon la rotation. Cette structure est jugée plus intéressante et plus appropriée dans les régions à haut risque d'incendie. En effet, elle pourrait atténuer les pertes économiques et garantir une meilleure régénération du peuplement.

Les résultats obtenus de cette étude constituent un outil important susceptible d'améliorer la gestion post-feu de la forêt, et de promouvoir sa résilience face aux incendies intenses. En plus, les travaux sur les pertes économiques à moyen et long termes restent rares en Algérie, ils doivent faire l'objet de beaucoup de recherche pour comprendre au mieux les dégâts économiques causés par les feux de forêt en l'occurrence :

- Pertes économiques dues au retard dans la récolte du liège flambé
- Pertes forestières (densité, biodiversité, structure, etc.) et économiques (production du liège et recettes en monnaie nationale et en devise) causés par l'absence des travaux de recépage visant le remplacement de l'arbre mort par les brins,
- Pertes économiques causés par l'absence ou opérations échouées des plantations visant le repeuplement de la suberaie,

Références bibliographiques.

Références Bibliographiques

- Aafi A., 2006** : La Mamora. *Encyclopédie du Maroc*, N°21 : 7199-7200.
- Acácio V., Holmgren M., Moreira F., Mohren G., 2010** : Oakpersistence in MediterraneanLandscapes: the combinedrole 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).
- Aime S., 1976** : Contribution à l'étude écologique du chêne-liège. Etude de quelques limites.
- Alexandrian D., Esnault F., Calabri G., 1998** :Feux de forêt dans la régionméditerranéenne Cet article s'inspire d'une étude préparée en vue de la réunion de la FAO sur les politiques publiques concernant les feux de forêt, tenue à Rome (Italie) du 28 au 30octobre 1998, 8p.
- 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.
- Aloui A., Rjaïbi A., Ben Hamadi N., 2006** : Etude de la qualité du liège dans les subéraies d'AinDraham. *Annales de l'INRGREF.* 9(1). Numéro spécial. Pp:45-59.
- Amandier L., 2002** : La subéraies : biodiversité et paysage. (En ligne). Vivexpo biennale Du liège et de la forêt méditerranéenne. Colloque biodiversité et paysage, 21 Mai 2002, Vivés (Perpignan). 5p. www.vivexpo.org.
- Amandier L., 2004** : Le comportement du Chêne-liège après l'incendie : conséquences sur la régénération naturelle des suberaies. InColloque Vivexpo 2004 : 'Le chêne-liège face au feu.
- Anonyme, 1866** : Rapport de la commission d'enquête nommée par l'Assemblée Générale des Concessionnaires de forêts de chêne-liège, 1866- Incendies en Algérie : Années 1860, 1863 et 1865. Adoption du rapport et de ses conclusions. Imprimerie Centrale des chemins de Fer, A.CHAIX et Cie, Paris, 171p.
- 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 T., 2008** : Les incendies de forêts en Algerie : Strategies de prévention et plans de gestion Thèse de magistère .Université de Mentouri Constantine .115P.
- Arianoutsou M. ., Margaris N.S., 1981** : Early stages of regeneration after fire in aphryganic ecosystem (east Mediterranean). I. Regeneration by seed germination. *Biol.Ecol. Méditerr.*, 8: 119 - 128.
- 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

Références Bibliographiques

- Arianoutsou M., 1999** : Effects of fire on vegetation demography. In: Proceedings of the International Symposium "Forest Fires: Needs and Innovations", Athens, 18-19 November 1999. DELFI Concerted Action, CINAR-EC, DGXII: 265-273.
- Aronson J., Pereira J.S., Pugas J.G., 2009** : Cork Oak Woodland on the edge. Islandpress. Washington. Covelo. London. 350 p.
- Artigues R., Lepoutre B., 1967** : Influence du sol et de la densité du peuplement sur la faculté de rejeter du chêne liège en forêt de la Maâmora. Ann. Rech. For. Maroc T.10, Rabat.
- Aussenac G., 2000** : Introductions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and conséquences for silviculture. Ann.For.Sci.2000. pp: 287-301.
- Baeza M. J., Raventos J., Escarré A., Vallejo V.R., 2006** : Fire risk and vegetation Structural dynamics in Mediterranean shrubland. *Plant Ecol.*, 187: 189 - 201.
- Bagnouls F., Gaussen H., 1953** : Saison sèche et indice xérothermique. Doct. Cart. Prod. Vég. Ser. Gen II, 1, art. VIII, Toulouse, 47 p. 1 carte.
- Barberis A., Dettori S., Filigheddu M.R., 2003**:Management problems in Mediterranean cork oak forests: post-fire recovery. *J. Arid Environ.* 54.565–569p
- Battandier J.A., Trabut L., Flagey C., Debray F., Petit P., 1893** : Flore de l'Algérie: contenant la description de toutes les plantes signalées. Edi. Ballières et fils, pp. 825-822.
- Bekdouche F., Derridj A. , Krouchi F., 2008** : Evolution après feu de la composition floristique de la subéraie de Mizrana (Tizi-Ouzou, Algérie). *Sciences & Technologie C*,28: 19 - 29.
- Bekdouche 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.
- Belahbib N., Ouassou O., Dahmani J. , Douira A., 2005** :Contribution à l'étude de l'introgession génétique entre *Quercus suber* et *Q. rotundifolia* (Lamk.) Trabut au Maroc par l'utilisation des marqueurs microsattellites. Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, Section Sciences de la Vie, n°26, 27, 31-34
- 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.

Références Bibliographiques

- 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.
- Belhoucine L., 2013** : Les champignons associés au *Platypus cylindrus* Fab. (Coleoptera, Curculionidae, Platypodinae) dans un jeune peuplement de chêne-liège de la forêt de M'Sila (Oran, nord-ouest d'Algérie): Etude particulière de la biologie et l'épidémiologie de l'insecte. Thèse de doctorat, Dép. Des Sci. D'Agronomie et des Forêts. Fac.Sci. Univ. Tlemcen. 200 pp.
- Bellahirech A., Bonifácio L., Inácio M.L., Sousa E., Ben Jamâa M.L., 2015** : A contribution to the knowledge of *Platypus cylindrus* in tunisian cork oak forests. Tunisian Journal of Plant Protection: 10 (2): 141-150.
- Bellingham P.J., Sparrow C.D., 2000** : Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. Oikos 89: 409-416.
- SantiagoBeltranR., 2004** : Recommandations sylvicoles pour les subéraies affectées par le feu: chêne liège face au feu. Vivexpo.France. 27P.
- Bekdouche F., Derridj A., Krouchi F., 2008** : Evolution après feu de la composition floristique de la suberaie de Mizrana (Tizi-Ouzou, Algérie). Sciences et technologie C-N° 28 décembre, pp.19-29.
- 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., Piazzetta R., 2006** : Impact de la gestion sur la vitalité du chêne-liège. Séminaire "Vitalité des peuplements de chênes liège et chênes verts : situation actuelle, état des connaissances et actions à entreprendre". Evora, Portugal 25-26 octobre 2006.
- Ben Jamaa M.L., De Sousa E., Mnara S., 2007** : Observations sur le déterminisme des attaques et la bio-écologie de *Platypus cylindrus* F. (Coléoptère : Platypodidae) dans les subéraies tunisiennes et portugaises. 5eme Meeting du Groupe de Travail de Lutte Intégrée des Forêts de Chênes. OILB/srop. TLEMCEM 22 - 25 Octobre 2007.
- Benlemalem Y., 1981** :-Contribution à l'étude des feux de forêts: cas de la wilaya de Tizi-Ouzou. Mém .Ing. Agro, Ina, El - Harrach, Alger, p 100.
- Ben Seghir L A., 1996** : Mastère en sciences forestières. Institut méditerranéen du liège.

Références Bibliographiques

- Beyers J.L., 2009** : Non-native and native seeding. Pp. 321-336, In: A. CERDA & ROBICHAUD (eds). Fire effects on soil and restoration strategies. Land reconstruction and management séries, vol.5, Sciences Publishers, Enfield, Jersey, Plymouth
- B.N.E.D.E.R., 1997** : Analyse du milieu agricole dans la wilaya de Jijel. Bureau National Du Développement Rural. 80p
- B.N.E.D.E.R., 1984** : Etat actuel de la subéraie et ses perspectives de valorisation. Rapport 28p.
- B.N.E.D.E.R., 2008** : Etude d'inventaire forestier national : Rapport sur la caractérisation des formations forestières dans la wilaya de Jijel .Décembre . Algérie, 61P.
- 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.
- Boavida L.C., Varela M.C., 1999** : Sexual reproduction in the cork oak (*Quercus suber* L.).I. The programic phase. Sexual Plant Reproduction 11,347-353.
- Boehling N., Gerold G., 1995** : Post-fire regeneration patterns and variation of soil propeties in mediterranean phrygana- areas of Naxos/ Greece- Geookodynamik XVI, ¾, 333-345.
- Bollard B., 1992** : Petite encyclopédie de la forêt .Ed marketing .Paris .130P.
- Bonnet V., TatonTh. 2003** : Analyse spatiale et fonctionnelle de la réponse de la végétation après incendie en basse Provence calcaire. Forêt méditerranéenne, t. XXXIV, n° :385-401. Boudy, 1948.
- Bouchafra A., et Fraval A., 1991** : Présentation du chêne liège et de le subéraie .In Villement C. et Fraval A. : La faune du chêne liège. Actes Editions, Rabat, 26 p.
- Bouchon J., 1979** : Structure des peuplements forestiers. *Ann. Sci. Forest.* 36 (3), pp. 175-209.
- Boudy P. ,1948** : Economie forestière nord-africaine. Tome 1, Milieu physique et milieu humain. Edition Larose, Paris, 686 P.
- Boudy P., 1950** : Economie forestière Nord-Africaine. Monographie et traitement des essences. Larose, Paris, 172-180.
- 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'Algérieet de la Tunisie, Eds LAROSE, Paris Vè, 483p.

Références Bibliographiques

- 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., 2014**: Le chêne-liège face au feu de l'été 2012: cas de l'Algérie. Actes du colloque VIVEXPO2014:La biennale du liège et de la forêt Méditerranéenne. pp.13-23.
- 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.
- Bouhraoua R.T., 2016** : La situation économique des suberaies en Algérie. Actes du colloque VIVEX PO2016: Demain, quelle économie pour nos suberaies? pp.21-29.
- Bouhraoua R.T., Bouazzaoui A., 2020**- Factors affecting post-fire crown resprouting of corkoaktrees in aNorth western stand of Algeria. *Integrated Protection in OakForests IOBC-WPRS Bulletin Vol. 152, 2020 pp. 15-21*
- Brando P.M., Nepstad D.C., Balch J.K., Bolker B., Christman M.C., Coe M., Putz F.E., 2012**: Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior.*Global Change Biology*, 18: 630–641.
- Braun-Blanquet J., 1928** : Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde, Berlin, Springer
- Brown J., 1970** : Physical fuel properties of ponderosa pine forest and cheatgrass. Intermountain forest and range experiment station .Research paper. INT.74P.
- 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.
- Byram G. M., 1959** : Combustion of forest fuels. In: Davis, K. P., ed. *Forest Fire: Control and Use*. New York: McGraw Hill.
- 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.
- Calvo L., Tarrega R., Luis E., 1992** : Use of multivariant analysis to detect post- fire main changes in plant composition in forest of *Quercus pyrenaica* in Lein Province (NW.Spain).In L. Trabaud et R.Prodon(eds). *Fire in Mediterranean Ecosystems* Brussels-Luxenburg, ECSC-EEC-EAE. P.55-68.

Références Bibliographiques

- Calvo L., Tarrega R., Luis E., 1999** : Post fire succession in two *Quercus pyrenaica* communities with different disturbance histories. *Ann.For.Sci.*, 56 :441-447.
- Campo J., Andreu V., Gimeno-Garcia E., Gonzalez O., Rubio J. L., 2006** : Occurrence of soil erosion after repeated experimental fires in a Mediterranean environment. *Geomorphology*82, 376-387.
- Camus A., 1938** : Les chênes : monographie du genre *Quercus*. Paul Lechevalier, Paris, Tome I, section Cerris et Mesobalanus, 686p.
- Capitanio R., Carcaillet C., 2008** : Post-fire Mediterranean vegetation dynamics and diversity: A discussion of succession models. *Forest Ecology and Management*, Vol. 2555, pp 431-439. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.010>
- Carle P., 1974**: Santé des peuplements et équilibre biologique dans les forêts après passage du feu. *R. F. F.* n° spécial: 198-206
- 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](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.316)
- 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](https://doi.org/10.1007/s10342-009-0259-5).
- 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](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.010).
- Catry, F.X., Moreira, F., Pausas, J.G., Fernandes, P.M., Rego, F., and Cardillo, E., 2012a** : Cork oak vulnerability to fire: the role of barkharvesting, 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 WildlandFire* 22:919-932. <http://dx.doi.org/10.1071/WF12215>.

Références Bibliographiques

- Catry, F.X., Branco M., Sousa E., Caetano J., Naves P., Nóbrega F., 2017** : Presence and dynamics of ambrosia beetles and other xylophagous insects in Mediterranean cork oak forest following fire. *Forest Ecology and Management* 404 (2017) 45–54.
- CEMAGREF., 1983** : Régénération artificielle des chênes, note technique n°50.
- C.F.J., 2011** : Prévision d'exploitation du liège : campagne 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.
- CFT., 2012** : Bilan et enquête sur les incendies déclarés à Texenna 50 p.
- Chambers J.C., Roundy B. A., Blank R. R., Meyer S. E. & Whittaker A. , 2007** : What makes Great Basin sagebrush ecosystems invisible by *Bromus tectorum*? *Ecol. Monogr.*, 77(1): 117 – 145.
- Chapin F.S., Ernst-Detlef S., Mooney H.A., 1990** : The ecology and economics of storage in plants. *Annual Review of Ecology, and Systematics*, 21: 423–447.
- Charlemagne A., 1894** : Chênes- liège. Notices sur les forêts domaniales de l'Algérie. Édit. Giralt. 39p.
- 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 n° 173.
- Chaumont M., Paquin C., 1971** : Carte pluviométrique de l'Algérie du Nord, échelle 1/500000 (4 feuilles et notice), *Bull. Soc. Hist. nat. Afr. Nord, Alger*, 24p. + carte h.t.
- C.R.P.F., 2005** : Schéma régionale de gestion sylvicole d'Aquitaine. 63p.
- Costa A., Pereira H., Oliveira A., 2001** : A dendroclimatologiques 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., 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*. Vol. 38, June 2016. Pp : 72–81.

Références Bibliographiques

- Curt T., Adra W., Borgniet L., 2009** : Fire-driven oak regeneration in French Mediterranean ecosystems. *Forest Ecology and Management* 258, 2127–2135
- Curt T., Schaffhauser A., Borgniet L., Dumas C., Estève 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.
- 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.
- 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.
- 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 Beauccorps G., 1956** : Le sol. Ses caractéristiques intrinsèques. *Ann Rech. For Maroc*, tome 4, Fascicule 2, pp29-46.
- Débierre F., 1927** : Le chêne-liège en Tunisie. *Imprimerie Centrale-Tunis*, 60 p.
- 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 zariéffet (w.tlemcen), thèse. Doc .foresterie, université abou bakr belkaid tlemcen pp 20-65.
- Dehane B., Bouhraoua R.T., Belhoucine L., Hamani F.Z., 2013** : La filière liège algérienne, entre passé et présent. *Forêt méditerranéenne t. XXXIV, n° 2, juin 2013*. pp. 143-152.

Références Bibliographiques

- Dehane B., Madrigal J., Hernando C., Bouhraoua R., Guijarro M., 2015** : New bench-scale protocols for characterizing bark flammability and fire resistance in trees: application to Algerian cork. *J Fire Sci* 33(3):202–217
- 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>
- Dehane B., Ghefar, M., 2017** : Etude de la variabilité de croissance du liège dans le Nord Algérien. *Geo-Eco-Trop*, 41 (1): 39-54.
- Delabraze P., Valette J.C., 1974** : Inflammabilité et combustibilité de la végétation forestière méditerranéenne. *Rev. Frest. Franc.*, pp.171-177.
- Delga M-D., 1953** : Carte géologique des environs de Texenna (Petite Kabylie) au 1/50.000. Société Nouvelle de Cartographie- Paris.
- De Lillis M., Testi A., 1990** : Post fire Dynamic in a disturbed mediterranean community in centra Italy. In J.G. Goldammer and M.J. Jenkins (eds), *Fire in Ecosystems Dynamics*. The Hague, SPB Academic Publishing, p. 53-62.
- De Luis M., Raventós J., Wiegand T., Carlos González Hidalgo J., 2008a** : Temporal and spatial differentiation in seedling emergence may promote species coexistence in Mediterranean fire-prone ecosystems. *Ecography*, 31(5). 620-629 p.
- Demarteau M., 2006** : Réponse de *Cedrus atlantica* aux changements climatiques passés et futurs. Licence en sciences biologiques, université de Liège, 60P.
- DGF., 2007** : Rapport sur la politique forestière et stratégique d'aménagement et de développement durable des ressources forestières et alfatières. pp 81
- D.G.F., 2013** : Analyse de la politique du secteur forestier et des secteurs connexes en Algérie. 81p.
- D.G.F., 2018** : Bilan final des incendies de forêts, Alger, pp. 70.
- D.G.R.F., 2006** : Vitalité des peuplements de chênes liège et chênes verts : situation actuelle, état des connaissances et actions à entreprendre" (25-26 octobre 2006) Evora, Portugal. Rapport de Synthèse 11p.
- Dimitrakopoulos A.P., Mitsopoulos I.D., 2006** : Report of fires in the Mediterranean region. Fire Management Working Papers, Global Forest Resources Assessment 2005, FM/8/E FAO, Rome, Italy, 43 p.
- 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.

Références Bibliographiques

- D.S.F., 1991** : Réseaux de surveillance de l'état sanitaire des forêts (réseau CEE et réseau Bleu) : Protocole pour les observations. D.E.R.R. Min. Agri. For. 27p.
- Duguy B., Vallejo V.R., 2008** : Land-use and fire history effects on post-fire vegetation dynamics in eastern Spain. *J. Veg. Sci.*, 19: 97 - 108.
- Durand C., Bellanger M., Decoust M., 2004** : Etat sanitaire de la suberaie varoise; impact du démasclage et de la présence de l'insecte *Platypus cylindrus* F. I.M.L, Colloque VivexpoVives –Pyrénées Orientales –France : Le chêne liège face au feu. Juin 2004. 21 p.
- Durand J., 2009** : Contribution à la cartographie génétique chez les Fagacées. Thèse Doctorat spécialité : Ecologie évolutive, fonctionnelle et des communautés. Université bordeaux 1, 176p.
- El Antry TAZI S., Abourouh M., De Sousa E. Maria Lurdes I., 2007** : L'insecte *Platypus cylindrus* Fabr. (Coléoptère, Platypodidae) dans les suberaies Marocaines. Communication 5eme Meeting du Groupe de Travail de Lutte Intégrée des Forêts de Chênes. OILB/srop. TLEMCEN 22 - 25 Octobre 2007
- 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.
- Espirito-Santo M.D., Rego F., Costa J.C., 1992** : Vegetation dynamic in the Serra dos Candeeiros (Central Portugal). In L. Trabaud R. Prodon (eds), *Fire in Mediterranean Ecosystems Brussels- Luxemburg, ECSC-EEC-EAEC*, p.29-46.
- Essaghi S., Hachmi M., Yesséf 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.
- Eugenio M., Verkaik I., Lloret F., Espelta J.M., 2006** : Recruitment and growth decline in *Pinus halepensis* populations after recurrent wildfires in Catalogna (NE Iberian Peninsula). *Forest. Ecol. Manag.*, 231: 47 - 54.
- F.A.O., 2001** : Conservation agriculture: case studies in Latin America and Africa. *FAO Soils Bulletin* 78, 69p
- FAO, 2010** : Global forest resources assessment 2010. Main report. *FAO Forestry Paper* N° 163, Rome
- F.A.O., 2013** : Etat des forêts méditerranéennes 2013. , Rome, 195 p.
- Fernandes P.M., Botelho H., Rego F., Loureiro C., 2008** : Using fuel and weather variables to predict the sustainability of surface fire spread in maritime pine stands. *Can. J. For. Res.* 38, 190-201.

Références Bibliographiques

- Ferrandis P., Herranz J.M. & Martinez-Sanchez J.J., 1999** : Effect of fire on hardcoatedCistaceae seed banks and its influence on techniques for quantifyingseedbanks.*Plant Ecol.*, 144: 103 - 114.
- Ferreira A., Lopes F., & Pereira H., 2000** : Caractérisation de la croissance et de la qualité du liège dans une région de production. *Ann. For. Sci.* 57, pp. 187-193.
- 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.
- Fortes M. A., Rosa M. E et Pereira H., 2004**: A Cortiça. IST Press. Lisboa. 259 p
- Forgeard F., 1990**:Development, growth and species richness on Brittany heathlandsafterfire. *Acta Oecol.*, 11 (2): 191 - 213.
- F.O.S.A., 2007**: Document national de prospective "l'Algérie".6p.
- Foucard J.C., 1994** : Filière pépinière de la production à la plantation. Edit. Tec.Doc., Paris,417p.
- Francllet R., 1 972** : Cours de sylviculture. Projet FAO " éducation et formation forestière". M O R. 1 9/5F/0 3 8 7 Février/Avril.
- Fraval A., 1991** : Contribution à la connaissance du rythme de la floraison du chêne liège en forêt de la Mamora, *Ann.Rech.For.Maroc,T(25)*,pp.102-118.
- Fryer G I ., Johnson E A.,1988** :Reconstructing fire behavior and effects in a subalpine forest . in : Hély C., Flannigan, M., Bergeron, Y., andMcRae, D.2001.Role of vegetation and weather on fire behavior in the Canadian mixedwood boreal forest using two behavior prediction system 2001.Canadian Journal of forest Research. Pp430-441.
- Gaffarel P.,** Algérie histoire. Conquête et colonisation, pp.467-472.
- 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>
- Gausсен., 1954** : Théorie et classification des climats et microclimats. C.R. Ville Congr. Int. Bot., Paris, Sect. 27, 125-130.
- Ghouil H., Montpied P., Epron D., Ksontini M., Hanchi B et Dreyer E., 2003**: Thermal optima of photosynthetic functions and thermostability of photochemistry in cork oak seedlings. *Tree Physiol.* 23, 1031–1039.
- Gill A. M., et Stephens S. L., 2009**: Scientific and social challenges for the management of fire-prone wildland–urban interfaces. *Environmental Research Letters*, 4(3), 034014.

Références Bibliographiques

Gogorcena Y., Molias N., Larbi A., Abadia J. Abadia A., 2001 : Characterization of the responses of cork oak (*Quercus suber*) to iron deficiency. *Tree Physiol.* 21, 1335-1340

González-Adrados J. R., González-Hernandez R., Calvo-Haro R., 2000 : La predicción del calibre de corcho al final del turno y su aplicación al muestreo de la producción. *Forest Systems*, 9 : 363-373.
<https://recyt.fecyt.es/index.php/IA/article/view/2629>

Gounot M., 1969 : Méthodes d'étude quantitative de la végétation. Masson éd., Paris, 314 p. 87

Grandjouan G., 1996 : Transposition géométrique ou simulation probabiliste ? Choix d'un modèle statistique des relations écologiques en milieu naturel. In : Actes des journées du programme environnement, vie et sociétés, « Tendances nouvelles en modélisation pour l'environnement », CNRS, 71-76.

Hachechena S., 1995 : Contribution a l'étude des techniques de renouvellement de *Quercus suber* dans la forêt domaniale de Bainem. Th.ing.INA.el – Harrach. Alger.70 p.

Harrington J., Kimmins J., Lavender D., Zoltai S., Payette S., 1991 : The effect of climate change on forest ecology in Canada. In Proceedings of the 10th World Forestry Congress, 17–26 Sept. 1991, Paris. École nationale du génie rural, des eaux et des forêts, Nancy, France. *Rev. For. Fr. Spec. Issue. Vol. 2.* pp. 49– 58.

Hasnaoui B., 1995 : Déséquilibre de l'écosystème forestier et ses conséquences sur la faune sauvage en Tunisie : Cas du sanglier et du cerf de berbérie. *Forêt méditerranéenne* t. XVI, n° 3, Juillet 1995.

Hetier J.P., 1993 : Forêt méditerranéenne : vivre avec le feu ? Eléments pour une gestion des écosystèmes forestiers littoraux. *IARE-Agropolis, Montpellier [FRA]*, no. 2, 147 p.

Imdad M.U., Aslam M., 2018: mctest: Multicollinearity Diagnostic Measures. Version 1.2. <https://CRAN.R-project.org/package=mctest>

I.M.L., 2016 : Actes du colloque VIVEXPO 2016 : Demain, quelle économie pour nos suberaies ?, 77p.

Jacamon M., 1987 : Guide de dendrologie. Tome 2 : Feuillus .E.N.G.R.E.F. Nancy, 256p.

Jacquet K., 2006 : Biodiversité et perturbations : Dynamique de l'avifaune après incendie et ses relations avec la dynamique végétale. pp. 275. Université Montpellier II, Montpellier.

James S., 1984 : Lignotubers and burls their structure, function and ecological significance in Mediterranean ecosystems. *Bot Review* 50 (3): 225-266.

Références Bibliographiques

- Joffre R., Rambal S., Ratte J.P., 1999** : The dehesa system of southern Spain and Portugal as a natural ecosystem mimic. *Agroforestry Systems* 45(1-3):57-79.
[doi:10.1023/a:1006259402496](https://doi.org/10.1023/a:1006259402496)
- Johnson E A., 1992** : Fire vegetation dynamics : studies from the North America boreal forest Cambridge University Press, Cambridge, U.K.25P.
- Julieta A., Rosell., 2016** : Bark thickness across the angiosperms: more than just fire. *New Phytologist*,<https://doi.org/10.1111/nph.13889>
- Kassambara A., Mundt F., 2020**: Factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. R package version 1.0.7. <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>
- 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., 1986** : Resilience of mediterranean shrub communities to fires. *Vegetation science* , Vol. 16, pp. 95–112.Springer.
- Keeley J.E., 2009** : Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *Int. J. Wildland Fire*, 18: 116 - 126.www.publish.csiro.au/journals/ijwf
- Kleijn D., Sutherland W.J., 2003** : How effective are European agri-environment schemes Inconserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology*40(6), pp.947 – 969.[doi:10.1111/j.1365-2664.2003.00868.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00868.x) .
- Lamey A., 1893** : Le chênes- liège, sa culture et son exploitation. Paris, Nancy. Edit. Berger-Levrault. 289 p.
- Landmann G., 1988** : Comment apprécier la vitalité des arbres ou d'un dépérissement forestier ? *Rev. For. Fr.* XI, n° 4 pp. 265-284.
- Landmann G., 1994** :Concepts, définitions et caractéristiques générales des dépérissements forestiers .*Rev.For.Fr.*XLVI-5.pp.405-413.
- Lanier L., 1986** : Précis de Sylviculture. E.N.G.R.E.F. (Nancy), 486 p.
- Lê S., Joss J., and Husson F., 2008**: **factoMineR**: An R Package for Multivariate Analysis.*Journal of Statistical Software*, 25(1): 1-18.
- Lebourgeois F., Granier A., Bréda N., 2001** : Une analyse des changements climatiques régionaux en France entre 1956 et 1997. Réflexions en termes de conséquences pour les écosystèmes forestiers. *Ann.For.Sci.*58, 733-754.
- Lecomte H., Rondeux., 2002** : Les inventaires forestiers nationaux en Europe.Tentative de synthèse, Belgique. Les cahiers forestiers de Gembloux, 20p.

Références Bibliographiques

- Le Houerou H.N., 1980** : "L'impact de l'homme et de ses animaux sur la forêt méditerranéenne". Forêt Méditerranéenne, - 1ère partie: II(1): 31-44- et 2ème partie:(2):155-174.
- Le Houérou H. N., 1981** : Impact of man and his animals on Mediterranean vegetation. In Mediterranean-type shrublands, Di Castri, F., Goodall, D. W. and Specht, R. L. eds, pp. 479-521. Elsevier, New York.
- Leit, C., Pereira H., 2017**: Cork-Containing Barks. A Review. *Frontiers in Materials*, Volume 3, article 63, 19 p.
- 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 climacique de la subéraie en forêt de la Mamora. *Ann. Rech. Forest. Rabat*, 9, 1-86.
- Letreuch- Bélarouci, N., 1991** : Les reboisements en Algérie et leur perspective d'avenir. OPU, Alger, vol. 1, 294 p.
- Lloret F., 1998** : Fire, canopy cover and seedling dynamics in Mediterranean shrubland of Northeastern Spain. *J. Veg. Sci.*, 9: 417 - 430.
- Lloret F., Pausas J.G., Vilà M., 2003** : Responses of Mediterranean Plant Species to different fire frequencies in Garraf Natural Park (Catalonia, Spain): field observations and modelling predictions. *Plant Ecol.*, 167: 223 – 235.
- Long G., 1974** : Diagnostic phytoécologique et aménagement du territoire. I : Principes généraux et méthodes .Masson, Paris ; vol.252p.
- Louni D., 1994** : Les forêts algériennes, forêt méditerranéenne t. XV, n° 1, pp.59-63.
- Louvel J., Gaudillat V., Poncet., 2013** : EUNIS, European Nature Information System, Systeme d'information europeen sur la nature. Classification des habitats. Traduction française. Habitats terrestres et d'eau douce, MNHN-DIREV-SPN, MEDDE, Paris, 289p.
- Luis-Calabuig E., Tarrega R., 1992** : Studies on post fire regeneration in *Quercus pyrenaica* ecosystem in Leo Province (NW. Spain). In. Trabaud R. Prodon (eds). *Fire in Mediterranean Ecosystem* Brussels- Luxemburg. ECSC-EEC-EAEC, p.69-86.
- Macarthur R., 1994** : **Cork Oaks and Cork** : A new zeland Perspective. The grove Picton. NewZeland, The Cork Oaks and Cork: a New Zealand. Blenheim Print. Sans pagination.
- Machouril N.R., Laouina A., 2008** : Problématique de dégradation des subéraies atlantiques marocaines. *Ann. Rech. For. Maroc*. **39**: 74-84.
- Macarthur A. G., 1967** : Fire behaviour in Eucalypt forests. *Aust. Forest, and Timber Bur.*, leaflet n° 107, 36 p.

Références Bibliographiques

- Madoui A., 2002** : Les incendies de forêt en Algérie. Historique, bilan et analyse. Forêt méditerranéenne, tome 23, n° 1, 23 p.
- Madoui A., Gehu J.M., Alatou D., 2006** : L'effet du feu sur la composition des pinèdes de *Pinus halepensis* Mill. Dans le nord de la forêt de Boutaleb, Algérie. *Ecol. Mediterr.* 32: 5 - 13.
- Magenot G., 1942** : La race en botanique. Bulletins et Mémoires de la Société d'anthropologie de Paris, IX° Série, tome 7 fascicules 1-3, pp. 3-11.
- Maillet A., 1993** : La variabilité spatiale du risque d'incendie .Influence des facteurs du milieu naturel et humain.Janvier 1993.Cemagref Ed.54p.
- Maire R., 1926** : Note phytogéographique de l'Algérie et de la Tunisie avec une carte/ Alger.
- Maire R., 1961** : la flore de l'Afrique du Nord.Vol.7. Paul Lechevalier, Paris, 329p.
- Margaris N., 1976** : Structure and dynamic in phryganic (East Mediterranean) ecosystem Journal of Biogeography, 3 :249-259.
- Margot P., 2006** : Du chêne liège au bouchon. Partie 1 Histoire et géographie, Cep divin. Pp.
- Marion J., 1951** : La régénération naturelle du chêne-liège en Mamora. Annales de la Recherche Forestière 1:25-57. Rabat.
- Massenet JY., 2010** : Caractérisation et mesure des peuplements réguliers 25 p.
- 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.
- Medjahdi Letreuch-Belarouci A., Letreuch-Belarouci N., Benabdeli K. , Medjahdi B., 2009** : Impact Des Incendies Sur La Structure Des Peuplements De Chêne-liège Et Sur Le Liège : Le Cas De La Subéraie De Tlemcen (Algérie), Forêt Méditerranéenne T. Xxx, N° 3, Septembre 2009, pp. 231-238)
- Mesléard F., Lepart J., 1989** : Continuous basal sprouting from a Lignotubers: *Arbutus unedo* L. And *Erica arborea* L., as woody Mediterranean example. *Oecologia* 80 (1):127-131
- Merouani H., Bronco C., Helena M., Pereira J. S., 2001**: Effects of acorn storage duration and parental tree on emergence and physiological status of Cork oak (*Quercus suber* L.) seedlings. *Ann. For. Sci.* 58 (2001) 543-554. INRA, EDP sciences, 2001.
- Merouani H., Apolinario L.M., Almeida M.H., Pereira J.S., 2003** : Morphological and physiological maturation of acorns of cork oak (*Quercus suber* L.). *Seed Science and Technology* 31, 111–124

Références Bibliographiques

- Messaoudène. M., 1998** : La régénération naturelle des peuplements de *Quercus Suber*L. dans la forêt domaniale des Béni Ghorbi (Algérie). Actes de séminaire méditerranéen sur la régénération des forêts de chêne liège. Tabarka. Tunisie. 73-86.
- 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.
- 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.
- Metro A., 1958** : Forêts. Atlas du Maroc. Notices explicatives. Section VI Biogéographie forêts et ressources végétales. Rabat.
- M'Hirit O., 1982.** Etude écologique et forestière des Cédraies du Rif marocain. Ann. Rech. Forest. Maroc, 22, 1-502.
- Molinas M.L., 1991** : The stomata of the cork oak, *Quercus suber* - An ultrastructural approach. Nordic journal of botany, 11, pp.205-212.
- Molina J. R., Prades C., Loral Á., Rodríguez y., Silva F.,(2018** :*Quercus suber* cork as a keystone trait for fire response: a flammability analysis using bench andfield scales. For. Ecol. Manage. **429**: 384–393. [doi:10.1016/j.foreco.2018.07.041](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.041).
- Montero G., Torres E., Cañellas I., Ortega C., 1996** : Modelos para la estimación de la producción de corchoen alcornoques. Forest Systems, 5 (1): 197-127. <https://recyt.fecyt.es/index.php/IA/article/view/4923>.
- MORAVEC J., 1990** : Regeneration of N.W. African*Pinushalepensis*forestsfollowingfire.*Vegetatio*, 87: 29 – 36.
- 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. ForestEcology 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.
- Moreno J.M., Va' zquez A., Ve' lez R., 1998** : Recent history of fires in Spain. In:Moreno, J.M. (Ed.), Large Forest Fires. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 159–185.

Références Bibliographiques

- Mouillot F., Ratte J.P., Joffre R., Moreno J. M., Rambal S., 2003** : Some determinants of the spatio-temporal fire cycle in a mediterranean landscape (Corsica, France). *Landscape Ecology* 18, 665-674.
- 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
- Mugnossa G. Scarascia Oswald H., Piussi P., Radaglou K., 2000**: Forests of the Mediterranean region: Gaps in knowledge and research needs. *For.Ecol. Manag.*132, pp.97-109.
- 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>
- Naggari O., Bouhraoua R.T., Torres E., Zedek M., 2019** : Étude de l'influence des facteurs du milieu sur la croissance et la production du liège de la suberaie du Parc national de Teniet El Had (Tissemsilt, Algérie). *Bois et Forêts des Tropiques* Vol (342).pp. 41-54.
- Naggari O., 2021** : Etude des potentialités subéricoles de la région nord-ouest d'Algérie : Cas de la forêt de Tagdempt (W. Tiaret) et Parc National de Teniet El Had (W.Tissemsilt). *Fac. SNV-STU, Université de Tlemcen*, 211 pages.
- Natividade J.V., 1956** : Subériculture, édition française de l'ouvrage portugais « subériculture ». E.N.E.F (Nancy) .303p.
- Nsibi R., Souayha N., Khouia L., Bouzid S., 2006** : La régénération naturelle par semis de la suberaie de Tabarka-AïnDraham face aux facteurs écologiques et anthropiques. *GeoEcoTrop* 30:35-48.
- 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.
- Oli, 2005** : Les fiches des plantes exotiques : Quercus suber, Chêne liège, cork oak, 2p.
- O.N.M., 2012** : Office National de Météorologie. Station régionale Aéroport National Ferhat Abbas de Jijel.
- O.N.M., 2015** : Office National de Météorologie. Station régionale Aéroport National Ferhat Abbas de Jijel.
- O.N.M., 2015** : 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.
- ORIEUX A., 1974** : Conditions météorologiques et incendies en régions méditerranéenne. Les incendies de forêts. Rev.Forest. Française .NS. Tome I.PP122-129.
- Ouelmouhoub S., Benhouhou S., 2007** : Evolution floristique des suberaies incendiées dans la région d'El Kala (nord-est Algérie). *Ecol. Mediterr.*, 33: 85 - 94.
- Ozenda, P., 1991** : Les relations biogéographiques des montagnes sahariennes avec la région méditerranéenne. *Revue de Géographie Alpine*, 1 : 43-53.
- Oswald H., 1980** : Une expérience d'espacement de plantation de sapin de Vancouver (Abies grandis). *Rev. For. Fr.*
- Palamarev E., 1989** : Palaeobotanical evidences of the Tertiary history and origin of the Mediterranean sclerophyll dendroflora. *Plant Syst. Evol.*162:93-107
- 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.
- Paulo J.A., Palma J.H.N., Gomes A.A., Faias S.P., Tomé J., Tomé M., 2015**: Predicting site index from climate and soil variables for cork oak (*Quercus suber* L.) stands in Portugal. *New Forests* 46(2): 293-307. <https://doi.org/10.1007/s11056-014-9462-4>
- 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, 717-722
- Pausas J.G., Ouadah N., Ferran A., Gimeno T., Vallejo R., 2003** : Fire severity and seedling establishment in *Pinus halepensis* woodlands, eastern Iberian Peninsula. *Plant Ecol.*, 169: 205 – 213.
- Pausas J.G., 2004** : Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). *Climatic Change*, 63, 337-350.
- Pausas J.G., Llovet J., Rodrigo A., Vallejo V.R., 2008** : Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? -A review. In: *J. Wildland Fire*, 17: 713 - 723.
- Pausas J.G., Pereira J.S., Aronson J., 2009** : The tree in Aronson J., Pereira J.S., Pausas J.G., eds. Cork oak woodlands on the edge Ecology, adaptive, management, and restoration. Society for ecological restoration international. Islandpress, USA. Pp: 11-21.

Références Bibliographiques

- Pausas J. G., 2015:** Bark thickness and fire regime. *Functional Ecology*, 29(3) ,pp.315-327.<https://doi.org/10.1111/1365-2435.12372>
- Pausas P., Keeley J.K.,2017 :**Epicormic Resprouting in Fire-Prone Ecosystems. *Trends Plant Sci* 22(12):1008-1015.doi: [10.1016/j.tplants.2017.08.010](https://doi.org/10.1016/j.tplants.2017.08.010)
- Petrov, M., Genov K., 2004 :** 50 years of cork oak (*Quercus suber* L.) in Bulgaria *Nauka za Corata (Forest Science)* 3, pp.93-101.
- Pereira H., 2007:** Cork: Biology, Production and Uses. Elsevier. Ed. Oxford. UK. 329p.
- Piazzetta R., 2011 :** La gestion des subéraies après incendie, 2e rencontre méditerranéenne gestionnaires-industriels-chercheurs sur les subéraies et la qualité du liège Université de Jijel (Algérie) – 18 & 19 octobre 2011, Institut Méditerranéen du Liège.
- Piazzetta R., Ruiu P.A., Pintus A., 2014 :** Méthodes de régénération du chêne-liège en Sardaigne forêt méditerranéenne t. XXXV, n° 2, juin 2014, pp. 109-116.
- 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
- Pimont, F., Dupuy, J.-L., Rigolot, E., and Duche, Y. 2014.** Les effets du passage d'un feu dans un peuplement arboré: synthèse des connaissances et applications pour le gestionnaire forestier mediterraneen. *For. Med.* **35**(1): 17–30.
- Piñol J., Terradas J., Lloret., F., 1998 :** Climatic warming hazard, and wildfire occurrence incoastal eastern Spain. *Clim Change* 38: 345-357.
- Puyo J.Y., 2004 :** Les premiers temps de la mise en valeur coloniale des subéraies algériennesEt lestristes épisodes des concessions privées. 16p.
- Quezel P., 1956 :** Contribution à l'étude des forêts de chêne à feuilles caduques d'Algérie.Mém. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord, Nouv. Sér. 1 - 57.
- Quezel P., et Santa S., 1962 :** Nouvelle flore d'Algérie et des régions désertiques méridionales. Taom 1. CNRS, Paris, 565p.
- Quezel P., 1976 :** "Les forêts du pourtour méditerranéen". in "Forêts et maquis méditerranéen: écologie, conservation et aménagement". Note technique du MABUNESCO, Paris. 22:273-280.
- 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. Elsevier, Paris, 592 p.
- R Core Team, 2020:** A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation forStatistical for Computing .R version 3.5.1.Vienna, Austria.www.r-project.org

Références Bibliographiques

- RAMADE F., 1997** : Conservation des écosystèmes méditerranéens ; enjeux et perspective. Les fascicules du plan bleu n°3. Edition Economica, Paris, 189 p.
- Rigolot E., 2004**: Predicting post-fire mortality of *Pinus halepensis* Mill. And *Pinus pinea* L. Plant Ecology 171, 139–151.
- Roccaforte J.P., Meadora A.S., Waltza A.E.M., Gaylordc M.L., Stoddarda M.T., Huffman, D.W., 2018**: Delayed tree mortality, bark beetle activity, and regeneration dynamics five years following the Wallow Fire, Arizona, USA: Assessing trajectories towards resiliency.
- Rondeux J., 1999** : La Mesure des Peuplements Forestiers. Les Presses agronomiques de Gembloux .A.S.B.L, 521p.
- 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 Harrach Alger 82p.
- Roula S.E, Bouhraoua R.T. et Catry F. X. 2020** :Factors affecting post-fire regeneration after coppicing of cork oak (*Quercus suber*) trees in northeastern Algeria, *Canadian Journal of Forest Research*, 50 (4): 371-379,doi.org/10.1139/cjfr-2019-0181,
- Roula S.E., 2021** :Etude de la régénération post-incendie du chêne-liège (*Quercus suber* L.) par rejets de souche dans la région de Jijel,thèse. Doc. foresterie, université abou bakr belkaid tlemcen,224P.
- Ryan K. C., 1982**:Evaluating potential tree mortality from prescribed burning. Site preparation and fuels management on steep terrain. Washington State University, Cooperative Extension, Pullman, WA. 167-179p.
- Ryan K.C., Reinhardt E.D., 1988**: Predicting post fire mortality of seven western conifers.*Can. J. Res.*, 18 (10): 1291–1297.
- Saccardy L., 1937** : Notes sur le chêne-liège en Algérie. Bulletin de station de recherches Forestières du Nord Ed. Service des forêts, 273-363
- Salazar Sampaio J., 1988** : Production du liège : Situation, évolution en France et dans le monde. For. médit. 10 (1): 156-159
- Sampaio A ., 1988**: Le liège « Production, mise en valeur, transformation et commercialisation » , Forêt Méditerranéenne ,Tome X , n°1, pp.156 -190.
- Sánchez-González M., Tomé M., Montero G., 2005** : Modelling height and diameter growth of dominant corkoak trees in Spain. *Annals of Forest Science*, 62: 633-643.<https://doi.org/10.1051/forest:2005065>
- Sanchez-Gonzalez M., del R o ., 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](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.002).

Références Bibliographiques

- Sauvage C., 1961** : Recherches géobotanique sur les subéraies marocaines. Trav, Inst. Sci. Chérif. Bot., 21. 45p.
- Schaffhauser A., Curt T., Vela E., Tatoni T., 2012a** : 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., Curt, T., Vella, E. & Tatoni, T., 2012b**: Recurrent fires and environment shape the vegetation in *Quercus suber* L. woodlands and maquis. Comptes Rendus Biologies 335, 424-434
- Seigue A., 1985** : La forêt méditerranéenne et ses problèmes .Techniques agricoles et productions méditerranéennes. Ed. Maison neuve et la rose .pp.393-395.
- Seigue A., 1987** : La forêt méditerranéenne française. Aménagement et protection contre les incendies. EDISUD, Aix en Provence, 159p.
- Seltzer P., 1946** : Le climat de l'Algérie. Trav. Inst. Météo. et Phys. Globe. Université d'Alger, Typo. Litho, Alger, 219 p.
- Sigfried A., 1943** : Vue générale de la Méditerranée.: Ed. Gallimard, Paris, 190 p.
- Silva J.S., Catry F.X., 2006** : Forest fires in cork oak (*Quercus suber* L.) stands in Portugal. International Journal of Environmental Studies. Vol. 63 (3): pp.235-257.
- 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.
- Thanos C.A., Marcou S., Christodoulakis D. , Yannitsaros A., 1989** : Early post-fire regeneration in *Pinus brutia* forest ecosystems of Samos island (Greece). *Acta Oecol.-Oec. Plant.*, 10 (1): 79 – 94.
- Trabaud L., 1970a** : Le comportement du feu dans les incendies de forêts. *Revue Technique du Feu*, pp. 103 : 13-32.
- Trabaud L., 1970b** : Quelques valeurs et observations sur la phytodynamique des surfaces incendiées dans le Bas-Languedoc. *Naturalia Monspeliensia, Série Botanique*, 21 : 231-242. English version: "Some measurements and observations on the phytodynamics of burnt areas in Bas-Languedoc (Southern France). Fire Research Abstracts Reviews, 1971, 13 (3) 306-316.
- 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

Références Bibliographiques

- Trabaud L., 1980** : Impact biologique et écologique des feux de végétation sur l'organisation, la structure et l'évolution de la végétation des zones de garrigues du Bas-Languedoc. Thèse Doct. d'Etat. U.S.T.L., Montpellier. 288 p.
- Trabaud L., Lepart J., 1980** : Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetation* 43, 49-57.
- Trabaud L., 1983b** : The effects of different fire regimes on soil nutrient levels in *Quercus coccifera* garrigue. Pp. 233 – 243, In: *Mediterranean-type ecosystems: the role of nutrients*. F.G. KRUGERetal. (eds). Springer-verlag, Berlin
- Trabaud L., 1989a** : Les effets du régime des feux: exemple pris dans le bassin Méditerranéen. CIHEAM, options Méditerranéennes, série séminaires, n°3: 89 – 94.
- Trabaud L., 1989b** : Les feux de forêts. Mécanismes, comportement et environnement, Aubervilliers.
- Trabaud L., 1991 a** : Le feu est-il un facteur de changement pour les systèmes écologiques du bassin méditerranéen ? *Sécheresse*, 3 (2): 163 - 174.
- Trabaud L., 1992a** : Réponses des végétaux ligneux méditerranéens à l'action du feu. *Pirineos*140, 89-107.
- Trabaud L., 1994** : Postfire plant community dynamics in the mediterranean basin. In *The role of fire in mediterranean type ecosystems*, Moreno, J. M. and Oechel, W. C. eds, pp. 1-15. Springer Verlag, New York
- Vazquez A., Moreno J. M., 2001** : Spatial distribution of forest fires in Sierra de Gredos (Central Spain). *Forest Ecology and Management* 147, 55-65.
- Veillon S., 1998** : Guide technique de subericulture dans les Pyrénées-Orientales. Typologie de peuplement et étude préliminaire. Stage de fin d'étude, FIF-ENGREF, France, 68p+annexes
- Veille JF., 2004** : Régénération et sylviculture des suberaies incendiées. Les assises varoises de la forêt méditerranéenne, *Forêt méditerranéenne* t. XXV, n° 4, décembre 2004.
- Vigne E., 1990** : Sylviculture des suberaies varoises. *Forêt méditerranéenne*, tome XII, n° 2.pp 125-131.
- Villemant C., Fraval A., 1991**: La Faune du chêne-liège. – Actes Editions, Rabat : 336 p.
- Wenger K.F., 1984** : Fire management, dans *society of Amercan Foresters, Forestry hand book*. 2e ed. Wiley Inter-science Publ., 235-245p.
- Whelan R.J., 1995**:The ecology of fire.Cambridge University-a short interval between fires in California chaparral.

Références Bibliographiques

- Wittkuhn R.S., Hamilton T., 2010** : Using fire history data to map temporal sequences of fire return intervals and Seasons. *Fire ecology*(6) 97-114 [doi: 10.4996/fireecology.0602097](https://doi.org/10.4996/fireecology.0602097)
- Wright H.A., and Bailey A.W. ,1982** : Fire ecology. Wiley, New York.
- W.W.F., 2001**: Les forêts de Méditerranée, une nouvelle stratégie de conservation. Rome. Italie, 15 p.
- W.W.F., 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., and Ma L. ,2013** : Effects of stump diameter, stump height, and cutting season on *Quercus variabilis* stump sprouting. *Scandinavian J. For. Res.* **28** (3): 223-231.
- Yessad S.A., 1990** : Notes méthodologique sur les forêts de chêne-liège. « Forêt expérimentale » I.N.R.F 1ère partie. 14 p et 2ème parties 9p.
- Yessad S.A., 2001** : Le Chêne-liège et le Liège dans les pays de la Méditerranée occidentale. Edit. MRW, 123p.
- Younsi S., 2006**: Diagnostique des essais de reboisement et de régénération du chêne liège (*Quercus suber*) dans la région de Jijel; Mémoire de Magister, Université Mentouri de Constantine. 104p.
- 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.
- 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.
- 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.

Annexes

ANNEXE : A

Tableau 1 : Etat de répartition des forêts par type de formation, nature juridique et par Superficie (ha).

Commune	Nature	Superficie	Forêts	Maquis	Broussaille
Jijel	Domaniale	751,19	628,46	27,09	95,64
	Sectionale	185,00	119,90	27,79	37,30
	communale	20,24	1,32	/	18,91
	Total	956,43	749,68	54,89	151,87
Kaous	Domaniale	449,30	233,12	186,35	29,83
	Nationalisée	203,95	203,95	/	/
	Total	653,25	437,07	186,35	29,83
Texenna	Domaniale	3623,98	3221,68	326,40	75,70
	Nationalisée	3148,34	2789,90	216,39	142,05
	Sectionale	32,00	27,70	4,30	/
	communale	1178,71	246,59	147,59	784,54
	Total	7983,06	6286,08	694,68	1002,29
Emir A/Kader	communale	144,00	84,90	59,10	/
	Total	144,00	84,90	59,10	/
Djimla	Communale	1487,06	858,13	159,71	469,21
	Total	1487,06	858,13	159,71	469,21
Béni Yadjis	Domaniale	1360,0	967,45	153,89	238,67
	Sectionale	121,45	91,79	20,60	9,10
	communale	315,54	180,71	130,18	4,64
	Total	1797,04	1239,85	304,67	252,40
Erraguène	Domaniale	1153,84	1057,20	12,28	84,36
	Total	1153,84	1057,20	12,28	84,36
circonscription	Domaniale	8825,39	6966,25	865,72	993,41
	Nationalisée	3352,30	2993,86	216,38	142,04
	Sectionale	338,49	239,39	52,69	46,40
	communale	1658,50	513,52	336,87	808,10

Suite ANNEXE : A

Tableau 2 : 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	117
		OuledKhiroune	180,75
		Boukebbab	52,11
		Draa Azrar	172,4
		Béni Foughal	284,87
		Harma	330,2
		Tabellout	229
		Sendouh	100,12
		Cheraia	222
		Djouaneb	409,69
	Forêt domaniale de Guerruch	El Hot	95,4
		El Ma Bared	535,72
		Kssir Moussa	418,95
		Ouled Tahar	188,21
		FedjTfah	43,46
	Forêt communale Allaguen	Allaguen	202,38
	Forêt communale El Braker	El Braker	228,01
Forêt communale MerdjSeghir	MerdjSeghir	268,1	
Forêt sectionnelle Tabellout	El Coudia	32	
Forêt communale Affendel	Affendel	80	

	Forêt communale El Ghedrane	El Ghedrane	64
	Forêt domaniale Béni Amrane	Sidi Braham	132,06
		Dmema	81,16
		Ghil Amrane	638,34
	Forêt domaniale Béni Khettab	Sidi Ali	101
		Djeraif	260
		Licened	143
		Oued Chetta	316
		Indjer	52,84
		Chouf	99,16
		Djerda	115,28
		Allioum	174
		Boubahri	79
		Forêt communale Abellout	Abellout
	Forêt communale Zeghouda	Zeghouda	163,14
	Forêt communale RekibetLamaiz	RekibetLamaiz	75
	Forêt domaniale d'Oued Kissir	Oued Kissir	439,89

ANNEXE : A1

Tableau 3: Données statistiques sur les incendies de forêt en 2012 dans la région de Texenna

Commune	forêt	Cantons	Date des feux (2012)	Superficie (ha)	Nombre de feux
Texenna	Forêt domaniale RekkadaMetlatine	Tassouda	août	36	1
		ArkDerma	août	84	1
		OuledKhiroune	août	36,5	2
		Boukebbab	juillet-août	1,5	2
		Draa Azrar	/	/	/
		Béni Foughal	juillet- août	268	3
		Harma	juin- juillet	250	2
		Tabellout	juin- août	38,5	2
		Sendouh	août –	8,5	2
		Cheraia	septembre	45	1
		Djouaneb	août	8,5	3

			juillet		
	Forêt domaniale de Guerruch	El Hot El Ma Bared Kssir Moussa Ouled Tahar FedjTfah	Juin Juillet – aout Juin aout	15 320 50 31	1 2 1 1
	Forêt communale Allaguen Forêt communale El Braker Forêt communale MerdjSeghir	Allaguen El Braker MerdjSeghir	Juillet Juillet /	50 4 /	1 1 /
	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 Dmema Ghil Amrane	aout aout aout	2,5 50 518	1 1 1
	Forêt domaniale Béni Khettab	Sidi Ali Djeraif Licened Oued Chetta Indjar Chouf Djerda Allioum Boubahri	aout aout / / / aout Juillet – aout aout aout	80 158 / / / 5 73 7,5 55	3 1 / / / 1 4 1 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 : A2

Tableau 4 : Caractéristiques des quadrats mises en place dans les sites brûlés en 2014

Cantons	Code du site	Nombre de quadrats	Altitude (Al) (m)	Pente (P %)	Exposition (E x)
Tassouda	S.T1	1	678	11	Est-Ouest
	S.T2	1	680	11	Nord-Est
Sendouh	S.S	1	970	21	Nord-Sud
Ouled- Khiroun	S.K	1	434	21	Ouest-Est
Tabellout	S.TB1	1	440	10	Est-Ouest

	S.TB2	1	439	8	Est–Ouest
Harma	S.H1	1	530	13	Sud– Nord
	S.H2	1	510	33	Sud– Nord
Ark Darma	S.A1	1	405	31	Ouest-Est
	S.A2	1	464	23	Ouest-Est
Béni Foughal	S.B	1	950	12,5	Ouest-Est
Boudouda	S.BO	1	661	25	Nord–Sud
R’kibet Lamaiz	S.R	1	657	1	Est–Ouest
Indjar	S.I	1	890	30	Sud– Nord
Djerda	S.D	1	829	26,5	sud-est
Chouf	S.CH	1	897	26	Nord–Sud
Djouaneb	S.DJ	1	625	33	Est–Ouest

Tableau 5 : Taux de recouvrement (R(%)) des sites d’étude, par strates et par stade de l’année 2015.

Sites	Strate (0-0,5m)	strate (0,5-1m)	strate herbacée	Recouvrement total de la végétation
S.K	11,9	0,2	4,8	16,9
S.A2	14	1,25	6,8	22,05
S.S	13,2	0,7	10,2	24,1
S.B	12,75	0	2,3	15,05
S.T1	27,6	0,1	4,4	32,1
S.CH	11,5	0	2,2	13,7
S.D	5,6	0	1,4	7
S.DJ	8,65	2,75	3,6	15
S.BO	32,1	0	8,65	40,75
S.H1	8,2	0	5,49	13,69
S.H2	10,75	0	2,9	13,65
S.A1	12,2	0,5	5,5	18,2
S.T2	40,25	0	4,2	44,45
S.TB1	66,2	2,5	59,1	72,5
S.TB2	47,25	0	22,6	69,85
S.R	56,5	1	11,8	69,3
S.I	9,65	0	3,4	13,05

Tableau 6 : Taux de recouvrement (R(%)) des sites d'étude, par strates et par stade de l'année 2016.

Sites	Strate (0-0,5m)	Strate (0,5-1m)	Strate (1-2m)	Strate (2-4m)	Strate (>4m)	strate herbacée	Recouvrement total
S.K	8,2	5,2	14,3	1,1	0	8,1	36,9
S.A2	5,8	3,7	11,5	0	0	5,6	26,6
S.S	18,1	29,7	6,1	0	0	12,7	66,6
S.B	25,7	22,1	0	0	0	1,5	49,3
S.T1	42,7	14,6	0	0	0	8,2	65,5
S.CH	22,2	14	8	6	0	10,6	60,8
S.D	13,6	11,7	0	0	0	6,7	32
S.DJ	1,6	12,7	14	0	0	1,1	29,4
S.BO	4,9	13	14	0	0	1,6	33,5
S.H1	3	7,3	12	0	0	1,5	23,8
S.H2	14,8	3,1	11,5	0	0	2,5	31,9
S.A1	4,3	10,2	0	0	0	4,2	18,7
S.T2	39,5	10,2	0	0	0	2,4	52,1
S.TB1	40,2	19,4	3	0	1,5	55,1	75,5
S.TB2	32,2	7	5,5	0	0	10,4	55,1
S.R	27,1	30,9	11	0	0	28	87,2
S.I	14,4	13,75	0	0	0	8,2	36,35

Tableau 7 : Taux de recouvrement (R(%)) des sites d'étude, par strates et par stade de l'année 2017.

Sites	strate (0-0,5m)	Strate (0,5-1m)	strate (1-2m)	Strate (2-4m)	Strate (>4m)	strate herbacée	Recouvrement total de la végétation
S.K	4,7	2,6	1,2	10,7	0	4,8	24
S.A2	6,1	3,2	15,3	0	0	6,9	31,5
S.S	6,7	9,4	27,1	6,1	0	7,6	56,9
S.B	12,4	32,8	0	0	0	5,1	50,3
S.T1	8,8	38,3	14,5	0	0	9,7	71,3
S.CH	1,2	0,5	24	14,1	0	1,2	41
S.D	23,1	2,5	10,5	0	0	25,5	61,6

S.DJ	1,7	44,1	7,7	3,2	0	1,3	58
S.BO	5,8	12,4	18,1	0	0	2,2	38,5
S.H1	4,1	3,4	32,5	0	0	4,1	44,1
S.H2	1,1	12,7	14	0	0	1,2	29
S.A1	4,4	4,1	11,5	16,1	19,1	5,1	60,3
S.T2	1,5	1,1	17,1	0	0	2,4	22,1
S.TB1	35,5	10,6	4,7	0	0	34,5	85,3
S.TB2	10,7	16,7	9,7	0	0	10	47,1
S.R	11,1	15,1	4,1	0	0	11,2	41,5
S.I	2,7	5,5	6,5	0	0	2,6	17,3

Tableau 8 : La hauteur (cm) la plus dominante par stade après feu

Sites	Hauteur (cm) (stade 2015)	Hauteur (cm) (stade 2016)	Hauteur (cm) (stade 2017)	Hauteur moyenne (cm)
S.K	80	221	240	180,34
S.A2	85	162	280	175,67
S.S	62	122	220	134,67
S.B	38	85	97	73,34
S.T1	56	72	84	70,67
S.CH	100	238	226	188
S.D	36	89	168	97,67
S.DJ	61	118	150	109,67
S.BO	36	90	150	92
S.H1	35	146	156	112,34
S.H2	50	146	104	100
S.A1	90	176	242	169,34
S.T2	26	77	96	66,34
S.TB1	69	144	151	121,34
S.TB2	62	130	156	116
S.R	55	130	94	93
S.I	55	79	90	74,67

ANNEXE : A2**Tableau 9: Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire (incendie 2012) pour la hauteur d'écorçage**

Sites	Minimum	Maximum	Moyenne	Variance	Ecart-type	Coefficient de variation	Erreur standard
S.D01	0,8800	2,5400	1,5051	0,1165	0,3413	22,68	0,3614
S.D02	0,8800	4,3000	1,8700	0,3408	0,5838	31,22	0,3977
S.D03	0,9200	1,8000	1,3404	0,0486	0,2204	16,44	0,4556
S.D04	0,8800	2,0600	1,2739	0,0636	0,2521	19,79	0,4205
S.D05	0,8700	1,6600	1,1787	0,0525	0,2291	19,44	0,5801
S.D06	0,9800	2,2700	1,6524	0,0869	0,2948	17,84	0,4335
S.D07	0,7700	1,7300	1,3454	0,0545	0,2335	17,36	0,4556
S.D08	1,0300	2,0800	1,4753	0,0750	0,2739	18,57	0,4269
S.D09	0,9000	3,0500	1,3242	0,4421	0,6649	50,21	0,5238
S.D10	1,3300	2,5600	1,8738	0,0990	0,3146	16,79	0,3876
S.D11	1,0000	1,8900	1,2842	0,0389	0,1973	15,36	0,4723
S.D12	0,9800	2,0000	1,3530	0,0586	0,2422	17,9	0,4086
S.D13	0,8700	2,3400	1,5188	0,1517	0,3895	25,65	0,7521
S.D14	1,1000	3,5600	1,6994	0,2924	0,5408	31,82	0,5497
S.D15	0,8000	2,9800	1,9027	0,2348	0,4845	25,47	0,4910
S.D16	0,9000	1,9400	1,4240	0,0617	0,2484	17,44	0,2971
S.D17	0,7600	2,1100	1,5739	0,0639	0,2527	16,06	0,3112
S.D18	0,9300	2,4400	1,5058	0,1265	0,3556	23,62	0,3431
S.D19	1,3800	2,4600	1,7322	0,0966	0,3107	17,94	0,4479
S.D20	0,8200	1,6400	1,2654	0,0852	0,2919	23,07	0,3977
S.D21	0,8500	1,6600	1,2752	0,1247	0,3531	27,69	0,4813
Moyenne	0,8219	2,3367	1,4940	0,1293	0,3369	22,49	0,4474

Tableau 10 : Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire (incendie 2014) pour la hauteur d'écorçage

Sites	Minimum	Maximum	Moyenne	Variance	Ecart-type	Coefficient de variation	Erreur standard
SK	1,2000	2,6000	1,6171	0,0780	0,2792	17,27	0,5012
SA2	1,0100	4,0000	1,9760	0,5000	0,7071	35,79	0,4269
SS	1,4000	4,2400	2,0855	0,5425	0,7365	35,32	0,6607

SB	1,1500	2,3500	1,6626	0,0885	0,2975	17,9	0,3466
ST1	1,3600	2,6800	1,9365	0,1401	0,3744	19,33	0,4031
SCH	1,0600	2,3400	1,6175	0,0740	0,2721	16,82	0,3431
SD	0,9000	2,6100	1,6683	0,1129	0,3361	20,14	0,3466
SDJ	1,1500	2,3400	1,8200	0,0843	0,2903	15,95	0,3782
SBO	1,1300	2,6600	1,7510	0,1128	0,3359	19,18	0,2868
SH1	1,2000	2,1000	1,6033	0,0956	0,3092	19,28	0,7171
SH2	0,7500	2,4800	1,5603	0,1742	0,4174	26,75	0,4269
SA1	1,0100	2,7000	1,5372	0,2557	0,5057	32,89	0,5363
ST2	1,2600	2,5000	1,7578	0,1096	0,3311	18,83	0,5363
STB1	1,2000	2,7200	1,9715	0,1201	0,3465	17,58	0,2450
STB2	0,9800	2,9400	1,8328	0,2439	0,4938	26,94	0,2705
SR	1,3400	4,2600	2,1307	0,3307	0,5750	26,99	0,4479
SI	1,3700	1,7600	1,5275	0,0245	0,1564	10,24	1,0142
Moyenne	1,1453	2,7812	1,7680	0,1816	0,3979	22,19	0,4640

Tableau 11 : Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire (incendie 2012) pour le coefficient d'écorçage

Sites	Minimum	Maximum	Moyenne	Variance	Ecart-type	Coefficient de variation	Erreur standard
S.D01	0,8316	2,9206	1,5018	0,2103	0,4586	30,53	0,3614
S.D02	0,4074	2,5600	1,5423	0,2138	0,4624	29,98	0,3977
S.D03	1,0420	2,6667	1,5474	0,1129	0,3360	21,71	0,4556
S.D04	1,0313	2,6667	1,6304	0,1624	0,4030	24,72	0,4205
S.D05	0,9236	2,3714	1,3013	0,1340	0,3661	28,14	0,5801
S.D06	0,3974	8,9474	1,8321	2,0692	1,4385	78,51	0,4335
S.D07	0,7130	2,6875	1,6045	0,2149	0,4636	28,89	0,4556
S.D08	0,8333	2,7714	1,5784	0,2259	0,4753	30,11	0,4269
S.D09	0,7014	2,3448	1,1342	0,2941	0,5423	47,81	0,5238
S.D10	0,5111	3,0000	1,4499	0,3204	0,5661	39,04	0,3876
S.D11	0,6630	2,3704	1,4432	0,1875	0,4330	30	0,4723
S.D12	0,6814	2,2388	1,3311	0,1551	0,3938	29,59	0,4086
S.D13	1,0915	2,4894	1,6218	0,2051	0,4529	27,92	0,7521
S.D14	0,9262	2,3750	1,1631	0,2852	0,5341	45,91	0,5363

S.D15	0,4318	2,2540	1,0950	0,2059	0,4538	41,44	0,4910
S.D16	0,2588	14,1250	1,7760	2,8076	1,6756	94,35	0,2971
S.D17	0,8384	3,1071	1,9018	0,3874	0,6224	32,73	0,3112
S.D18	0,7424	5,2727	1,8076	0,7738	0,8796	48,66	0,3431
S.D19	0,9762	2,3770	1,4294	0,0878	0,2963	20,73	0,4479
S.D20	0,6424	4,9600	1,3808	0,5126	0,7160	51,85	0,3977
S.D21	0,8424	2,8113	1,6848	0,4828	0,6949	41,24	0,4723
Moyenne	0,5892	3,6818	1,5122	0,4785	0,6031	39,23	0,4463

Tableau 12 : Résultats de l'analyse descriptive des sites d'inventaire (incendie 2014) pour le Coefficient d'écorçage

Sites	Minimum	Maximum	Moyenne	Variance	Ecart-type	Coefficient de variation	Erreur standard
SK	1,0100	2,6400	1,6267	0,1945	0,4411	27,12	0,5012
SA2	0,7600	3,4100	1,6320	0,3243	0,5695	34,89	0,4269
SS	1,1900	2,8100	1,7991	0,2457	0,4957	27,55	0,6607
SB	0,2800	1,1600	0,4668	0,0219	0,1481	31,73	0,3466
ST1	1,1200	4,0000	1,8144	0,3591	0,5992	33,03	0,4031
SCH	0,6700	2,6500	1,4931	0,1547	0,3933	26,34	0,3431
SD	0,5400	5,0900	1,8338	0,7212	0,8492	46,31	0,3466
SDJ	0,8300	2,6900	1,5772	0,1743	0,4175	26,47	0,3782
SBO	0,9200	6,5200	1,9741	0,9758	0,9878	50,04	0,2848
SH1	0,8100	2,0000	1,1233	0,1407	0,3751	33,39	0,7171
SH2	0,7200	4,2900	2,1917	0,6001	0,7747	35,35	0,4269
SA1	0,9000	2,3900	1,1990	0,2576	0,5076	42,33	0,5121
ST2	1,0400	2,9400	1,7183	0,2167	0,4655	27,09	0,5363
STB1	0,8200	6,2300	2,0030	0,5166	0,7187	35,88	0,2450
STB2	0,7800	3,5100	1,9398	0,2613	0,5112	26,35	0,2689
SR	0,7000	1,8600	1,2733	0,0935	0,3057	24,01	0,4479
SI	0,8000	1,9100	1,1950	0,1949	0,4415	36,95	1,0142
Moyenne	0,664	3,300	1,580	0,321	0,529	33,22	0,4623

ANNEXE : A3**Tableau 13 : Analyse de la variance de la hauteur d'écorçage des sites d'étude (incendie 2012)**

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Inter- groupes	20	26,9720	1,3486	11,2365	< 0,0001
Intra -groupes	631	75,7327	0,1200		
Total	651	102,7047			

Tableau 14 : Analyse de la variance de la hauteur d'écorçage des sites d'étude (incendie 2014)

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Inter- groupes	16	18,1260	1,1329	5,8377	< 0,0001
Intra -groupes	617	119,7370	0,1941		
Total	633	137,8631			

Tableau 15 : Analyse de la variance du coefficient d'écorçage des sites d'étude (incendie 2012)

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Inter- groupes	20	31,8962	1,5948	2,4525	0,0004
Intra -groupes	633	411,6347	0,6503		
Total	653	443,5309			

Tableau 16 : Analyse de la variance du coefficient d'écorçage des sites d'étude (incendie 2014)

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Inter- groupes	16	114,487	7,155	17,39	< 0,0001
Intra -groupes	617	253,763	0,411		
Total	633	368,251			

Annexe 4**Résultats de l'analyse multivariée de la Vitalité des arbres incendiés en 2012****Tableau17: Statistiques descriptives des variables considérées dans cette étude**

Variable	Modalités	Effectifs	%
V2014	0	214	20,53
	1	828	79,46

Tableau18 : Statistiques descriptives des variables retenues dans cette étude

Variable	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
E	1,00	70,25	20,81	9,62
H	1,40	23,00	8,31	3,64
HC max	0,00	228,00	51,78	25,28

Tableau19: Coefficients d'ajustement

Statistique	Indépendant	Complet
Observations	1042	1042
Somme des poids	1042,0000	1042,0000
DDL	1041	1038
-2 Log(Vraisemblance)	1058,1783	601,8148
R ² (McFadden)	0,0000	0,4313
R ² (Cox and Snell)	0,0000	0,3547
R ² (Nagelkerke)	0,0000	0,5561
AIC	1060,1783	609,8148
SBC	1065,1272	629,6104

**Tableau 20 : Test de l'hypothèse nulle H0 :
Y= 0,7946**

Statistique	DDL	Khi ²	Pr > Khi ²
-2 Log(Vraisemblance)	3	456,36346	< 0,0001
Score	3	322,597992	< 0,0001
Wald	3	207,449069	< 0,0001

Tableau 21 : Analyse de Type II

Source	DDL	Khi ² (Wald)	Pr > Wald	Khi ² (LR)	Pr > LR
E	1	199,384937	< 0,0001	392,868273	< 0,0001
H	1	10,0283734	0,0015	10,4421375	0,0012
HC max	1	6,82880261	0,0090	6,96102455	0,0083

Tableau22 : Paramètres du modèle

Source	Valeur	Erreur standard	Khi ² de Wald	Pr > Khi ²	Wald Borne inf. (95%)	Wald Borne sup. (95%)
Constante	-,1730	0,5726	30,7081	<0,0001	-4,2953	-2,0508
E	0,2629	0,0186	199,3849	< ,0001	0,2264	0,2994
H	0,1218	0,0385	10,0284	0,0015	0,0464	0,1972
HC max	-,0129	0,0049	6,8288	0,0090	-0,0226	-0,0032

Résultats de l'analyse multivariée de la Vitalité des arbres incendiés en 2014
Tableau23: Statistiques descriptives des variables considérées dans cette étude

Variable	Modalités	Effectifs	%
V2015	0	132	14,072
	1	806	85,92

Tableau 24: Statistiques descriptives des variables retenues dans cette étude

Variable	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
E (mm)	1,0000	86,7500	27,6550	13,4432
HC max (%)	0,0000	100,0000	41,1595	20,9131
(ISV)	1,0000	4,0000	1,6525	0,7777
Cr	0,0000	4,0000	0,3145	0,8279

Tableau25: Coefficients d'ajustement

Statistique	Indépendant	Complet
Observations	938	938
Somme des poids	938,0000	938,0000
DDL	937	933
-2 Log(Vraisemblance)	740,1433	501,2603
R ² (McFadden)	0,0000	0,3228
R ² (Cox and Snell)	0,0000	0,2248
R ² (Nagelkerke)	0,0000	0,4120
AIC	742,1433	511,2603
SBC	746,9871	535,4791

Tableau26: Test de l'hypothèse nulle H0 : Y=0,7946

Statistique	DDL	Khi ²	Pr > Khi ²
-2 Log(Vraisemblance)	4	238,883003	< 0,0001
Score	4	225,569395	< 0,0001
Wald	4	148,608616	< 0,0001

Tableau27 : Analyse de Type II

Variable	DDL	Khi ² (Wald)	Pr > Wald	Khi ² (LR)	Pr > LR
E (mm)	1	47,7866711	< 0,0001	54,0618429	< 0,0001
HC max (%)	1	18,3675813	< 0,0001	23,2551337	< 0,0001
(ISV)	1	20,1919814	< 0,0001	20,7465666	< 0,0001
Cr	1	10,3417759	0,0013	9,65017563	0,0019

Tableau28: Paramètres du modèle

Variable	Valeur	Erreur standard	Khi ² de Wald	Pr > Khi ²	Wald Borne inf. (95%)	Wald Borne sup. (95%)
Constante	3,2536	0,6076	28,6734	< 0,0001	2,0627	4,4445
E (mm)	0,0806	0,0117	47,7867	< 0,0001	0,0577	0,1034
HC max (%)	-0,0347	0,0081	18,3676	< 0,0001	-0,0506	-0,0188
(ISV)	-0,6955	0,1548	20,1920	< 0,0001	-0,9989	-0,3922
Cr	-0,4080	0,1269	10,3418	0,0013	-0,6567	-0,1593

Résultats de l'analyse multivariée de la récupération foliaire des arbres incendiés en 2012

Tableau29: Statistiques descriptives des variables considérées dans cette étude

Variable	Modalités	Effectifs	%
RV	0	338	42 %
	1	468	58%

Tableau 30: Matrice de corrélation des variables retenues dans cette étude

Variables	H (m)	E (mm)	Cr
H (m)	1,0000	0,2305	0,1601
E (mm)	0,2305	1,0000	-0,0496
Cr	0,1601	-0,0496	1,0000

Tableau 31: Coefficients d'ajustement

Statistique	Indépendant	Complet
Observations	806	806
Somme des poids	806,0000	806,0000
DDL	805	801
-2 Log(Vraisemblance)	1412,5759	924,3103
R ² (McFadden)	0,0000	0,3457
R ² (Cox and Snell)	0,0000	0,3787
R ² (Nagelkerke)	0,0000	0,5065
AIC	1414,5759	932,3103
SBC	1419,5094	952,0440

Tableau 32: Test de l'hypothèse nulle H₀ : Y=0,4513 (Variable RV)

Statistique	DDL	Khi ²	Pr > Khi ²
-2Log(Vraisemblance)	4	506,224512	< 0,0001
Score	4	364,979577	< 0,0001
Wald	4	215,895268	< 0,0001

Tableau 33: Paramètres du modèle (Variable RV) :

Source	Constante	H (m)	E (mm)	Cr
Valeur	-5,1024	0,0891	0,2207	-1,2930
Erreur standard	0,3820	0,0249	0,0162	0,1950
Khi ² de Wald	178,4002	12,7959	185,7941	43,9720
Pr > Khi ²	< 0,0001	0,0003	< 0,0001	< 0,0001
Wald Borne inf. (95%)	-5,8511	0,0403	0,1890	-1,6751

Wald Borne sup. (95%)	-4,3537	0,1379	0,2525	-0,9108
Odds ratio		1,0932	1,2470	0,2745
Odds ratio Borne inf. (95%)		1,0411	1,2080	0,1873
Odds ratio Borne sup. (95%)		1,1479	1,2872	0,4022

Résultats de l'analyse multivariée de la récupération foliaire des arbres incendiés en 2014

Tableau34: Statistiques descriptives des variables considérées dans cette étude

Variable	Modalités	Effectifs	%
RV	0	172	22,63
	1	588	77,36

Tableau 35: Matrice de corrélation des variables retenues dans cette étude

Variables	E (mm)	(ISV)	HC max (%)
E (mm)	1,0000	-0,3177	-0,2695
(ISV)	-0,3177	1,0000	0,4367
HC max (%)	-0,2695	0,4367	1,0000

Tableau36: Coefficients d'ajustement

Statistique	Indépendant	Complet
Observations	760	760
Somme des poids	760,0000	760,0000
DDL	759	756
-2 Log(Vraisemblance)	1235,2125	912,7605
R ² (McFadden)	0,0000	0,2610
R ² (Cox and Snell)	0,0000	0,2912
R ² (Nagelkerke)	0,0000	0,3975
AIC	1237,2125	920,7605
SBC	1242,0552	940,1313

Tableau37: Test de l'hypothèse nulle H0 : Y=0,6297

Statistique	DDL	Khi ²	Pr > Khi ²
-2 Log(Vraisemblance)	3	322,451949	< 0,0001
Score	3	296,142265	< 0,0001
Wald	3	219,888445	< 0,0001

Tableau38: Analyse de Type II

Variabes	DDL	Khi ² (Wald)	Pr > Wald	Khi ² (LR)	Pr > LR
E (mm)	1	9,78932196	0,0018	10,0015185	0,0016
(ISV)	1	119,449964	< 0,0001	139,894964	< 0,0001
HC max (%)	1	21,7919805	< 0,0001	25,8046549	< 0,0001

Tableau39 : Paramètres du modèle

Variabes	Constante	E (mm)	(ISV)	HC max (%)
Valeur	3,3203	0,0209	-1,2938	-0,0257
Erreur standard	0,3791	0,0067	0,1184	0,0055
Khi ² de Wald	76,7220	9,7893	119,4500	21,7920
Pr > Khi ²	< 0,0001	0,0018	< 0,0001	< 0,0001
Wald Borne inf. (95%)	2,5773	0,0078	-1,5258	-0,0365
Wald Borne sup. (95%)	4,0632	0,0340	-1,0618	-0,0149
Odds ratio		1,0211	0,2742	0,9746
Odds ratio Borne inf. (95%)		1,0078	0,2174	0,9642
Odds ratio Borne sup. (95%)		1,0346	0,3458	0,9852

Annexe 5**Tableau 40 : Surfaces terrières (m².ha⁻¹) des peuplements avant et après les feux de 2012 et 2014, dans les sites d'inventaire (n=38)**

Sites	Surface terrière avant le feu (G)	Surface terrière des arbres morts (Gm)	Surface terrière restante (Gr)	taux de réduction (%)
Feu 2012				
S.D01	7,61	0,36	7,25	4,70
S.D02	10,08	0,82	9,27	8,08

S.D03	3,74	0,24	3,50	6,35
S.D04	4,25	0,29	3,96	6,83
S.D05	2,73	0,17	2,56	6,14
S.D06	5,55	0,45	5,11	8,02
S.D07	3,20	0,06	3,14	1,72
S.D08	4,76	0,32	4,44	6,62
S.D09	5,01	0,02	5,00	0,25
S.D10	10,23	0,21	10,03	2,00
S.D11	4,39	0,79	3,60	17,95
S.D12	5,55	0,55	5,00	9,91
S.T13	2,04	0,31	1,73	14,97
S.T14	7,57	1,33	6,24	17,54
S.T15	10,57	3,88	6,69	36,67
S.D16	12,10	1,87	10,23	15,42
S.D17	7,70	2,93	4,77	38,07
S.D18	6,94	2,41	4,54	34,64
S.D19	5,90	1,23	4,67	20,87
S.D20	5,76	1,04	4,72	18,03
S.D21	3,45	1,77	1,68	51,31
Moy	6.15	1.00	5.15	15.31
Feu de 2014				
SK1	3,54	0,43	3,10	12,23
SA1	3,68	1,44	2,24	39,10
SA2	7,08	0,64	6,45	8,97
SB	79,39	0,00	79,39	0,00
ST1	7,23	1,24	5,99	17,12
ST2	4,59	1,63	2,97	35,44
SD	9,02	1,52	7,50	16,86
SCH	8,78	0,00	8,78	0,00
SDJ	7,14	0,51	6,63	7,15
SBO	9,42	3,65	5,77	38,77
SH1	12,72	2,66	10,07	20,87
SH2	3,27	0,00	3,27	0,00
STB1	15,09	2,25	12,85	14,89
STB2	10,21	1,40	8,80	13,74
SR	10,03	0,25	9,79	2,34
SI	2,23	0,62	1,61	27,91
SS	9,63	0,00	9,63	0,00
Moy	11.94	1.07	10.87	15.02
Moyenne des 2 feux				
Moy	8,74	1,03	7,71	15,30
Ecart-type	12,19	1,03	12,28	13,54

Impact des incendies de forêt sur la subéraie dans la région de Jijel

Bien que le chêne-liège soit considéré comme l'espèce la plus résistante au feu en raison de sa capacité à se remettre d'un incendie et à reprendre son activité phellogène, les incendies de forêt provoquent toujours des perturbations sylvicoles et économiques. La possibilité ou non de reconstituer le couvert forestier et de remettre le liège sain en production dépend de la sévérité du feu, des travaux de recépage des arbres morts et du moment de récolte des arbres survivants. Le temps nécessaire à la récolte du liège flambé dépend du degré de récupération sanitaire des peuplements brûlés après l'incendie. Par contre les arbres non récupérables (morts, affaiblis ou dépéris) doivent être remplacés par les coupes de recépage et plantations afin de reconstituer la densité initiale du peuplement. L'évaluation de la vitalité à court terme de 1980 arbres recensés après les feux de 2012 et 2014 a montré une importance en faveur de la régénération de la couronne par rapport à la mortalité soit respectivement (79,46% et 20,53%) et (85,92% et 14%). De plus, l'analyse du modèle GLM a montré que l'épaisseur du liège est le facteur qui influe le plus sur la vitalité et la vitesse de récupération végétative des arbres brûlés. Ainsi, une bonne récupération dépend de la combinaison de plusieurs facteurs de croissance, d'exploitation des arbres et d'intensité du feu. Le résultat de l'incendie de 2014 a montré que 62% des arbres vigoureux ont récupéré plus de 75% du volume de la couronne et sont aptes à la récolte du liège brûlé. Alors que l'incendie de 2012 a permis de récupérer près de 56% d'arbres vigoureux. Ces arbres sont situés dans 77 placettes. Cependant, 42% de ces placettes sont aptes à la récolte du liège brûlé (> 60% d'arbres vigoureux). En fonction du taux de récupération sanitaire, une année supplémentaire (soit 6 ans) permettra à la majorité des arbres vigoureux de récupérer plus de 75% du volume de la couronne. Ces arbres exploitables sont inégalement répartis sur la majorité des placettes en raison de la diversité de l'âge du liège et de l'état sanitaire des arbres des placettes. Cela montre qu'il est difficile de remettre les placettes en production. Ces résultats fournissent des informations utiles sur la nécessité d'une réglementation adéquate dans l'exploitation du liège pour faciliter son retour à la production.

Mots-clés: chêne-liège, impact, récupération sanitaire, vitalité, feu de forêt, remise en production, récolte du liège brûlé.

Impact of wildfire of corkoak forest in the Jijel region

Although the cork oak is considered the most fire-resistant species due to its ability to recover from fire and restart phellogenetic activity, forest fires always cause silvicultural and economic disturbances. The possibility or not to restore the forest cover and put healthy cork back into production depends on the severity of the fire, the work of coppicing of dead trees and when burned cork could be stripped from surviving trees. With regard to the surviving trees, the time required to harvest the flamed cork depends on the degree of sanitary recovery of the burnt stands after the fire. On the other hand, non-recoverable trees (dead, weakened or decline) must be replaced by coppicing cuts and plantations in order to reconstitute the initial density of the stand. The evaluation of the short-term vitality of 1980 trees identified after the fires of 2012 and 2014 showed an importance in favor of crown regeneration compared to mortality respectively (79.46% and 20.53%) and (85.92% and 14%). In addition, GLM model analysis is showed that cork thickness is the factor that most influences the vitality and speed of vegetative recovery of burned trees. Thus, a good recovery depends on the combination of several factors of growth, tree exploitation and fire intensity. The result of the 2014 fire showed that 62% of the vigorous trees have recovered more than 75% of the crown volume and are suitable for harvesting burnt cork. While the fire of 2012 made it possible to find nearly 51% of vigorous trees. These trees are located in 77 plots. However, 42% of these plots are suitable for harvesting burnt cork (> 60% vigorous trees). Depending on the health recovery rate, an additional year (i.e. 6 years) will allow vigorous trees to recover more than 75% of the crown volume. These trees suitable for exploitation are unevenly distributed over the majority of the plots due to the diversity of the age of the cork and the health condition of the trees in the plots. This shows that it's difficult to put the plots back into production. These results provide useful information on the need for adequate regulation of cork exploitation to facilitate its return to production.

Key words: corkoak, health recovery, tree vitality, forest fire, return to production, harvesting of burnt cork.

تأثير حرائق الغابات في غابات بلوط الفلين في منطقة جيجل

الخلاصة: على الرغم من أن بلوط الفلين يعتبر أكثر الأنواع مقاومة للحريق بسبب قدرته على التعافي من الحريق واستئناف النشاط النشني، إلا أن حرائق الغابات تسبب دائماً اضطراباً اقتصادياً.

يعتمد ما إذا كان يمكن إعادة الفلين إلى الإنتاج أملاً على وقت حصاد الفلين المحروق. في الواقع، يعتمد الوقت اللازم للحصاد على درجة التعافي الصحي للأشجار المحترقة بعد الحريق. أظهر تقييم الحيوية قصيرة المدى للأشجار التي تم مسحها في 2014 (1042 حرق في 2012 و 938 حرق في 2014) أهمية لصالح تجديد التاج على معدل الوفيات على التوالي (46.79% و 20.53%) و (85.92% و 14%) علاوة على ذلك، أظهر تحليل نموذج GLM أن سمك الفلين هو العامل الأكثر تأثيراً على حيوية ومعدل الاسترداد الخضري للأشجار المحروقة. وبالتالي، فإن التعافي الجيد يعتمد على مزيج من عدة عوامل للنمو، واستغلال الأشجار، وكثافة الحرائق. أظهرت نتيجة حريق عام 2014 أن 62% من الأشجار القوية قد استعادت أكثر من 75% من حجم التاج وهي مناسبة لحصاد الفلين المحروق. بينما استعاد حريق عام 2012 ما يقرب من 51% من الأشجار القوية. تقع هذه الأشجار في 77 قطعة أرض. ومع ذلك، فإن 42% من هذه الأراضي مناسبة لحصاد الفلين المحروق (< 60% من الأشجار القوية). اعتماداً على معدل التعافي الصحي، ستسمح سنة إضافية (أي 6 سنوات) للأشجار القوية باستعادة أكثر من 75% من حجم التاج. يتم توزيع هذه الأشجار القابلة للاستغلال بشكل غير متساو على غالبية قطع الأراضي بسبب تنوع عمر الفلين والحالة الصحية للأشجار في قطع الأرض. هذا يدل على الصعوبة من إعادة قطع الأراضي للإنتاج. توفر هذه النتائج معلومات مفيدة حول الحاجة إلى تنظيم ملائم لاستغلال الفلين لتسهيل عودته إلى الإنتاج.

الكلمات المفتاحية: بلوط الفلين، الانتعاش الصحي، حيوية الأشجار، حرائق الغابات، العودة إلى الإنتاج، حصاد الفلين المحروق.