

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Université Abou Bekr Belkaid
Tlemcen Algérie



جامعة أبي بكر بلقايد

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

Département des Ressources Forestières

Laboratoire de : Gestion conservatoire de l'Eau, du Sol et des Forêts et Développement
Durable des Zones Montagneuses de la région de Tlemcen



Thèse de Doctorat LMD en Sciences Agronomiques

Option : Foresterie

Thème :

***Etude des modalités de reprise végétative des
arbres du chêne liège après incendie***

Présentée par :

BOUAZZAOUI Ayyoub

Soutenue le : 20/02/2024

Devant le jury composé de :

Président :

Mr HADDOUCHE Driss

Prof

Université de Tlemcen

Directeur de thèse :

Mr BOUHRAOUA Rachid Tarik

Prof

Université de Tlemcen

Examineurs :

Me SOUIDI Zaheira

Prof

Université d'Ain Temouchent

Mr BELGHERBI Benamar

MCA

Université de Mascara

Me BOUCHAOUR-DJABEUR Sabiha

MCA

Université de Tlemcen

Année Universitaire : 2023/2024

Remerciements

Je suis profondément reconnaissant envers le Professeur Rachid Tarik Bouhraoua de l'université de Tlemcen, mon directeur de thèse. Sa confiance en mes capacités et son soutien inconditionnel m'ont permis de découvrir le fascinant domaine. Sa disponibilité constante et son écoute attentive ont été d'une valeur inestimable. Je tiens à exprimer ma gratitude et mon respect sincères envers lui.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude envers Monsieur le Professeur Driss Haddouche de l'Université de Tlemcen pour l'honneur qu'il me fait en présidant le jury de ma thèse. Sa présence et son expertise lors de cette étape cruciale de ma carrière académique sont d'une importance immense.

C'est avec un profond honneur que je remercie chaleureusement le Professeur Zaheira Souidi de l'Université d'Ain Temouchent, Monsieur Benamar Belgherbi, Maître de conférences à l'Université de Mascara, et Madame Bouchaour-Djabeur Sabiha, Maître de conférences à l'Université de Tlemcen, d'avoir accepté de faire partie de mon jury de thèse. Leur intérêt pour mon travail et leur précieuse contribution à l'évaluation de ma recherche sont d'une importance capitale. Je suis profondément reconnaissant envers eux pour leur expertise et leur engagement dans la réussite de ce projet académique.

Je suis profondément reconnaissant(e) envers ma famille qui a été constamment présente à mes côtés, me prodiguant un soutien inconditionnel tout au long de cette expérience.

Je tiens également à exprimer ma gratitude à toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de cette thèse. Leur participation et leur soutien ont été d'une importance capitale, et je leur suis reconnaissant(e) pour leur précieuse contribution.

Table de Matière

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

Chapitre I : Etat des connaissances sur le chêne-liège et les incendies

1- Systématique et origine.....	6
2- Répartition Géographique.....	6
2.1- Dans le monde.....	6
2.2- En Algérie	8
3- Description botanique de l'arbre.....	9
4- Ecologie.....	12
4.1- Exigences climatiques.....	13
4.2- Exigences édaphiques.....	14
4.3- Association du chêne-liège et végétation	14
5- Multiplication.....	16
6- Sylviculture.....	17
6.1- Paquet de régénération.....	17
6.2- Paquet de juvénile	18
6.3- Paquet adulte.....	19
7- Importance économique	20
8- Régénération du chêne-liège.....	22
8.1- Régénération naturelle.....	22
8.1.1- Régénération par semis	22
8.1.2- Régénération par drageonnage.....	22
8.1.3- Régénération par rejets de souche.....	22
8.2- Régénération artificielle.....	23
8.2.1- Régénération artificielle par semis des glands.....	24
8.2.2- Régénération artificielle par plantation (Reboisement)	24
9- Dégâts d'incendie sur les arbres de chêne-liège.....	25
9.1- Type de flambage.....	26
9.1.1- Mortalité immédiate des arbres avec calcination.....	26
9.1.2- Mortalité immédiate des arbres sans calcination.....	26
9.1.3- Échauffement des tiges.....	26
9.1.4- Grillage du feuillage.....	27
10- Modalités reprise des plantes après incendie.....	28
11- Mécanisme de reprise végétative (resprouters)	28
12- Comportement du chêne-liège après incendie.....	29
13- Bilan mondial des incendies de forêt.....	31
14- Feux en forêt méditerranéenne :	32
15- Incendies de forêt en Algérie.....	32
15.1- Aperçu sur les feux de forêts dans les wilayas d'Algérie : cas de chêne-liège.....	33
15.2- Bilan des incendies pour la subéraie dans la wilaya de Tlemcen (la forêt d'Yfri)	34

Chapitre II: Etude du milieu : La forêt domaniale d'Yfri

1-	Situation géographique.....	36
2-	Milieu physique.....	37
3-	Choix des stations d'observation.....	37
4-	Description forestière de la forêt.....	38
5-	Végétation.....	38
6-	Incendies.....	39
7-	Relief et topographie.....	40
8-	Géologie.....	41
9-	Hydrogéologie et hydrographie.....	42
10-	Pédologie.....	42
11-	Climatologie.....	43
	11.1-Précipitations.....	44
	11.2- Régime saisonnier.....	45
	11.3- Températures.....	47
	11.3.1- Températures moyennes mensuelles.....	47
	11.3.2- Moyenne des minima « m » et des maxima (M)	48
	11.4- Synthèse climatique.....	49
	11.4.1- Amplitude thermique extrême moyen (ou indice de continentalité)	49
	11.4.2- Indice de sécheresse estivale.....	50
	11.4.3- Etage de végétation ou zonation altitudinale.....	51
	11.4.4- Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gaussen.....	52
	11.4.5- Quotient pluviothermique et climagramme d'Emberger (1955).....	52
12-	Autre facteurs.....	54
	12.1- Vents.....	54
	12.2- Humidité.....	54

Chapitre III : Matériel et méthodes

1-	Principaux objectifs de l'étude.....	56
2-	Choix du site d'étude.....	57
3-	Choix des arbres	58
4-	Collectes des données	59
	4.1- Relevés géographiques et topographiques :	59
	4.2- Relevés climatiques :	60
	4.3- Relevés d'exploitation (EX)	60
	4.4- Données caractéristiques des arbres.....	61
	4.4.1- Variables dendrométriques	61
	4.4.2- Variables d'exploitation.....	61
	4.4.2.1-Hauteur d'écorçage (He)	62
	4.4.2.2-Epaisseur du liège de reproduction (E)	62
	4.4.2.3-Coefficient d'écorçage (Ce)	62
	4.4.3-Etat du tronc (ImCr)	62
5-	Etude des modalités post-incendie de reprise végétative des arbres.....	64
	5.1- Evaluation de la vitalité à court terme des arbres après incendie (V)	64
	5.2- Evaluation de la sévérité du feu (S)	65
	5.2.1- Violence du feu subi aux arbres (VF)	65
	5.2.2- Hauteur de la flamme (HMinChar et HMaxChar)	66
	5.2.3- Intensité du feu au niveau du tronc (IFT)	67
	5.2.4- Intensité du feu au niveau de la cime (IFC)	67
	5.3- Suivi de la qualité de reprise végétative de la couronne.....	68

5.4- Suivi des rejets de souche.....	70
5.4.1- Hauteur de la coupe (HC)	70
5.4.2- Hauteur totale moyenne des brins dominants (HBd)	70
5.4.3- Circonférence moyenne des brins dominants (CBd)	70
6- Analyse multivariée des données :	71
6.1-Vitalité des arbres.....	71
6.2-Importance de la reprise végétative de la couronne des arbres non coupés.....	71
6.3-Vitalité des souches et capacité à produire des rejets.	72

Chapitre IV : Résultats

1-Caractéristiques physiques des sites d'étude.....	75
1.1-Pente.....	75
1.2-Exposition.....	75
1.3-Relevé climatique de l'année de l'incendie.....	75
2- Caractérisation dendrométrique, d'exploitation et de structure du peuplement.....	77
2.1- Diamètre des arbres.....	77
2.2- Distribution des arbres par classe de grosseurs.....	79
2.3- Distribution des arbres par classe d'hauteur.....	79
2.4- Variables d'exploitation.....	80
2.4.1- Hauteur d'écorçage (He)	80
2.4.2- Epaisseur du liège de reproduction (E)	81
2.4.3- Coefficient d'écorçage (Ce).	82
3- Etat du tronc (ImCr)	83
4- Etude des modalités post-incendie de reprise végétative des arbres.	84
4.1- Evaluation de la vitalité à court terme des arbres après incendie (V)	84
4.1.1- Selon le type de reprise végétative.....	84
4.1.2- Selon le type d'exploitation des arbres.....	85
4.1.3- Selon la classe de reprise végétative.....	86
4.2- Evaluation de la sévérité du feu (S)	87
4.2.1- Violence du feu subi aux arbres (VF)	87
4.2.3- Intensité du feu au niveau du tronc (IFT)	90
4.2.4-Intensité du feu au niveau de la cime (IFC)	91
4.3-Evaluation de la vitalité à moyen terme des arbres survivants : Suivi de la qualité de la reprise végétative.....	92
4.4- Suivi des rejets de souche.....	94
4.4.1- Hauteur de la coupe (HC)	94
4.4.2- Vitalité des souches et importance des rejets	95
4.4.3- Circonférence moyenne des brins dominants (CBd)	97
4.5. Impact du feu sur la structure du peuplement.....	98
5. Analyses statistiques des données	100
5.1- Facteurs affectant la vitalité des arbres.....	100
5.1.1- Traitement uni-variés.....	100
5.1.2-Analyses multi-variées	104
5.1.2.1-Modèle 1.....	104
5.1.2.2-Modèle 2.....	104
5.2-Importance de la reprise végétative de la couronne des arbres survivants à moyen terme.....	112
5.2.1-Qualité et classes de reprise végétative.....	112
5.2.2- Relation entre l'importance de reprise végétative et l'exploitation de	

liège.....	113
5.2.3- Relation entre l'importance de reprise végétative et la hauteur d'écorçage.	114
5.2.4-Relation entre l'importance de reprise végétative (RV) et l'intensité du feu sur le tronc (IFT) et la cime (IFC).	115
5.2.5-Relation entre l'Importance de reprise végétative et l'importance de crevasse.....	117
5.2.6- Analyse multivariée des facteurs affectant la bonne reprise des arbres.....	117
5.3-Vitalité des souches et capacité de production des rejets.....	121
5.3.1-Relevés dendrométriques : Circonférence des souches.....	121
5.3.2-Relevés d'exploitation : Epaisseur et âge du liège.....	122
5.3.3-Relevés de recépage : Hauteur de coupe.....	123
5.3.4-Analyse multivariée des facteurs affectant la vitalité des souches.....	123
5.3.5-Analyse multivariée des facteurs affectant le développement des rejets	126

Chapitre V : Discussion

1-Effet de l'incendie sur la typologie des peuplements.....	130
2-Vitalité des arbres affectés par le feu.....	131
2.1-Effet des paramètres physiques du site d'étude	131
2.2-Influence de l'épaisseur de liège, de l'exploitation et de la taille de l'arbre.	131
2.3-Influence de la sévérité du feu et l'état du tronc.....	133
3-Mécanisme de récupération foliaire de la couronne des arbres brûlés.....	134
4-Vitalité des souches après le feu : Mortalité à court terme.....	137
6-Mode de gestion post-incendie.....	140
 Conclusion.....	 142
Références bibliographiques	144

Liste des tableaux

N	Titre des tableaux	Page
1	Données statistiques sur les incendies de forêt dans la forêt d'Yfri (CFT, 2020).	39
2	02 : Stations climatiques avoisinantes	44
3	Moyenne mensuelle des pluies (en mm) de deux périodes (ONM, 2016)	45
4	Régime saisonnier des Précipitations	46
5	Moyennes mensuelles et annuelles de la température (°C) de la station Saf-Saf.	48
6	Moyenne des minima et maxima (en °C) dans la zone d'étude	48
7	Amplitude Thermique et type de Climat – Station Saf-Saf	49
8	Indice de sécheresse estivale dans la forêt d'Yfri	51
9	Valeur du « Q2 » et étage bioclimatique des deux périodes de référence	53
10	Moyennes mensuelles de la vitesse des vents (m/s) durant la période 2000-2015 (RB)	54
11	Direction des vents dans la zone d'étude	55
12	Influence du taux d'humidité sur l'inflammabilité (Margerit, 1998).	55
13	Moyennes mensuelles du taux d'humidité relative, période 2000-2015 (SARL Cabinet la grande bleue ,2016).	55
14	Classes de pente	60
15	Caractéristiques géographiques de la station de Saf-Saf (ONM)	60
16	Statistique descriptive.	73
17	Analyse descriptive de la circonférence des arbres.	100
18	Résultats des analyses uni-variées du modèle logistique de régression mesurant les effets de chaque variable sur la mortalité des arbres (Inventaire d'octobre 2013 : 15 mois après le feu). Modèles basés sur 644 arbres brûlés en 2012	101
19	Régression linéaire logistique multi-variée pour prédire la vitalité post-incendie des chênes lièges : un an après le feu (en octobre 2013). Modèles basés sur 644 arbres brûlés en 2012 (modèle complet).	104
20	Régression linéaire logistique multi-variée pour prédire la vitalité post-incendie des chênes lièges : un an après le feu (en octobre 2013). Modèles basés sur 644 arbres brûlés en 2012. Les nombres entre parenthèses indiquent les résultats de l'inclusion de la hauteur des arbres (modèles réduits).	106
21	Analyses descriptives de la hauteur de démasclage (HE) en relation avec l'importance de reprise végétative (RV) (n = 122)	115
22	Analyses descriptives d'intensité du feu sur le tronc (IFT), et sur la cime (IFC) en relation avec l'importance de reprise végétative (RV) (n = 235).	116
23	Analyses descriptives de l'importance de crevasse (ICr) en relation avec l'importance de reprise végétative (RV) (n = 235).	117

24	Le modèle linéaire logistique de régression permettant de prédire reprise tardive des chênes lièges après feu s'est produit entre 2012 et 2016. Modèle basé sur 235 arbres vivants en Oct. 2016 (modèles complet).	118
25	Le modèle linéaire logistique de régression permettant de prédire reprise tardive des chênes lièges après feu s'est produit entre 2012 et 2016. Modèle basé sur 235 arbres survivants en Oct. 2016 (modèles réduit).	119
26	Analyse descriptive de la circonférence des souches.	121
27	Le modèle linéaire logistique de régression permettant de prédire la vitalité des souches après le feu (2012-2016). Modèle basé sur 105 souches d'arbres survivantes en Oct. 2016 ; Etat de rejets de souche (codage binaire; 0 pas de rejets, 1; au moins un rejet), (Model complet).	124
28	Le modèle linéaire logistique de régression permettant de la vitalité des rejets de souche après feu s'est produit entre 2012 et 2016. Modèle basé sur 106 arbres vivants en Oct. 2016 (modèles réduit).	125
29	Le modèle linéaire logistique de régression permettant de prédire le bon développement des rejets de souche après quatre ans du passage du feu. Modèle basé sur 105 souches survivantes en Oct. 2016 (modèles complet).	127
30	Le modèle linéaire logistique de régression permettant de prédire le bon rejet de souche après feu s'est produit entre 2012 et 2016. Modèle basé sur 105 souches en Oct. 2016 (modèles réduit).	127

Liste des figures

N	Titre des figures	Page
1	Répartition des forêts de chêne-liège dans le bassin méditerranéen occidental. Reproduit par Pausas et al. (2009) (droit d'auteur © 2009 Island Press ; reproduit avec l'autorisation de Island Press, Washington,DC)	8
2	Aire de répartition du chêne-liège en Algérie (Source : DGF, 2003).	9
3	Diagramme représentant la distribution annuelle des événements liés au boisement (adapté de Montero et Canelas, 1999).	18
4	la variation de la densité du chêne-liège (nombre de plantes par hectare) avec la taille moyenne de l'arbre (circonférence sur le liège) (tirée des données de Montero et Canelas, 1999).	20
5	Comportement du chêne-liège après incendie.	31
6	Modèle de comportement du chêne-liège après incendie	31
7	Superficie annuelle de forêts de chêne-liège brûlée entre 1985 et 2017 en Algérie (Source : DGF, 2018).	34
8	Répartition des incendies dans la forêt domaniale d'Yfri (bilan 2000-2016).	35
9	Localisation de la commune Ain –Fezza (CFT.,2016)	36
10	Vue générale de la subéraie d'Yfri et de sa végétation (Photos originales)	39
11	Spatiocarte de la zone touchée par le feu dans la forêt d'Yfri	40
12	Carte des isohyètes de la wilaya de Tlemcen pour la période 2010-2019 (source de données de base : WorldClim).	45
13	Répartition saisonnière des précipitations dans la forêt d'Yfri	46
14	Carte des régimes saisonnière des précipitations dans la wilaya de Tlemcen, A : Précipitation du trimestre le plus sec, B : Précipitation du trimestre le plus humide, C : Variabilité saisonnière des précipitations (Coefficient de variation) (source de données de base : WorldClim).	47
15	Carte des Moyenne des minima « m » et des maxima (M) de la wilaya de Tlemcen, A : Température maximale du mois le plus chaud, B : Température minimale du mois le plus froid, (DataBase Source WorldClim)	49
16	Carte des amplitudes annuelles de température de la wilaya de Tlemcen (DataBase Source WorldClim)	50
17	Diagrammes Ombrothermiques de Bagnouls et Gaussen (1953) de la zone d'étude (2000-2015)	52
18	Quotient pluviométrique et climagramme d'Emberger de la subéraie d'Yfri durant la période 2000-2015	54
19	Vue générale du peuplement du chêne-liège avant l'incendie de 2012 (Photos, Bouhraoua, mai 2009)	58
20	Localisation de la zone d'étude dans la forêt d'Yfri (Gauche) et vue de la zone brûlée en octobre 2012 (Droite)	59
21	Exemples d'états de troncs fortement endommagés lors du passage du feu de l'été 2012 (Photos originales, Yfri, mai 2013-2016)	64
22	Types de reprise végétative des arbres après incendie (A: Arbre mort, B : reprise de la couronne, C : reprise de la couronne et de la base D: reprise du collet). (Photos, Yfri août 2014).	65

23	Exemples de classes de sévérité du feu causés aux arbres de chêne-liège à Yfri (Photos originales) A (classe 2), B (classe 1b), C (classe 4) et D (classe 1a).	66
24	Intensités du feu des troncs (A : classe 0, B : classe 1, C : classe 2 et D : classe 3) (Photos originales, juillet 2014).	67
25	Indices d'intensité du feu au niveau de la cime : A (classe 1), B (classe 2) ,C et D (classe 3) (Photos originales : Yfri 10 octobre 2016)	68
26	Catégorie d'importance de reprise végétative des arbres post incendie (A: arbre à mortalité différée; B: arbres affaibli; C: arbre récupéré; D: arbre bien récupéré).	69
27	Distribution des pentes par classes de la forêt domaniale d'Yfri et la placette d'étude.	75
28	Distribution par classe d'exposition de la forêt et de la placette d'étude.	75
29	Evolution journalière de la température dans la forêt d'Yfri de janvier 2012 à décembre 2012 ; rouge (températures maximales) ; vert (températures moyennes) ; bleu (températures minimales) (Station Zenata, Tlemcen)	76
30	Chronologie horaire de la température et de l'humidité enregistrés dans la station de Zenata (Tlemcen) le jour de l'incendie (le 9 août 2012) de la forêt d'Yfri (Station Zenata, Tlemcen)	77
31	Histogramme de la distribution du nombre d'arbres (a) et de la densité (b) par classes de diamètre à l'échelle de la zone d'étude.	78
32	Catégories de grosseur des chênes liège dans la Zone Incendies du la forêt d'Yfri (Classification du Lombardini et al. 2005).	79
33	Histogramme de la distribution du nombre d'arbres (a) et de la densité (b) par classes de hauteurs à l'échelle de la zone d'étude.	80
34	Histogrammes de distribution de nombre du diamètre arbres « A » et de la densité « B » des arbres par classes de hauteurs d'écorçage dans la zone d'étude (n= 387).	81
35	Distribution des arbres (n=644) par classe d'épaisseur du liège de reproduction dans la zone d'étude.	82
36	Histogrammes de distribution de nombre d'arbres par classes coefficient de démasclage (Ce) dans la zone d'étude (n= 387) (la ligne discontinu représente la moyenne).	83
37	Histogrammes de distribution de nombre d'arbres par classes d'endommagement du bois dans la zone d'étude.	84
38	Distribution des arbres (n=644) par type de reprise végétative (à gauche) : C (reprise par la couronne), CB (reprise simultanée par la couronne et la base), B (reprise exclusive de la base) et M (arbre mort: sans régénération) et de vitalité (à droite).	84
39	Distribution des arbres brûlés (n=644) selon le type d'exploitation des arbres.	85
40	Distribution des classes d'arbres par type de reprise végétative.	86
41	Histogrammes de distribution du nombre d'arbres par classes de degré de violence du feu (VF) subi dans la zone d'étude.	87
42	Histogrammes de distribution de nombre d'arbres par classes de la hauteur maximale proportionnelle du feu (HMaxChar) dans la zone d'étude.	89
43	Histogrammes de distribution de nombre d'arbres (n = 644) par classes de la hauteur minimale proportionnelle du feu (HMinChar) dans la zone d'étude.	89
44	Histogrammes de distribution de nombre d'arbres (n = 236) par classes d'intensité du feu au niveau du tronc (IFT) dans la zone d'étude, S : non brûlé, PB : partiellement brûlé (gris-brunâtre), EMB: entièrement mais	90

	moyennement brulé (brun-noirâtre) et EFB : fortement brulé (noirâtre entièrement).	
45	Histogrammes de distribution de nombre d'arbres (n = 236) par classes d'intensité du feu au niveau de la cime (IFC) dans la zone d'étude, LB : légèrement brulé (gris-brunâtre), MB : moyennement brulé (brun-noirâtre) et FB :fortement brulé (noirâtre).	91
46	Histogrammes de distribution du nombre d'arbres (n = 236) par classes de reprise végétative (RV) dans la zone d'étude au printemps 2013.	92
47	Histogrammes de distribution du nombre d'arbres (n = 236) par classes de reprise végétative (RV) dans la zone d'étude en 4ème saison végétative (Printemps 2016).	93
48	Vue générale du peuplement du chêne-liège brulé en été 2012 (Haut : automne, 2012) et repris après 4 années (Bas : Automne 2016) (photos originales, Bouazzaoui A.)	94
49	Histogrammes de distribution de nombre d'arbres coupés par classes de hauteur de coupe (HC) dans la zone d'étude (n = 106).	94
50	Quelques exemples de hauteurs de coupe hors normes de chêne-liège ainsi pratiquées lors de l'opération d'assainissement de la forêt après le feu de l'été de 2012 ; Toutes les hauteurs de coupe dépassent le s 50cm (Photos originales ; Bouazzaoui, 2014).	95
51	Distribution des souches par nombre de rejets (Inventaire 2014 : n=74)	96
52	Exemples de rejets de souches : a (cépée à 1 brin), b et c (cépée à 2 brins) et d (cépée à 3 brins) (Photos originales, Bouazzaoui 2016 et Slimani , 2020)	96
53	Histogrammes de distribution de nombre de brins dominants par classes de hauteur (HBD) dans la zone d'étude (n = 74).	97
54	Histogrammes de la distribution du nombre de brins par classe de circonférence des brins dominants (HBD) dans la zone d'étude (n = 74).	98
55	Catégories de grosseur de chênes liège dans la zone incendiée de la forêt d'Yfri (Classification du Lombardini et al. 2005)	99
56	Histogramme de distribution du nombre de souches (n=644) par classes de circonférence à l'échelle de la zone d'étude.	100
57	La prédiction du model logistique généralisé univarié du probabilité du survie du chêne-liège pour les six facteurs suivante : a- Importance des crevasse ; b- Indice d'intensité du feu c- Hauteur minimale proportionnelle du feu ; d-Hauteur totale e- Epaisseur de liège ; f- diamètre du bois	103
58	Distribution des arbres selon leur vitalité (Taux et effectif : mortalité/survie) et l'intensité du feu (inventaire automne, 2013).	107
59	Distribution des arbres déjà exploités selon les classes d'épaisseur du liège de reproduction (mm) et leur statut sanitaire.	108
60	Distribution de la vitalité des arbres selon l'épaisseur du liège et la violence du feu (n=644).	109
61	Distribution de la vitalité des arbres selon leur état d'endommagement des troncs (n=644).	109
62	Distribution des arbres morts par classe d'épaisseur du liège et état de troncs (n=208).	110
63	Distribution des arbres selon leur vitalité, hauteur totale et état d'exploitation (n=582).	111

64	Prédiction du modèle logistique de la survie du chêne-liège, basée sur le tableau 20. Chaque figure montre la probabilité de survie en relation avec (a) l'intensité du feu ; (b) épaisseur de liège; (c) état de crevasse, (d) hauteur totale de l'arbre. Chaque ligne représente des arbres non démasclés avec du liège mâle (ligne pleine), des arbres démasclés (ligne pointillée).	112
65	Distribution par qualité et classe de reprise végétative à moyen terme de la couronne des arbres (n=236)	113
66	Distribution des classes d'importance de reprise végétative à moyen terme des arbres survivants en fonction d'état d'exploitation (inventaire octobre 2016, n=236) (c'est l'inverse, exploités : 60.9% (n=143) et non exploités 39.1% (n=76) à refaire .	114
67	Relation entre l'importance de reprise végétative (RV) et la hauteur du dernier écorçage (m) des arbres .	115
68	Distribution des classes d'intensité du feu sur le tronc (IFT) (a) et sur la cime (IFC) (b) en fonction de la classe d'importance de reprise végétative (RV) ; classe d'IFT : S (non brûlé), PB (gris-brunâtre), EMB (brun-noirâtre), EFB (noirâtre) ; classe d'IFC : LB (gris-brunâtre), MB (brun-noirâtre), FB (noirâtre).	116
69	Relation entre l'importance de reprise végétative (RV) et l'importance de crevasse (ICr)	117
70	Prédiction par modèle logistique de la probabilité de reprise de la cime des arbres survivants de chêne-liège. Chaque ligne représente des arbres non exploités avec du liège mâle (ligne pleine) et des arbres exploités (ligne pointillée).	120
71	Histogramme de distribution du nombre de souches (n=105) par classes de circonférence à l'échelle de la zone d'étude; * Etat d'exploitation, 0 : souche d'arbres non exploités ; 1 : souches d'arbres exploités,	121
72	Relation entre l'épaisseur et l'âge du liège et l'importance des rejets de souche (Gauche : hauteur du brin dominant HBD, Milieu : Circonférence du brin dominant CBD, droite : Nombre de rejets) (n=105).	123
73	Relation entre la hauteur de coupe et l'importance de rejet de souche (Gauche : hauteur du brin dominant, Droite : la circonférence du brin dominant) (n=105).	123
74	Prédiction du modèle logistique multivarié de la bonne reprise du chêne-liège, CB5 : Indicateur de qualité de croissance de rejet (si la circonférence du brin dominant (cm) CBD < 5cm, code 0, et si CBD > 5cm, code 1) et ER : Etat de rejet de souche (codage binaire; 0 pas de rejets, 1; au moins un rejet) basée sur le tableau 30. Chaque figure montre la probabilité de bonne reprise en relation avec épaisseur de liège en abscisse et circonférence de la souche en légende.	129

Liste des abréviations

A.N.R.H : Agence nationale des ressources hydriques.
APCOR : Association Portugaise du Liège.
B.N.E.D.E.R : Bureau national des études et de développement rural
Br : brins de chêne-liège
C.F.W.O: Conservation des forêts de Tlemcen
C: circonférence
Ce: coefficient d'écorticage
D: diamètre
DGF : Direction générale des forêts
E : épaisseur de liège
EXP : Exposition
F.A.O : Food and Agriculture Organization
H: hauteur
ha : Hectare
He: hauteur d'écorticage
I.M.L : Institut méditerranéen du liège
Imcr: Importance de crevasse
IPROCOR : Institue de liège la madrea. Espagne.
KM : Kilomètre
m : Température moyenne du mois le plus chaud NR : Non récolté
M : Température moyenne du mois le plus froid
MRNF : Ministère des ressources naturelles et des forêts (Canadienne)
O.N.M : Office national de météorologie
O.N.S : Office national des statistiques
OMS : Organisation mondiale de santé
Qx : Quintal métrique
RV: reprise végétative
TR : taux de recouvrement de placette
WWF : Fonds mondial pour la nature.

Introduction

générale :

Le chêne-liège *Quercus suber* L. est l'une des ressources forestières les plus importantes depuis longtemps dans le bassin méditerranéen occidental (**Lamey, 1893**). Ces forêts jouent un rôle clé dans l'économie forestière de cette région avec une balance commerciale positive. Le liège qu'il produit est le sixième produit forestier non ligneux (PFNL) exporté au niveau mondial et le deuxième au niveau de la Méditerranée occidentale. (**WWF, 2008 ; FAO, 2013 ; Aronson et al., 2009 ; Catry et al., 2012 ; APCOR 2016**). La transformation du liège et les exportations de ses produits ont généré près de 1.6 milliards d'euros et ce à partir d'une production mondiale de 200 000 tonnes dont 70% provient des bouchons naturels (**APCOR, 2018 et 2019**).

Les forêts de chênes lièges sont d'une importance cruciale non seulement pour l'économie mais aussi pour l'environnement de tous les pays méditerranéens subéricoles, couvrant une superficie de l'ordre de 2.2 millions d'hectares dans le monde (**APCOR, 2018**). Une grande partie de cette superficie est située dans des zones rurales formant des systèmes forestiers menacés par la pression humaine.

En Algérie, les forêts de chêne-liège couvraient à l'origine une superficie de 460 000 ha (**Lamey, 1893**). Elles s'étendent du littoral méditerranéen au nord jusqu'aux chaînes telliennes au sud, mais les vastes massifs se situent à l'est du pays (**Boudy, 1955**). Le premier inventaire forestier (1983-1984) réalisé par BNEDER a signalé une superficie forestière de chêne-liège productive de 230 000 hectares (**Zine, 1992**). Ceci représente la moitié de la superficie originelle et la superficie restante est transformée en maquis. En conséquence, la production annuelle de liège a diminué en passant de 26 000 tonnes avant les années 1960 (**Zine, 1992**), à près de 6 000 tonnes au cours de la dernière décennie (**DGF, 2016**).

L'écosystème forestier de chêne liège est caractérisé par la manipulation persistante de l'homme depuis l'Antiquité pour les valeurs nutritionnelles des glands doux (exemple : la Maamora, Maoc) et amères pour son bétail dans le reste de son aire ; comme il peut fournir un abri et de l'ombre pour cheptel et une production de bois à usage domestique (**Salis et al., 2019**). En outre, les forêts de chêne-liège fournissent un certain nombre d'autres biens et services écosystémiques, notamment des habitats pour de nombreuses espèces animales et végétales endémiques (**WWF, 2008**), des activités de loisirs et du tourisme, de l'apiculture, de cueillette des plantes aromatiques et médicinales, des champignons comestibles, etc. Les valeurs socio-écologiques que l'homme ait marquées aux environnements de chêne-liège ont généré des paysages forestiers culturels uniques, qui à leur tour influencent la culture et l'identité régionales du méditerranéen occidental (**Aronson et al., 2009 ; Plieninger et al.,**

2014). La valeur paysagère, culturelle et écologique des suberaies est reconnue dans les années 2000 dans le réseau **Natura 2000** par la Commission européenne (**DG Environnement, 2007**).

Comme d'autres systèmes forestiers méditerranéens, nombreuses d'études antérieures ont signalé que les écosystèmes du chêne-liège sont en déclin ou en danger. La distribution spatiale et la vitalité des forêts à *Quercus suber* L. sont affectées par plusieurs facteurs de perturbation complexes et parfois interdépendants (**Luciano et Roversi 2001 ; Dettori et Filigheddu 2016 ; Silva et Catry 2006 ; EEA 2007 ; Pereira, 2007 ; Acácio et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011 ; FAO 2013 ; Oubrahim et al., 2015 ; Acha et Newing 2015 ; Oliveira et al., 2016 ; Dettori et al., 2018**).

Il existe de nombreux facteurs qui contribuent au dépérissement des arbres ; ils sont depuis longtemps de natures abiotiques, biotiques et anthropiques. Le changement climatique vient ces derniers temps pour accélérer les conditions de stress liées aux sécheresses, aux vagues de chaleur répétées et prolongées, aux ravageurs et aux maladies. Tous ces facteurs contribuent au déclin potentiel des arbres de chêne liège et de son forêt au cours des prochaines décennies (**Bergot et al., 2004 ; Luciano et al., 2005 ; Catry et al., 2012a ; Costa et al., 2014**). Les incendies de forêt récurrents restent parmi les facteurs les plus importants et les plus impliqués dans le phénomène de dégradation de la forêt (**Catry et al., 2014**).

Des facteurs anthropiques tels que les pratiques de gestion inappropriées (surexploitation forestière, agriculture et surpâturage) contribuent également au déclin de la santé des suberaies. (**Pereira et al., 2012**). 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 dont la France. 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 suberaies dans le sud-ouest de l'Europe. En absence de gestion forestière, la végétation arbustive prolifère alors dans les étages inférieurs de ces écosystèmes, ce qui augmente le risque de grands incendies de forêt souvent incontrôlables (**Joffre et al., 1999**).

Cependant, les incendies de forêt récurrents sont l'une des principales causes de la diminution de la superficie de chêne-liège et par conséquent de la production du liège dans le nord-ouest de l'Afrique et en Algérie en particulier. De plus, l'abandon partiel et l'absence de plans d'aménagement peuvent encore mettre en péril la durabilité de ces zones forestières et créer des problèmes de conservation.

En effet, les incendies brûlent une surface forestière moyenne annuelle de 33 000 ha durant la période 1963-2018 (**Ouadah-Benkheira, 2019**). La direction générale des forêts (DGF) avance en effet le chiffre de 200 000 ha de forêts de chêne –lièges ravagées par le feu sur la période 1985-2012, soit une superficie moyenne annuelle de près de 7400 ha (**Bouhraoua et al., 2014**).

La résistance des arbres du chêne liège et la résilience de leur peuplement à la fréquence et à l'intensité élevées des feux dans le bassin méditerranéen est observée depuis longtemps (**Natividade, 1956 ; Pausas, 1997 ; Pausas et Keeley, 2017**). Cette résistance est le résultat de la présence d'une écorce de nature subéreuse qui recouvre les tiges et les branches dès le jeune âge des arbres (**Lamey, 1893**).

De nombreuses recherches ont évoqué l'impact de feu sur le chêne-liège, et ses capacités de reprise dans le bassin méditerranéen (**Catry et al., 2010, 2012, 2009, 2017 ; Pausas, 1999, 1997 ; Pausas et al., 2003, 2008 ; Aronson et al., 2009 ; Lloret et al., 2003 ; Baeza et al., 2006 ; Arianoutsou et Margaris, 1981 ; Trabaud, 1983 ; Veille, 2004 ; Costa et al., 2002, 2003, 2001 ; Barberis et al., 2003 ; Amandier, 2004 ; Schaffhauser et al., 2012ab, 2015**). En revanche, peu de recherches ont été menées en Algérie sur le sujet et la plupart étaient exclusivement comparatives ; les auteurs se contentaient de décrire les stades de végétation considérés comme appartenant à des séries régressives (**Quezel, 1976 ; Debazac, 1959 ; Le Houerou, 1980**). Pendant ces dernières décennies, quelques études sur la subéraie ont été réalisées ; des inventaires floristiques et l'inflammabilité ont été principalement publiées. (**Wojterski, 1990 ; Ouelmouhoub et Benhouhou, 2007 ; Bekdouche et al., 2008, 2010, Dehane et al. 2015**). Les problématiques de reprise végétative après les incendies de forêt ont été aussi abordés par certains auteurs dans l'est l'Algérie et plus particulièrement dans les suberaies de Jijel (**Roula et al., 2020 ; Tekkouk et Bouhraoua ; 2022**).

L'objectif principal de cette étude est de décrire et d'évaluer les différents processus impliqués dans la dynamique de reconstruction de la subéraie après un incendie et, par conséquent, dans sa résilience aux incendies. Afin d'évaluer la probabilité de survie/mortalité des arbres suite à un incendie catastrophique qui a en partie détruit un peuplement de chêne liège dans la forêt domaniale d'Yfri en été 2012, nous avons utilisé des modèles statistiques. Pour ce faire, nous examinons à la fois les dommages à court et à moyen terme causés par le feu aux arbres et les éléments qui contribuent à leur vitalité.

De plus, dans cette étude, nous voulons décrire l'importance et les mécanismes de la mortalité retardée observée, ainsi que les facteurs explicatifs qui contribuent à cette mortalité. D'autre part, nous évaluons l'efficacité de l'utilisation de la technique de recépage des arbres sévèrement brûlés dans la récupération de la population touchée par l'incendie.

Enfin, nous proposons un modèle de gestion forestière qui favorise la restauration économique et écologique du peuplement affecté par le feu. Afin de favoriser une reconstitution forestière efficace et durable.

Ce présent document est divisé en cinq chapitres distincts :

Le premier chapitre présente une synthèse bibliographique générale sur le chêne-liège, basée sur une synthèse actualisée traitant la position systématique du *Quercus suber L.*, sa répartition dans le monde et en Algérie, les principales caractéristiques botaniques de l'espèce, son écologie, sa sylviculture et son importance économique.

Le deuxième chapitre est consacré à l'état des connaissances sur le chêne-liège face aux incendies de forêt ; il traite en effet, les différents types de régénération du chêne-liège et leur relation avec les caractéristiques des incendies et des facteurs influençant l'impact des incendies sur la végétation. Dans ce chapitre, on présente aussi les modalités et les mécanismes de reprise végétative des arbres après incendie, ainsi que les bilans des incendies de forêt dans le monde, en Méditerranée, en Algérie et dans la forêt d'Yfri.

Le troisième chapitre évoque la caractérisation de la zone d'étude (la forêt domaniale d'Yfi, Tlemcen) à travers une étude physique (climat-sol) et une description forestière historique et actuelle du peuplement de chêne-liège.

Le quatrième chapitre aborde les méthodes d'étude utilisées pour évaluer l'impact de l'incendie de 2012 sur la forêt (évaluation des dommages ou la sévérité du feu) et la réponse du peuplement au passage du feu. La méthode implique la sévérité de l'incendie, le suivi du taux de recouvrement foliaire de la couronne des arbres et les modalités de régénération végétative des arbres juste après l'incendie et quatre années plus tard. En plus, et après une opération de recépage effectuée dans le cadre des travaux d'assainissement de la forêt post-feu (automne 2014), on a adopté une méthode d'évaluation et de suivi de cette technique traditionnelle (vitalité des souches, production des rejets et croissance des brins). Tous les paramètres utilisés sur le terrain pour décrire le peuplement avant et après le passage du feu sont traités statistiquement (description statistique descriptive, modélisation uni variés et multivariés).

Le cinquième chapitre traite les résultats obtenus en examinant l'impact du feu de forêt sur

la vitalité des arbres et des souches préalablement recepées, la structure du peuplement post incendie, mais aussi sur les modalités de reprise végétative post-feu des arbres survivants, la réponse des souches au recépage et caractéristiques des cépées (importance de la production des rejets et la vitesse de croissance des brins).

Le sixième chapitre discute des différents résultats obtenus sur l'impact du feu de forêt de l'été 2012 sur la subéraie d'Yfri, et sur son avenir ; les hypothèses développées dans ce travail en matière de planification des actions de restauration économique du peuplement brûlé par sa remise en production du liège dans les brefs délais.

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

Chapitre I :
Etat des connaissances sur le
chêne-liège et les incendies

1- Systématique et origine

Le chêne-liège (*Quercus suber* L.) est un chêne sempervirent qui se caractérise par la présence d'une écorce épaisse et sillonnée bien visible avec une couche continue de liège dans sa partie externe. C'est cette écorce de liège qui a donné au chêne-liège sa notoriété et son importance économique en tant que producteur de liège, ainsi que sa valeur ornementale dans de nombreux parcs et zones urbaines à travers le monde (**Pereira, 2007**).

Le chêne-liège se répand dans les régions méditerranéennes occidentales du sud de l'Europe et de l'Afrique du Nord ; il intègre principalement des systèmes agroforestiers multifonctionnels (appelés Montado au Portugal et Dehesa en Espagne), combinant généralement la production de liège avec le pâturage du bétail, la chasse et d'autres activités non -productions de bois. L'arbre est bien adapté aux étés chauds et secs et aux sols peu fertiles (**Pereira, 2007**).

Compte tenu des régions où elles sont réparties, les forêts de chêne-liège sont également appréciées pour leur rôle écologique de ralentissement de la désertification et de l'érosion des sols, et pour leur contribution au maintien de la biodiversité. Cependant, les systèmes actuels de chêne-liège ne sont pas des systèmes naturels ; au lieu de cela, ils sont le résultat d'une gestion continue et d'une sylviculture axée sur les objectifs pendant des siècles qui ont façonné les arbres et le paysage du chêne-liège. La distribution, les aspects botaniques et écologiques du chêne-liège sont résumés dans ce chapitre à la suite de revues générales de l'espèce (**Natividade, 1950 ; Montoya, 1988 ; Montero et Canellas, 1999**).

2-Répartition Géographique

2-1- Dans le monde

Le chêne-liège est l'un des *Quercus* les plus récents ayant son origine au Tertiaire (Oligocène-Miocène). On pense que le centre de dissémination se trouvait dans ce qui est aujourd'hui la mer Tyrrhénienne et que l'espèce a voyagé vers le nord et l'ouest le long de la côte européenne et à travers la Sicile jusqu'au sud et à l'ouest de la côte africaine. Il peut-être aussi avec une migration de la péninsule ibérique vers l'Afrique du Nord. par le détroit de Gibraltar. Des études de pollen suggèrent que le chêne-liège a survécu à la dernière période glaciaire dans les régions méridionales et côtières de la péninsule ibérique et en Afrique du Nord et avec une possible recolonisation post-glaciaire entre les deux régions (**Carrión et al., 2000**), tandis que l'analyse de l'ADN des chloroplastes a montré un potentiel glaciaire. refuges en Italie, Afrique du Nord et Ibérie (**Lumaret et al., 2005**).

Actuellement, deux groupes de peuplements de chêne-liège génétiquement différents ont été identifiés correspondant à deux régions géographiquement distinctes : le premier groupe se localise dans la péninsule Ibérique s'attachant à la région française et le deuxième groupe dans l'Afrique du Nord, la Sicile, la Sardaigne, la Corse et la Provence (sud-est de la France) (**Toumi et Lumaret, 1998**).

L'aire de végétation de cette essence est circonscrite à la région de la méditerranée occidentale, dans laquelle, sous l'influence de l'océan atlantique et de la mer méditerranée entre 33°N et 45°N de latitude. Dans cette aire, se trouvent réunies les conditions climatiques qui conviennent à la végétation de cet arbre (**Figure.1**) Il existe quelques spécimens en Grèce, mais il faut considérer que la Sicile est la limite Est de l'espèce. La limite Nord en France se situe au 44^{ème} parallèle (Bordeaux) et la limite Sud, le 33^{ème} parallèle au Maroc (Casablanca) (**Sigfried, 1943; Boudy, 1950 ; Quezel, 1976 ; Pausas, 1997**). Nous trouvons actuellement le *Quercus suber* L. :

- Au bord de la méditerranée : en Espagne (Catalogne, Andalousie), en France (Pyrénées orientales, Var, Alpes maritimes et Corses), en Italie (Sardaigne et Sicile), en Tunisie, en Algérie et au Maroc.
- Au bord de l'Atlantique: au Maroc, au Portugal et en Espagne.

En dehors de son aire naturelle, le chêne-liège fut artificiellement introduit dans différents pays en raison des qualités industrielles du liège. De très bon résultats d'acclimatation mais sans production de liège furent obtenus en Bulgarie (**Petrov et Genov, 2004**), New Zeland (**Macarthur, 1994**), Sud de l'Australie, Chine, Russie, Californie et Japon (**Aronson et al. 2009**).

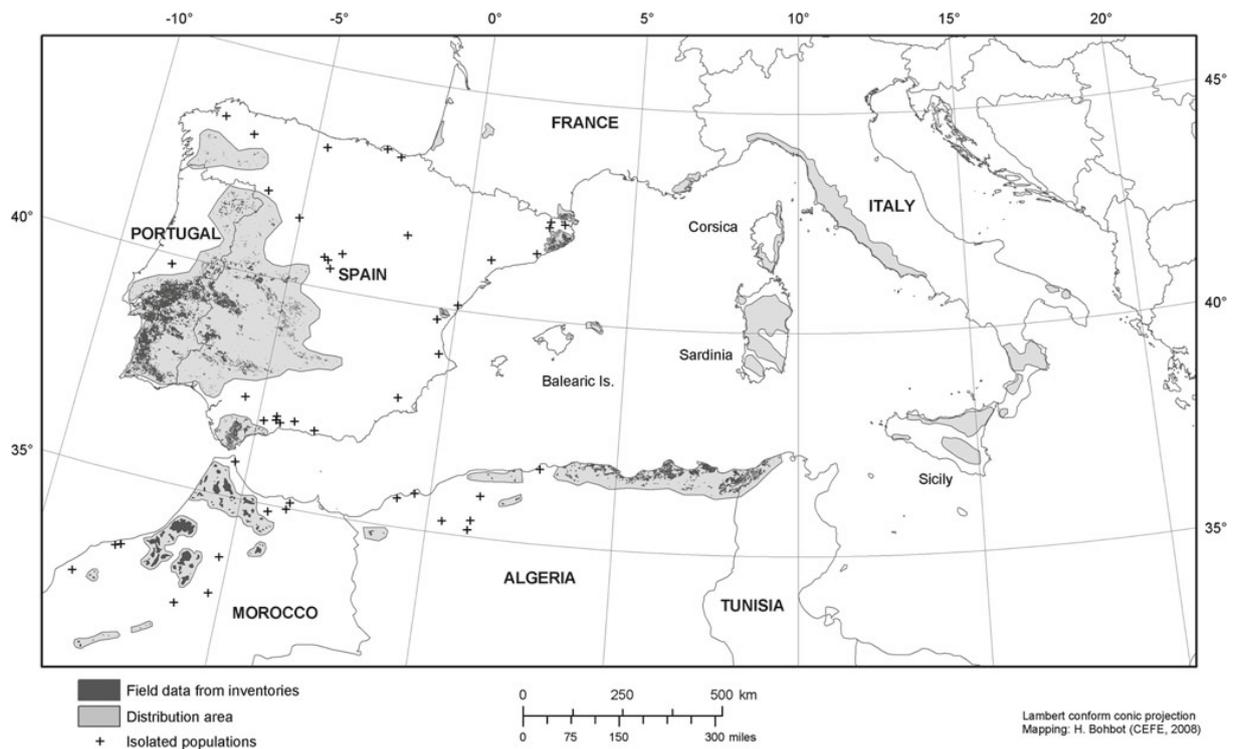


Figure 1 : Répartition des forêts de chêne-liège dans le bassin méditerranéen occidental. Reproduit par **Pausas et al. (2009)** (droit d'auteur © 2009 Island Press ; reproduit avec l'autorisation de Island Press, Washington, DC)

La superficie occupée par les forêts de chêne-liège actuelles et les systèmes agroforestiers à base de chêne-liège n'est pas connue avec exactitude. Une superficie totale est souvent estimée à plus de 2,4 millions d'hectares, mais la valeur réelle est probablement un peu plus faible. En utilisant les données existantes pour les inventaires forestiers nationaux, se référant principalement aux années 1990, les chiffres suivants peuvent être collectés pour les superficies de chêne-liège : 713 000 ha au Portugal (dont 592 000 ha de peuplements purs), 475 000 ha en Espagne (365 000 ha de peuplements purs), 68 000 ha en France, 65 000 ha en Italie, 348 000 ha au Maroc et 90 000 ha en Tunisie. Pour l'Algérie, la valeur de 440 000 ha est généralement mentionnée mais sans aucune évaluation récente ; il est probable que la superficie ait diminué à environ 230 000 ha. D'un autre côté, des valeurs plus élevées ont été rapportées à partir d'évaluations régionales en Italie, comme 122 000 ha dans la région de Sardaigne, la principale zone de chêne-liège du pays (**Barberis et al., 2003**).

2.2- En Algérie

Le chêne-liège s'étend le long d'une bande côtière sur des terrains siliceux faisant partie du littoral oriental (dite région à chêne-liège) à climat subhumide et humide. Les plus vastes massifs sont localisés à l'est du pays, région qui détient à elle seule plus de 4/5 de la

subéraie algérienne. Dans le littoral oriental, il forme un massif en un seul tenant de plus de 130 000 ha allant du Bejaia jusqu'aux frontières tunisiennes (**Figure 2**). Dans cette bande littorale, il est bien planté dans les wilayas de Bejaia, Jijel, Skikda, Annaba et El Taref.



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

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

3- Description botanique de l'arbre

Le chêne-liège appartient à l'ordre des Fagales et à la famille des Fagacées. Il a été décrit par Linneo en 1753. Les chêne-liège est polymorphe et présente différentes formes botaniques qui diffèrent par des traits tels que la forme de l'arbre, la période de floraison, la forme et la taille des feuilles, des fleurs et des fruits. On pense que l'espèce contient plus de 40 variétés regroupées en quatre : authentique, subcrinita, macrocarpa et occidentalis (**Pereira Coutinho, 1939 ; Natividade, 1950 ; Vicioso, 1950**). Des hybrides naturels existent également, notamment entre *Q. ilex* et *Q. suber*, qui ont des systèmes de sélection très similaires (**Elena-Rosselló et al., 1992 ; Belahbib et al., 2001 ; Boavida et al., 2001**).

Les niveaux élevés de diversité morphologique et phénotypique devraient en grande

partie résulter d'hybridations introgressives passées. Une grande variation entre les arbres d'une même population se retrouve également dans plusieurs caractéristiques, à savoir la qualité du liège, et la descendance d'un arbre peut présenter des différences remarquables entre les arbres individuels.

Le chêne-liège est un arbre de **hauteur** moyenne (10 à 15 mètres), pouvant atteindre plus de 20 mètres et de très grandes dimensions de cime, par ex. 500 m² de projection de cime dans certains arbres matures âgés de 150 à 200 ans et de grandes circonférences de tige dans les meilleures stations. La forme de l'arbre est fortement influencée par la compétition, produisant des arbres avec des couronnes plus étroites et des tiges plus hautes. Ses branches principales sont normalement très vigoureuses. Son couvert clair laisse passer la lumière. La cime est largement étalée chez les sujets isolés. En peuplements serrés, elle est plutôt élancée (**Saccardy, 1937; Pereira, 2007**).

Le tronc est court et sa **circonférence** peut atteindre en général 70cm entre 30 et 40 ans selon les conditions de végétation (**Yessad, 2000; Amandier, 2002**). En revanche, dans les vieux peuplements, elle atteint jusqu'à 5 mètre (**Foucard, 1994**).

Les **bourgeons** sont d'un violet-foncé, ovoïdes et petits avec environ 2 mm de longueur (**Pereira, 2007**) ; les **feuilles** présentent un important polymorphisme entre les individus mais également sur un même arbre. La forme des feuilles est plus ou moins ovoïde à oblongue avec un bord plissé ou ondulé ; mesurant de 3 à 4 cm de long sur 1,5 à 4 cm de large. La variation de la forme et de la taille des feuilles est importante à la fois entre les arbres et à l'intérieur de la canopée. Le pétiole peut atteindre 2cm ; elles sont alternes, pétiolées, plus ou moins dentées, coriaces et vert glauque à la face supérieure, avec une pubescence blanche dense sur la face inférieure. De nombreux stomates sont présents avec une densité de 430 par mm² de surface foliaire abaxiale (**Aime, 1976 ; Molinas, 1991**). Le feuillage est pseudo-persistant, tombant au moment du débourrement des nouvelles pousses, en juin. La durée de vie d'une feuille est de 2 ans dans les meilleures conditions stationnelles.

L'initiation de l'**activité physiologique** a lieu en février/mars avec le développement des bourgeons. L'élongation des pousses et l'émergence de nouvelles feuilles commencent au début du printemps et se poursuivent jusqu'en juin. La durée des feuilles est d'environ 14 mois, avec une fourchette de 11 à 18 mois (**Escudero et al., 1992 ; Oliveira et al., 1994 ; Robert et al., 1996 ; Fialho et al., 2001**). Par conséquent, la chute des feuilles se produit au printemps, sauf si un événement accidentel tel que de fortes pluies hivernales entraîne une défoliation plus rapide. Cette saisonnalité de la chute des feuilles est la raison pour laquelle le chêne-liège n'est

pas à son meilleur au printemps, car la couronne est toujours dominée par la couleur décolorée des feuilles de l'année précédente.

La floraison et la fructification du chêne-liège commencent à un âge d'environ 15-20 ans et se poursuit au-delà de 100 ans (**Boavida et Varela, 1999**). La saison de floraison s'étend d'avril à fin mai. Les bourgeons floraux femelles sont situés à l'aisselle d'insertion des nouvelles feuilles alors que c'est dans les pousses de l'année précédente que les bourgeons rougeâtres se développent en chatons mâles. La pollinisation a lieu au printemps, mais ce n'est qu'un mois et demi plus tard que les ovules achèvent leur différenciation et la fécondation se produit, avec un seul ovule mûrissant avec succès à l'automne en une graine monospermiqque (**Boavida et al., 1999**). La floraison d'été ou d'automne n'a lieu que dans une mesure limitée certaines années et chez un petit nombre d'individus (**Machado, 1938 ; Boavida et al., 1999 ; Díaz-Fernández et al., 2004**). La pollinisation se produit avec le pollen du même arbre ainsi que d'arbres voisins et les descendants d'un arbre peuvent différer considérablement les uns des autres.

Les **glands** du chêne-liège varient considérablement en forme et en taille, avec une longueur de moins de 2 cm à plus de 5 cm. En raison de la longue période de floraison, les glands ne mûrissent pas en même temps et la précocité ou le retard des événements de floraison jouent un rôle crucial sur la maturation des glands (**Maire, 1926 ; Boudy, 1950 ; Natividade, 1956**). Des cycles annuels et biennaux de maturation des glands sont observés (**Díaz-Fernández et al., 2004**). Les glands annuels poussent principalement à la fin de l'été et à l'automne et la maturation complète des glands est atteinte en novembre (**Merouani et al., 2003**). Les glands bisannuels n'expérimentent pas de croissance significative durant leur première période végétative, et leur croissance ne reprend que vers le début du printemps de leur deuxième année. La fréquence biennale peut être liée à la durée de la période végétative, c'est-à-dire au raccourcissement causé par une sécheresse estivale intense et longue. La quantité de glands produite par un arbre varie considérablement d'une année à l'autre, avec 2 à 3 ans de production fruitière élevée sur 10 ans. Les vagues de froid pendant la floraison peuvent causer des dommages aux chatons et peuvent être l'un des facteurs influençant la forte variabilité interannuelle de la production de glands (**Garcia-Mozo et al., 2001**).

Le **système racinaire** est caractérisé par une distribution dimorphe avec une racine pivotante forte et longue avec des ramifications latérales épaisses qui, dans les arbres en pleine croissance, peuvent montrer une grande expansion horizontale avec de nombreuses racines superficielles. La racine centrale peut pénétrer plusieurs mètres dans le sol et cela explique pourquoi en été le chêne-liège est capable d'extraire l'eau des aquifères profonds pour maintenir

une hydratation élevée des feuilles (**Nardini et al., 1999**), et donc maintenir une croissance pendant la période de forte demande en eau lorsque le rayonnement est élevé. Dès son jeune âge, le chêne-liège montre des dispositions naturelles à s'enfoncer verticalement avec vigueur dans le sol. Trois mois seulement après le semis, les racines atteignent 55 à 66 cm tandis que la partie aérienne atteint 9 cm. Il peut s'emmêler avec les racines des arbres voisins et s'associer avec le mycélium de certains champignons qui favoriseront la capture des minéraux (**Lepoutre, 1965 ; Molinas, 1991**).

Le chêne-liège doit sa noblesse à son **écorce** de nature subéreuse. Il est appelé communément le liège; c'est un tissu mort, constitué de cellules à paroi minces, pleines de gaz, régulièrement disposées et soudées entre elles. Ce tissu comprend des substances peu dégradables dont les principaux composants sont: la subérine (45 à 50 %), la lignine (20 à 25 %) et la cellulose (10 à 12 %) (**Marques et al. 1994**). L'écorce prend l'aspect liégeux vers l'âge de 5 à 6 ans, puis la couche qui se développe (liège mâle ou liège naturel) devient irrégulière et crevassée. Lorsqu'on enlève ce liège, le tronc apparaît rouge orangé, avant que ne repousse une couche beaucoup plus régulière qui est le liège de reproduction ou liège femelle. Après un feu de forêt, des 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**).

Le chêne-liège peut vivre jusqu'à des âges avancés (250-300 ans) après avoir été correctement exploité. Sa **longévité** moyenne est d'environ de 200 ans (**Gil et Varela, 2008**).

Le **bois** est lourd, compact, peu homogène, d'une densité moyenne de 0,9 kg/dm³. Il fournit un très bon combustible et un excellent charbon grâce à son pouvoir calorifique élevé ; difficile à travailler et se crevasse profondément en séchant (**Lamey, 1893**).

4-Ecologie

4.1-Exigences climatiques

Le chêne-liège présente une grande plasticité écologique. Il est bien adapté au climat de type méditerranéen, avec des hivers doux et humides et des étés secs et chauds, se produisant des régions plus continentales aux zones côtières d'influence méditerranéenne et atlantique. La cohabitation avec d'autres essences à cime peu compacte tels que le pin maritime ou le pin parasol est possible, mais c'est en peuplement pur, voire en lisière qu'il se développe le mieux. Pour avoir de bonnes conditions de végétation, l'arbre a besoin d'une exposition nord. En altitude, il s'accommode avec des expositions chaudes (sud) (**Frochot et Levy., 1986**,

Bouchafra et Fraval, 1991, Caritat et al., 1996).

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

Écologiquement, l'essence est plastique poussant sous des climats semi arides à humides à partir du niveau de la mer jusqu'à 2000 m, mais avec un optimum de croissance allant à 600 m (**Pereira,2007**). En Algérie il pousse de bord de la mer jusqu'à une altitude atteignant 1550 m à Teniet El Had, (**Boudy, 1955**). Mais il ne prospère bien qu'entre 900 et 1000 m (**Camus, 1938**). En voisinage des côtes atlantiques au Portugal, il, descend jusqu'à 200 m et atteint 2400 m sur les pentes humides exposées au Nord dans le grand Atlas marocain. C'est une essence de plaine et de moyenne montagne. Selon **Tlili (2003)** ; les limites altitudinales varient considérablement avec l'exposition.

Il craint les fortes gelées persistantes mais a besoin d'une période de sécheresse en été pour prospérer (**Veillon, 1998**). En outre, l'espèce est un arbre frileux exigeant une température moyenne oscillant entre 13° C et 16°C, mais le chêne-liège survit jusqu'à 19°C , (**Boudy, 1950, Ghouil et al., 2003**). L'optimum de température pour les fonctions photosynthétiques a été estimé à 33–34°C dans les semis de chêne-liège et la réponse à l'augmentation de la température a montré une grande capacité à s'acclimater à la sécheresse et aux températures élevées (**Ghouil et al., 2003**). C'est un facteur important car les températures estivales supérieures à 40°C sont fréquentes dans de nombreuses régions de chêne-liège. En ce qui concerne les basses températures, la température moyenne du mois le plus froid ne doit pas être inférieure à 4–5°C et la température minimale absolue de survie est de -12°C. Les feuilles de chêne-liège ont une tolérance au gel qui permet de résister aux phénomènes de gel fréquents mais doux dans la région méditerranéenne (**Cavender-Bares et al., 2005**). En général, les températures de 5 et 40°C peuvent être considérées comme les limites de croissance du chêne-liège.

L'humidité est également un facteur limitant. Étant bien xérophile, le chêne-liège nécessite une humidité atmosphérique d'au moins 60 %, même en saison sèche et d'une pluviométrie allant de 400 à 1200 mm par an voire 1700 mm , mais il est très sensible à l'engorgement (**Maire ,1926 ; De Beaucorps ,1956 ; Allili ,1983**). Ces conditions ne se rencontrent que près du littoral en région méditerranéenne, et de 200 à 300 km à l'intérieur de la façade atlantique. Lorsque la pluviosité descend au-dessous de 400 mm/an l'essence peut régresser et semble sortir de son aire culturale, la raison pour laquelle le chêne-liège ne s'étend

pas sous le climat sec des hauts plateaux particulièrement en Algérie, On considère généralement que les précipitations annuelles minimales pour un développement équilibré des arbres devraient être de 500 mm. En ce qui concerne la distribution saisonnière des précipitations, le chêne-liège est adapté au climat de type méditerranéen avec des précipitations concentrées en fin d'automne et en hiver (octobre-mars) et très peu, voire pas du tout, de pluies estivales. **(Pereira, 2007)**.

Globalement, les subéraies maghrébines reçoivent par an une hauteur d'eau oscillant entre 350 et 2000 mm répartie sur 50 à 150 jours. Les régions les plus arrosées sont localisées dans les chaînes montagneuses du Rif (Maroc), le nord-est de l'Algérie et la Tunisie où les précipitations dépassent les 800mm et pouvant atteindre 1200mm (en Algérie) voire 2000mm (au Maroc). Les moins arrosées se trouvent par contre à l'ouest de l'Algérie où les pluies ne dépassent guère les 600mm par an **(Bouhraoua, 2003)**.

4.2-Exigences édaphiques

Le chêne-liège est une espèce calcifuge stricte se plaisant sur tous les substrats siliceux et acides (schistes et grès) et craignant davantage l'hydromorphie permanente, les terrains salés et les argiles compactes. Il s'accommode à des sols peu fertiles, superficiels ou lourds, mais recherche plutôt des textures légères (sables), bien aérées et drainés riches en matière organique, Il est très sensible au compactage et à l'engorgement. **(Veillon, 1998)**. Il réclame les terrains meubles, profond, pas trop chargés en cailloux, au pH compris entre 4,8 et 7,0 **(Seigue, 1987 ; Gogorcena et al.,2001)**. Selon **Montoya (1980)** et **FAO (2006)**, le chêne-liège s'associe mieux aux Leptosols, Regosols, Cambisols et Luvisols voire les Podzols, Planosols, Acrisols et Alisols.

En Algérie, les forêts de chêne-liège reposent sur différentes formations géologiques siliceuses **(Battistini, 1938; Boudy, 1950; Quézel et Santa, 1962; Zeraia, 1982; Quezel, 2000)**.. Parmi elles, nous citons:

- les sables pliocènes: sols pauvres, sans humus, se desséchant rapidement mais dont la perméabilité permet aux racines de s'infiltrer profondément)
- les grès numidiens: sols acides, profonds et perméables
- les grès séquaniens ou poudingues et
- les calcaires schisteux non assimilables du Crétacé supérieur.

4.3-Association du chêne-liège et végétation

En Algérie le chêne-liège forme généralement des peuplements purs. Il peut être mélangé avec d'autres essences selon l'altitude, l'exposition, le climat et la nature du sol. La présence de certaines essences à caractère envahissant constitue cependant une sérieuse menace pour le chêne-liège (**Boudy, 1950 ; Natividade, 1956**).

La structure des forêts de chêne-liège les plus préservées comprend un couvert arboré très dense pouvant atteindre 20 m de haut, souvent mélangé à d'autres espèces feuillues méditerranéennes (parfois avec des conifères), et avec des espèces herbacées tolérantes à l'ombre dans le sous-étage (**Bernal, 1999**).

En altitude et sur les expositions fraîches des étages bioclimatiques humides et sub-humides, ce sont les chênes à feuilles caduques comme le chêne afares (*Quercus afares*) qui dominant et plus rarement le cèdre sur les sols calcaires. Dans les régions orientale et occidentale, le chêne zeen (*Q.faginea*) parvient parfois à éliminer le chêne-liège en l'envahissant sur de grandes étendues.

Par contre, 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. D'autres essences peuvent se trouver en mélange avec le chêne-liège en proportions variables ; comme c'est le cas du pin maritime (sur le littoral et en basse montagne), du chêne tauzin et du pin d'Alep (**Quezel, 2000**).

Les subéraies présentent par ailleurs, dans leur strate sous arbustive, des cortèges floristiques caractéristiques des terrains siliceux formant de très nombreux groupements végétaux et associations forestières. La composition floristique des sous-bois et son abondance varie selon la densité du peuplement et son stade de dégradation, l'étage bioclimatique et l'altitude.

Dans les peuplements de l'étage humide, se développe sur le littoral comme à basse altitude, un sous-bois très dense parfois impénétrable. On y trouve essentiellement une végétation à caractère hygrophile telles que les Lianes (*Smilax aspersa*), le Lierre (*Hedera helix*), la fougère aigle (*Pteridium aquilinum*) et le Laurier rose (*Nerium oleander*), mais aussi le myrte (*Myrtus communis*), la Bruyère arborescente (*Erica arborea*), l'arbusier (*Arbutus unedo*). En altitude, certains de ces végétaux disparaissent pour céder la place au cytise à 3 fleurs (*Cytisus triflorus*), au Calycotome épineux (*Calicotom spinosa*), à l'aubépine (*Crataegus monogyna*) et à diverses autres plantes. Dans les peuplements denses, ce sous-bois est par contre moins développé.

En semi-aride, pousse un sous-bois à caractère plutôt xérophile composé essentiellement de Cistes (*Cistus salviiflorus*, *C. monspeliensis* et *C. ladaniferus*), de Lavandes (*Lavandula atlantica* et *L. stoechas*), de Doum (*Chamerops humilis*) et d'Hélianthèmes (*Helianthemum halimifolium*). Dans les stations dégradées, suite aux incendies surtout, un maquis abondant peut se développer, qui arrive souvent à supplanter le chêne-liège. On trouve en plus de cette végétation xérophile, le Calicotome velu (*Calicotom villosa*), la Bruyère à balai (*Erica scoparia*) et le Diss (*Ampilodesmos mauritanicus*), (**Boudy,1950 et 1952 ; Natividade,1956 ; Zeraia,1986 ; Jacamon,1987 ; Leonardi et al.,1992 ; Hamrouni, 1994 ; Quezel, 2000 ; Sebei et al., 2001**).

5-Multiplication

Le chêne-liège se multiplie de deux façons, l'une naturelle et l'autre artificielle. La multiplication ou la régénération naturelle se fait soit par semis (glands tombés) soit par rejets de souches.

La régénération par semis naturels dépend étroitement de plusieurs facteurs : quantité, vigueur et faculté de germination des glands d'une part, conditions du milieu physique et action de l'homme, d'autre part (**Boudy, 1950 ; Bouchafra et Fraval, 1991**). Ce type de régénération est partout défaillant, notamment en Afrique du Nord car il est soumis à des facteurs antagonistes variés.

La régénération par rejets de souche assure souvent le remplacement de l'arbre, après un incendie ou une coupe, et par conséquent la reconstitution et le rajeunissement des peuplements. On admet qu'en Algérie, la plupart des forêts (orientales en l'occurrence) sont issues d'une telle régénération après les grands incendies qu'a connus le pays vers la fin du 19^{ème} siècle. La réussite de cette méthode est d'autant plus grande que la souche est jeune (moins de 50 ans) et soumise à des conditions favorables. Elle est par contre difficile lorsque l'arbre a dépassé 100 ans (**Boudy, 1950 ; Marion, 1956**).

Lorsque la régénération naturelle fait défaut, le recours à la voie artificielle ou assistée est souvent impératif si on veut éviter les risques de disparition du chêne-liège. Elle est réalisée par semis direct de glands ou par plantation.

En Algérie, toutes les subéraies correspondent à des peuplements **spontanés (Valette, 1992 ; Zine, 1992)**. Cependant, une surface d'environ 3 000 hectares (soit 55% du total) a été reboisée entre 1851 et 1910 dans des zones anciennement classées comme forêts ; plus de la

moitié a été plantée à l'état pur par semis sur bandes débroussaillées et dessouchées ou plutôt en potets (**Anonyme, 1914**).

Après l'indépendance, le chêne-liège n'a guère été pris en considération dans les programmes de reboisement. De fait, on note la faible participation (de l'ordre de 0,2 à 7%) de cette essence dans les différentes campagnes de plantation (**Letreuch-Belarouci, 1991**).

6-Sylviculture

6.1-Paquet de régénération

Des plantations ont été utilisées et plusieurs milliers d'hectares ont été plantés de chêne-liège à Algérie au cours des 20 dernières années rentrant dans le cadre du programme National de Reboisement (PNR : 2000-2020). Cependant, le succès de ce programme est faible et la mortalité au cours des premières années de plantations peut être très élevée. Les raisons en sont diverses : (a) l'établissement d'un système racinaire efficace est essentiel pour garantir l'eau et la survie pendant les mois d'été, nécessitant ainsi une préparation adéquate du sol et une bonne qualité racinaire des plants de pépinière utilisés dans la plantation ; (b) les jeunes plants sont sensibles au stress hydrique et l'efficacité dans le développement de mécanismes physiologiques de tolérance à la sécheresse semble liée au niveau d'environnement lumineux, étant plus faible dans les semis cultivés à l'ombre (**Pardos et al., 2005; Cardillo et Bernal, 2006**); et (c) les glands sont très appétissants pour les petits rongeurs (**Herrera, 1995**) et les jeunes plantes pour les animaux qui broutent, nécessitant ainsi une protection, respectivement, par des répulsifs et des abris ou la suppression du pâturage.

La préparation du terrain comprend le désherbage, généralement effectué par hersage à disques, et l'amélioration des caractéristiques du sol pour le développement du système racinaire. Selon le type de sol et la pente, la préparation peut comprendre : un défonçage ou un sillonnage d'une profondeur de 60 à 80 cm, en particulier dans les sols recouvrant des roches dures, ou un labour et un buttage le long des contours suivi d'un labour profond. La préparation du terrain peut couvrir toute la zone ou être concentrée sur la ligne de plantation.

La plantation avec des semis cultivés en pépinière peuvent avoir lieu au printemps ou en automne. **La figure 3** montre schématiquement le calendrier des opérations. Le nombre d'arbres par hectare à la plantation n'est pas aussi élevé que chez d'autres essences plantées pour la production de bois, et des espacements d'environ 4 m 4 m (625 arbres/ ha).

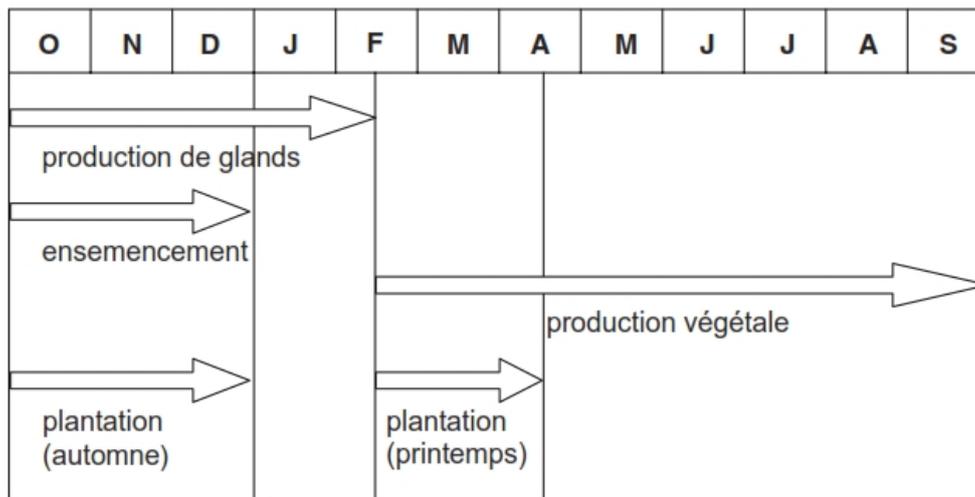


Figure 3: Diagramme représentant la distribution annuelle des événements liés au boisement (adapté de **Montero et Canelas, 1999**).

La mortalité au cours des premières années peut être très élevée et la plante n'est considérée comme établie que lorsqu'elle a plus de 8-10 ans. La protection des jeunes plants avec des abris individuels pour arbres est considérée comme bénéfique contre le broutage et pour stimuler la croissance initiale en hauteur, mais dans les régions à forte sécheresse et à températures élevées, cette technique a engendré des taux de mortalité plus élevés et les jeunes plants ont des tiges de bois moins développées (**Quilhó et al., 2003**). Chaque fois que les précipitations printanières et estivales sont trop faibles, l'irrigation doit être appliquée 2 à 3 fois pendant les périodes de stress plus élevé. Durant les premières années après la plantation, le désherbage est également fortement recommandé autour de chaque plantule ou sur l'ensemble de la zone.

6.2-Paquet de juvénile

La phase juvénile d'un peuplement de chêne-liège fait référence à la période jusqu'au début de l'extraction du liège, qui se produit à 25-40 ans. Les jeunes chênes-lièges présentent une ramification abondante et une pousse principale est souvent absente. Il est donc important de procéder à une taille conductrice afin d'obtenir des arbres d'une hauteur de tige libre d'au moins 2,5 à 3 m. Trois opérations de taille sont généralement effectuées : une première taille entre 3 et 6 ans pour éliminer toutes les branches dans les deux premiers tiers du tronc de l'arbre, une deuxième taille entre l'âge de 12-15 ans et une dernière conduite taille après le premier écorçage. Selon la densité du peuplement à la plantation, la deuxième ou la dernière taille peut être complétée par une première éclaircie pour réduire la densité du peuplement à 400-600 arbres/ha. Les chênes lièges étant très sensibles à la concurrence au cours de leurs premières

années d'âge, un désherbage doit être réalisé, au moins pendant les 4-5 premières années puis tous les 3-4 ans jusqu'à l'âge de 10-15 ans.

6.3-Paquet adulte

Les opérations sylvicoles les plus importantes dans les peuplements adultes sont l'éclaircie, l'exploitation du liège. L'éclaircissage s'effectue généralement après le premier démasclage afin qu'il puisse profiter des revenus du liège des arbres à éclaircir et aussi pour pouvoir utiliser la qualité du liège comme critère supplémentaire de sélection des arbres à éclaircir.

L'éclaircissement est effectué afin d'obtenir un facteur d'espacement présélectionné. Le facteur d'espacement est défini comme le quotient entre la distance moyenne entre les arbres et le diamètre moyen de la cime des arbres. On suppose généralement, même s'il n'y a pas suffisamment de données expérimentales pour confirmer cette règle empirique, que la production de liège est affectée lorsque la compétition inter arbres est trop élevée et il est donc recommandé d'utiliser un facteur d'espacement qui laisse à chaque arbre suffisamment d'espace pour développer sa couronne sans restrictions substantielles. L'espace entre les arbres doit être au moins égal à la moitié de son rayon moyen de cime, ce qui équivaut à un facteur d'espacement d'environ 1,2. **La figure 4** montre la variation de la densité moyenne des peuplements et de la taille des arbres mesurée en circonférence sur le liège dans des peuplements de chêne-liège orientés vers la production de liège au cours d'un cycle de rotation de 170 ans. Certains gestionnaires forestiers envisagent l'application d'engrais pendant la période entre les extractions de liège pour améliorer la production de liège, mais les quelques résultats expérimentaux disponibles ne montrent pas son effet sur la croissance et la qualité du liège. Au cours des dernières années, les chênes lièges étaient taillés pour augmenter le rendement en fruits car les glands étaient un produit économiquement important et cette pratique est encore utilisée par certains agriculteurs qui associent ce type de taille à la vigueur des arbres et au rendement du liège, un fait qui n'a jamais été expérimentalement prouvé. Un désherbage, selon le type de sous-sol, peut également être effectué. Il est fortement recommandé que le désherbage mécanique, comme toute autre opération, n'endommage pas le système racinaire superficiel des chênes-lièges.

Les chênes-lièges peuvent atteindre 250 à 350 ans, mais à mesure que les arbres vieillissent, l'activité du phellogène diminue et l'épaisseur du liège diminue. L'âge de 150-200 ans semble être la limite pour une production industrielle de liège utile et les plans de gestion

actuels envisagent généralement des périodes de rotation entre 100 et 150 ans. La récolte du chêne-liège n'est généralement effectuée qu'à des fins sanitaires et les peuplements matures actuels comprennent un grand pourcentage de vieux arbres. En effet, le chêne-liège est une espèce protégée et les opérations sylvicoles sont réglementées, l'abattage des arbres étant légalement interdit à quelques exceptions près.

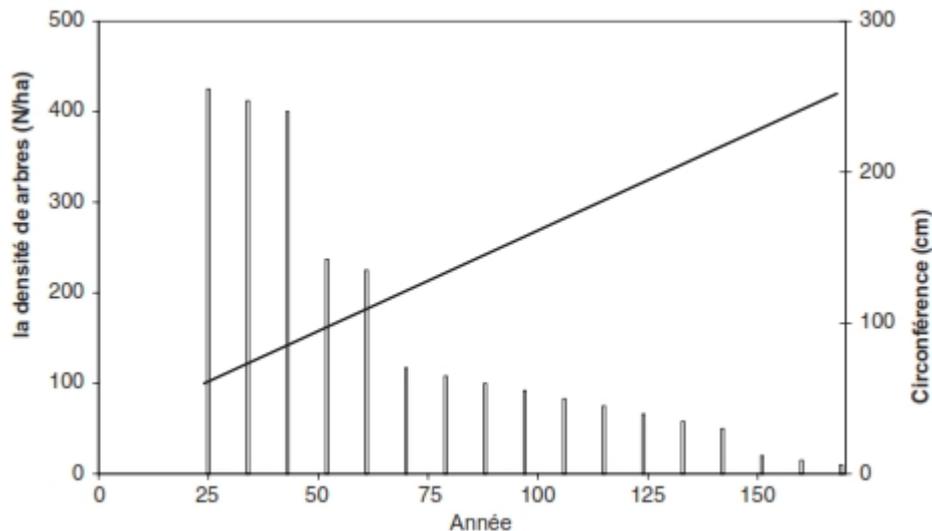


Figure 4 : la variation de la densité du chêne-liège (nombre de plantes par hectare) avec la taille moyenne de l'arbre (circonférence sur le liège) (tirée des données de **Montero et Canelas, 1999**).

7-Importance économique

Le liège est une ressource naturelle renouvelable constituant une matière première précieuse et polyvalente pour l'industrie utilisée pour une grande variété de produits. En raison de sa valeur économique, la sylviculture du chêne-liège est généralement orientée vers la récolte périodique du liège (**Pereira 2007**). Actuellement, le liège est le deuxième produit forestier non ligneux commercialisable en Méditerranée occidentale, et les exportations du marché mondial du liège représentent près de 2 milliards de dollars US par an (**Mendes et Graça 2009 ; APCOR 2009**).

En Algérie, la filière a connu des moments les plus douloureux, de 1993 à 1999. La situation conjoncturelle la plus épouvante dont le champ de bataille fût le domaine forestier a occasionné une réduction alarmante de la superficie du chêne-liège à cause des incendies criminels. Par la suite, on a assisté à la naissance d'une spirale de mœurs anti-administratives favorisant l'exploitation illicite et prématurée des centaines d'hectares au profit

personnel et des sociétés multinationales défaillantes de la matière brute et avides du liège algérien (Taferka, 2008).

La production du liège a atteint des déceptions jamais reproduites depuis les premières concessions coloniales. A titre indicatif, en 1994 la production nationale n'a pas dépassé le seuil de 4000 tonnes puis elle a atteint subitement les 16 000 tonnes en 1998. Le taux de croissance moyen annuel de la production frôlait le 1,8% tandis que la production a baissé de 24,3% par rapport à celle de 1965.

On estime le pourcentage du liège algérien éligible à l'exportation du point de vue de la qualité, à 50% du total de la production (Nait Messaaoud, 2010). A partir des années 1990, le marché mondiale du liège a connu un grand basculement caractérisé par une demande hissée des industries internationales de transformations ce qui a amené les exportateurs locaux et étrangers à se tourner vers le liège algérien.

Par défaut d'utilisation locale, la couverture du marché intérieur algérien en produits du liège (finis ou semi-finis) est assurée depuis longtemps par les différentes unités de transformation. La majeure production est exportée à travers le monde sous forme de liège brut ou ouvrages du liège comme suivant (FOSA, 2007) :

- Liège brut ou préparé, déchets de liège, liège concassé, granulé ou pulvérisé.
- Liège naturel, écroute ou équarri, en cube, plaques feuilles, bandes de forme carrée ou rectangulaire.
- Ouvrages en liège naturel (bouchons, rondelles).
- Liège aggloméré (avec ou sans liant) et ouvrage en liège aggloméré.

8- Régénération du chêne-liège

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

8.1- Régénération naturelle

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

8.1.1- Régénération par semis

Ce type de régénération se fait naturellement par semis des glands tombés au sol. Selon Boudy (1950) et Belghazi et al., (1995), les jeunes plants issus de la germination des glands ont besoin durant leurs premières années, d'un couvert végétal léger, pour se protéger pendant

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

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

8.1.2- Régénération par drageonnage

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

8.1.3- Régénération par rejets de souche

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

liège rejette bien jusqu'à l'âge de 80 à 100 ans. Cette faculté varie selon le climat, les conditions de végétation et l'état physiologique de l'arbre. L'ensemble des rejets ayant pris ainsi naissance autour d'une souche constitue une cépée. Cette technique de régénération présente des avantages et des inconvénients énumérée ci-dessous.

Avantage :

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

Inconvénients :

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

8.2- Régénération artificielle

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

8.2.1- Régénération artificielle par semis des glands

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

8.2.2- Régénération artificielle par plantation (Reboisement)

Il s'agit de la mise en terre des plants de chêne-liège préalablement produits en pépinière. Donc l'objectif de la plantation vise à introduire de nouveaux plants dans un peuplement forestier existant. Ce procédé permet de renouveler l'espace afin de pallier à une régénération naturelle difficile (**Zair, 1989**). Depuis 1962 à 1980, les objectifs des reboisements en Algérie étaient la production ligneuse et la protection des sols. Le choix du chêne-liège ne figurait même pas comme essence de reboisement;sa participation dans les différentes campagnes de plantation oscillait entre 0,2 et 7 %. (**Bouhraoua et al., 2014**). En parallèle, l'enrésinement de l'aire du chêne était remarquable (**Messaoudene, 2009**). Ce n'est qu'en septembre 1999, alors que le Plan national de reboisement (PNR) est adopté par le Conseil du Gouvernement, qu'une politique active est affichée en faveur du chêne-liège. Ce plan est un programme ambitieux visant la reconstitution du couvert forestier national algérien, mais aussi la protection, la valorisation et le développement des ressources naturelles rentrant dans le cadre du développement durable. D'une durée de 20 ans (2000-2020), il concerne une surface globale de 1 245 000 ha, avec un rythme annuel de réalisation de l'ordre de 100 000 ha. Les plantations forestières représentent 53 % de cette surface, soit 663 000 ha, et le chêne-liège est au premier rang des essences de reboisement avec 160 000 ha (24 %). Selon **Messaoudene (2009)** et **Bouhraoua et al., (2014)**, les taux de réussite constatés sur terrain sont non satisfaisants, voire nuls. D'après ces auteurs, les facteurs d'échecs probables des reboisements sont d'ordre technique et écologique. Ils sont résumés comme suit : 1) manque d'arrosage après plantation, 2) problème de pacage, 3) attaques de rongeurs, 4) absence d'entretien et/ou de suivis sylvicoles après plantation, 5) absence de mise en défens, 6) qualité des plants au niveau des pépinières, 7) conditions climatiques estivales difficiles, 8) problème des incendies de forêts, 9) choix des sites à reboiser, 10) multiplication des opérations de reboisement.

9- Les dégâts d'incendie sur les arbres de chêne-liège

Le tronc constitue un organe intermédiaire entre le système racinaire et la frondaison. Par son anatomie (couche du liège protectrice, bois riche en vaisseaux ligneux et fibres typiques) et ses fonctions physiologiques, il détermine souvent l'allure des houppiers.

Les dommages aux systèmes racinaires sont une cause potentielle de mortalité des arbres. Les racines qui poussent parallèlement et près de la surface de la terre sont à risque d'échauffement mortel (**Brown et Smith 2000**). Ce sont souvent des racines nourricières qui collectent l'eau et les nutriments à distribuer dans le reste de l'arbre. Même si la mortalité n'est pas directe, les dommages pourraient mettre l'arbre sous un stress immense, ouvrant la

possibilité aux ravageurs, aux agents pathogènes ou aux changements climatiques de le tuer (**Wade 1993, Brown et Smith 2000**). La composition du sol joue également un rôle dans la mortalité des racines ; les sols organiques ont tendance à brûler plus chaud que les sols minéraux. Alors que les dommages à la cime sont souvent le produit de l'intensité du feu, les dommages aux racines sont souvent le résultat de la durée de la combustion (**Wade 1986, Brown et Smith 2000**).

La reprise du chêne-liège après incendie est généralement fonction du niveau de dommage (severité du feu). À de faibles niveaux de dommages, un arbre devrait repousser à partir de bourgeons de couronne qui survivent au feu. À des niveaux croissants de dommages, l'individu repoussera à la fois de la couronne et de la base, juste à partir de la base, ou mourra. Les chênes-lièges peuvent également se régénérer par graines pendant la période entre les feux (**Pons et Pausas 2007**), mais rarement juste après les feux de forêt car les glands sont généralement détruits.

Le liège est capable de défendre le chêne-liège contre des feux assez intenses puisqu'il constitue un bon isolant thermique, étant donné sa structure alvéolaire (cellules pleines d'air), son faible contenu en eau, et sa composition chimique. Sa conductivité thermique est réputée d'être 30 fois plus faible que celle du béton ($0,0427 \text{ W/m}^\circ\text{C}$) (**Natividade, 1950**).

Les cellules de la mère, situées sous le liège, meurent lorsqu'elles sont en face à une température supérieure à $55\text{-}60^\circ\text{C}$. Les dégâts dépendront donc de l'intensité de la chaleur dégagée par l'incendie, ainsi que de cette barrière que constitue le liège (**Berdón Berdón et al.2015**).

D'après **Abric (1974)**, le liège subit une triple dégradation du fait de l'incendie : la subéraie incendiée ne fournira pas de liège « bouchonnable » durant toute une rotation.

- La qualité du liège se déprécie sur une période de 12 ans, période nécessaire maximale pour former un liège de 27 mm.
- Le liège tiré de la suberaie incendiée est un matériau flambé estimé à moins 15 % de la valeur du liège « blanc ». Economiquement, le liège noir est d'une valeur très faible (**Plaisance, 1974**).
- Lors de la récolte, la perte cumulée peut être atteindre les 50 % de la valeur du liège «blanc » sur pied.

9.1- Type de flambage

Les conséquences biologiques des feux sont étroitement liées aux traumatismes subis.

Selon les cas, ces derniers provoquent la mortalité immédiate du végétale avec ou sans calcination, l'échauffement de sa tige ou le grillage de son feuillage :

9.1.1- Mortalité immédiate des arbres avec calcination

Après passage de l'incendie, la calcination peut être plus ou moins partielle suivant les circonstances; le plus souvent subsistent par place des troncs à demi-consumés et des souches encore intactes qui vont subir une lente désagrégation par l'action conjuguée d'organismes vivants

9.1.2- Mortalité immédiate des arbres sans calcination

Peu après l'incendie, la mort survient chez les arbres dont l'écorce a été gravement lésée par le feu jusqu'à l'assise génératrice libéro-ligneuse. Chez les feuillus, on observe seulement de légères boursouflures. Les fûts conservent encore leur aspect primitif mais, bien que sous l'écorce le bois demeure intact, les tissus corticaux moribonds présentent de graves lésions.

Selon **Basham (Shingo, 1967)** sur les chênes brûlés s'installent d'abord les champignons imparfaits des genres *Schizophyllum* ou *Stereum* qui colorent le bois, puis leur action se prolonge les années suivantes grâce à l'intervention successive d'autres espèces, l'ensemble aboutissant à une dégradation progressivement totale des différentes parties de l'arbre.

9.1.3- Échauffement des tiges

L'échauffement ou flambage des tiges, fréquemment observé après les feux courants, provoque des lésions de l'écorce limitées aux portions échaudées. Ces traumatismes déclenchent chez l'arbre des processus réactionnels qui tendent vers la guérison des blessures par cicatrisation mais dont la mise en œuvre s'accompagne souvent d'une baisse générale d'activité physiologique des sujets, variable selon les circonstances et la gravité initiale des dommages.

Certains se rétablissent rapidement, d'autres y parviennent plus tard, quelques-uns meurent après un temps de survie plus ou moins long. D'après **Miller et al. (1961)** l'aptitude au rétablissement dépend en outre du port de l'arbre et de ses caractéristiques dendrométriques; elle est donc liée à sa vigueur physiologique initiale.

Au cours de sa période de survie après échaudage, l'arbre en voie de guérison subit l'attaque des agents d'agression. Certains, leur développement soit bloqué par des réactions locales de cicatrisation ou de défense des troncs

Enfin, la guérison des lésions chez les sujets rétablis s'accompagne toujours d'une détérioration plus ou moins grave de la valeur technologique des bois du fait de cicatrices et

de calus. D'après **Fielding (1967)** ces malformations offrent en outre et pour longtemps, des portes d'entrée supplémentaires aux agents d'agression.

9.1.4- Grillage du feuillage

En général, l'effet du grillage des feuilles est moins important que celui du flambage des fûts. Chez les feuillus, il est très vite masqué par de nouvelles pousses l'année même du sinistre, (**Mann et Gunter, 1960**).

Un affaiblissement physiologique général consécutif aux traumatismes subis par l'arbre après la perte de son feuillage et de ses dernières pousses peut provoquer sa mort et l'installation des ravageurs xylophages.

Dans le cas d'un grillage partiel du houppier, les dommages souvent sectoriaux sont seulement limités aux branches les plus touchées. Des moignons de branches mortes témoignent durant plusieurs années de ces dégâts donnant alors aux arbres une allure de « perchoirs à perroquet ». Si la disparition des végétaux entraîne une perte de production considérable, les dommages partiels qu'ils subissent provoquent aussi des déprédations technologiques importantes par suite d'écimages, de pertes de dominance apicale ou de malformations des tiges, et, en outre, compliquent souvent la tâche du forestier. Ainsi, d'après **Boissin (1957)**, le traitement des forêts incendiées de chêne-liège devrait comprendre des opérations de nettoyage, de recépage puis d'élimination sélective des rejets excédentaires, de dégagement des semis, etc ., toutes mesures particulièrement onéreuses et de rapport souvent très incertain dans un milieu toujours menacé de destruction.

10- Modalités reprise des plantes après incendie

Les forêts de chêne-liège (*Quercus suber* L.) sont définies ici comme la gamme d'habitats allant des formations boisées de type savane ouverte aux forêts denses. Selon la nomenclature des types forestiers européens (**AEE 2007**), ces écosystèmes sont inclus dans la classe « forêt à feuilles persistantes à feuilles larges » et dans le type « forêt méditerranéenne à feuilles persistantes de chênes ». Ce type de forêt est dominé par les espèces de chênes sclérophylles à feuilles persistantes *Q. suber*, *Q. ilex*, *Q. rotundifolia* et *Q. coccifera*, constituant la principale formation forestière naturelle de la ceinture de végétation méso-méditerranéenne (**EEA 2007**). Une caractéristique unique qui la différencie de toutes les autres essences feuillus méditerranéennes : une couche isolante externe constituée d'une écorce de liège, jusqu'à 30 cm d'épaisseur, constituée de couches continues de cellules subérisées qui peuvent avoir évolué comme une adaptation au feu, et qui a été utilisée par les gens depuis des millénaires (**Natividade**

1950; Pausas et al. 2009). La récolte périodique de l'écorce des chênes-lièges les rend plus vulnérables aux agents externes, y compris les incendies de forêt.

Le feu est l'un des troubles les plus prévisibles rencontrés par les plantes dans les écosystèmes méditerranéens (**Di Castri et al. 1981**). Les espèces de plantes ont deux mécanismes de base de la persistance dans les écosystème Méditerranéenne face aux incendies (**Keeley et Zedler 1978; Pausas et al 2004**): En régénérant leur biomasse aérienne (la repousse) par les plantes qui ont survécu à l'incendie (persistance au niveau individuel et niveau de la population) ou par le recrutement de nouveaux individus à partir d'une banque de semences résistant au feu (persistance au niveau de la population seulement). **Resprouters** et la régénération (**seeder**) sont les termes typiques utilisés pour désigner les espèces qui se reprenne après un incendie principalement par le premier ou le second mécanisme, respectivement (**Keeley et Zedler 1978**), en plus, de nombreuses espèces peuvent avoir des caractéristiques qui leur permettent à la fois à produire des rejets et régénérer après le feu (par exemple **Gill, 1981; van Wilgen et Forsyth, 1992; Enright & Goldblum 1999; Pausas et al 2006**).

11- Mécanisme de reprise végétative (resprouters)

Les capacités de rejets de souche dépendent de trois facteurs principaux : l'intensité de la perturbation, l'âge de l'individu et la saison (**Bond & Midgley, 2001 ; Bond & Van Wilgen, 1996**).

La reprise est un mécanisme qui permet aux différentes plantes de se régénérer après l'élimination de la biomasse aérienne et persistent dans les écosystèmes aux perturbations récurrentes (**Bond et Midgley 2001**). Dans ces écosystèmes, la variabilité intraspécifique de la repousse peut affecter la dynamique de la communauté en déterminant dans quelle mesure les espèces persistent ou décliner sous perturbation de forte récurrence. Ainsi, la compréhension de ce mécanisme de persistance est essentielle pour expliquer la diversité des espèces et l'évolution (**Bond et Midgley 2003**) et de prédiction des changements de végétation dans le cadre du changement global (**Bradley et Pregitzer 2007**).

Repousse est souvent été considérée comme un caractère binaire, utilisé pour séparer les espèces comme resprouters ou non resprouters (**Pausas et al. 2004, Vesk et al. 2004**). Cependant, après une perturbation qui élimine toutes les parties aériennes de la plante, se signifie pas que tous les individus d'une espèce que se repousse (**RESPROUTERS**) survivre, ni tous les individus d'espèces non-resprouter inévitablement mourir. Autrement dit, même si cette

classification dichotomique des comptes espèces pour une forte proportion de la variabilité interspécifique dans la repousse, elle ne tient pas compte de la variabilité intraspécifique observée dans ce caractère (**Gill et Bradstock 1992, Vesk et al. 2004, Paula et al. 2009**).

Ainsi, dans de nombreux cas, une classification semi-quantitative (par exemple, pas de, faible, fort resprouters) pourrait être plus appropriée qu'une classification binaire (**Vesk et Westoby 2004**). Alors que la plupart des études sur les repousses ont mis l'accent sur la réponse des plantes aux différents régimes de perturbation (à savoir le type de perturbation différents, la récurrence et l'intensité. **Moreno et Oechel 1991, Lloret et López-Soria 1993, Cruz et al, 2003, Vesk et al 2004**), peu d'auteurs ont mis l'accent sur la réponse des individus différents (de la même espèce) à une perturbation similaire. Toutefois, le fait que la variabilité intraspécifique de la repousse est observée dans les troubles ayant des caractéristiques similaires (**Lloret et López-Soria 1993, Canadell et López-Soria 1998, Kabeya et Sakai 2005, Paula et Ojeda 2006**) suggère que cette variabilité peut être déterminée par des facteurs liée à l'état des installations individuelles (par exemple, les hydrates de carbone non structuraux et les niveaux de nutriments; **Iwasa et Kubo 1997, Canadell et López-Soria, 1998**). Ainsi, l'étude des facteurs qui déterminent la variabilité intraspécifique de la repousse, pour une perturbation donnée, peuvent fournir des indices pour la compréhension des mécanismes du processus de reprise.

12- Comportement du chêne-liège après incendie

Comme les autres chênes de la méditerranée, le chêne-liège, par la protection que lui confère son écorce subéreuse, se place au sommet des arbres à résister aux incendies. Cependant, malgré cette extraordinaire faculté, un feu de forêts n'est jamais sans conséquences pour une subéraie :

Chez les jeunes sujets jamais mis en valeur, portant leur liège mâle d'origine, les chances de survie sont très bonnes, pourvu que la tige ait un diamètre suffisant. Ce type de liège présente une écorce généralement non disjoint et suffisamment épais pour protéger les parties vivantes de l'arbre. Dans son étude sur l'évolution des subéraies après incendie, (**Dubois ; 1990**) indique ainsi qu'un taux de survie de 50 % est atteint pour les tiges de plus de 7 cm de diamètre à la base.

Pour le liège de reproduction, une épaisseur de liège de 1,3 cm est suffisante pour assurer des chances de survie de la partie aérienne supérieure à 50 %. Ce qui est équivalent à un liège de 4 ans après l'écorçage (**Lamey, 1893**) (observations réalisées alors en Algérie dans

des subéraies exploitées selon un cycle de 9 ans).

Les feux répétés dans un temps court conduisent à des peuplements de chênes lièges clairs ce qui favorise le développement d'un maquis haut et dense, augmentant ainsi le risque d'incendies futurs (**Schaffhauser, 2009**). Après 4 feux en l'espace de 50 ans, la reconstitution de la subéraie est compromise (**Vennetier, 2008**).

Pour une fréquence de 2 feux tous les 50 ans, la forêt est composée d'un maquis haut dominé par la bruyère arborescente (*Erica arborea*). Avec une fréquence très réduite d'un seul incendie tous les 25 à 50 ans, l'écosystème possède une bonne résilience, mais la fertilité du sol est localisée aux centimètres (**Schaffhauser, 2009**).

Une absence totale de feux pendant 200 ans permet une remontée biologique extraordinaire, et la reconstitution d'un humus épais et une modification de la structure et de la composition végétale (**Vennetier, 2008**).

Toute cette adaptation du chêne-liège est due à l'épaisse couche subéreuse permettant de protéger la mère du liège. En effet, c'est le cambium par sa capacité de s'accommoder au stress possède des cellules capables de se différencier sous l'effet du feu, pour former des bourgeons éplicormiques (sous l'écorce) qui vont se réveiller une fois la dominance apicale levée par l'incendie (**Amandier, 2004**). Ces bourgeons vont donner naissance à des rejets aériens ou à des rejets de souches et dont la survie et la mortalité est réglée par la quantité de réserves emmagasinée dans la souche (la mortalité différée) (**Piazetta, 2012**).

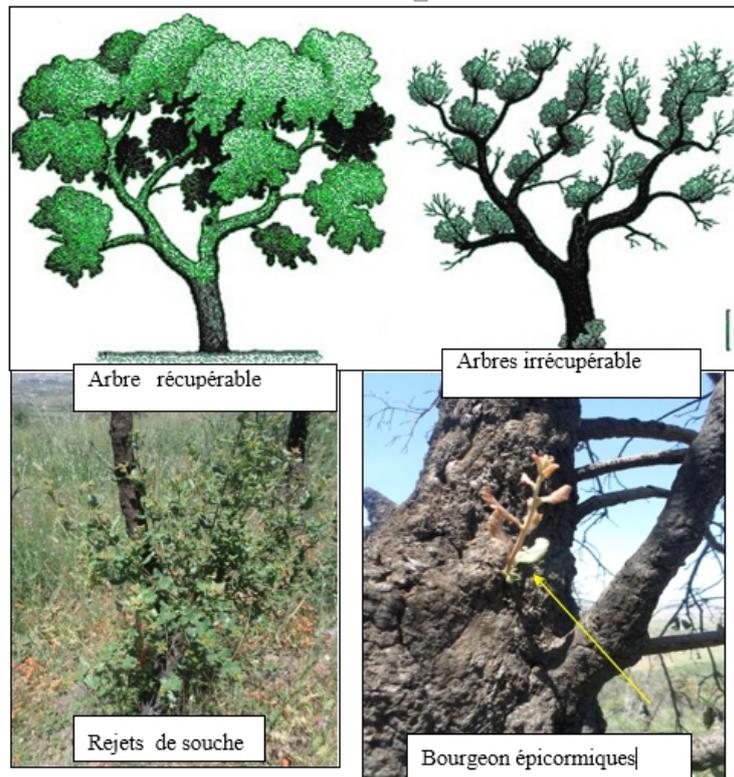


Figure 5 : Comportement du chêne-liège après incendie.

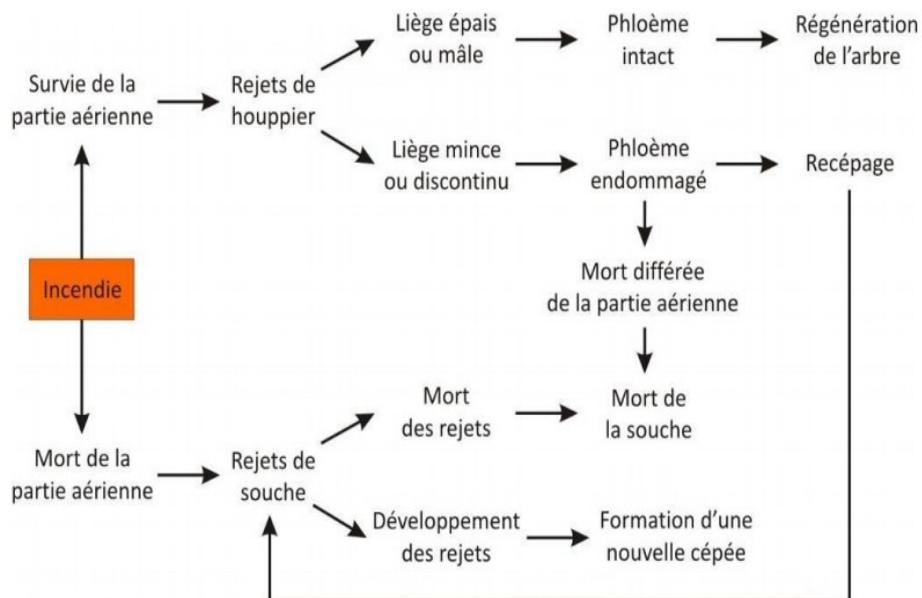


Figure 6 : Modèle de comportement du chêne-liège après incendie

13- Bilan mondial des incendies de forêt

Chaque année, 350 millions d'hectares de terres boisées, de friches et de cultures brûlent chaque année provoquant non seulement des dégâts considérables à la nature mais aussi aux

habitations et aux propriétés (FAO, 2009). Depuis une décennie, d'immenses régions forestières de la planète s'embrasent tour à tour. Ainsi les graves sécheresses liées au phénomène El Niño de 1997-1998 ont été propices au développement d'immenses incendies en Asie du Sud-Est, en Amérique centrale, en Amérique du Sud mais aussi en Russie orientale, dans le sud-est des Etats-Unis et les régions situées autour du bassin méditerranéen. De façon récurrente, le sud de la Californie et l'Australie connaissent des incendies destructeurs, comptabilisant des centaines de milliers d'hectares brûlés, des milliers de maisons détruites, des morts, des blessés. Ainsi en ce début d'année 2009, le sud-est de l'Australie a connu les incendies les plus meurtriers de son histoire, des feux de brousse qui se sont développés dans des conditions de chaleur et sècheresse extrêmes.

14- Les feux en forêt méditerranéenne :

Dans les pays du pourtour de la Méditerranée, les feux de forêts représentent une part importante des incendies. Souvent plus de 100 000 incendies éclatent chaque année dans les pays à risque d'incendie de la zone méditerranéenne durant la saison sèche et chaude, détruisant jusqu'à 700 000 ha de forêts et de maquis méditerranéens selon la FAO (FAO, 2006). Un peu plus de la moitié d'entre eux affectent près de 493 000 hectares de végétation (moyenne 1980-2006) dans les cinq pays de l'Europe du sud les plus affectés par les incendies - Portugal, Espagne, Italie, Grèce et France - (JRC, 2010). Mais de 2003 à 2005, ce sont des centaines de milliers d'hectares de forêts des pays méditerranéens, dont le Maroc, l'Algérie, le Portugal, l'Espagne, l'Italie, la Grèce et la France, qui ont brûlé durant l'été occasionnant la mort de près de 60 personnes et de lourdes pertes matérielles. En 2007, près de 500 000 hectares (21 000 feux) ont été parcourus par le feu en Grèce, en Italie et en Espagne. De nombreuses personnes sont mortes (64 morts en Grèce) ou ont été évacuées durant ces terribles événements et des milliers de bâtiments ont été détruits ou endommagés (Lampin Maillet, 2008).

15- Les incendies de forêt en Algérie

En Algérie, la déforestation ne cesse de s'accroître, en fonction : de la composition des massifs forestiers en essences très combustibles, du climat sec, de la sécheresse qui sévit sur de longues périodes et de l'activité des populations riveraines, notamment ces dernières années. Tous ces facteurs mettent à rude épreuve les 4,1 millions d'hectares de forêts, de maquis et de broussailles qui ne représentent qu'un taux de boisement de 16,4% en ne considérant que le nord du pays, et seulement 1,7% si l'on prend en compte tout le territoire national. Dans les deux cas, cette couverture forestière est nettement insuffisante.

En Algérie, on compte en moyenne plus de 37 000 hectares (calculée sur la période 1979-1985) de superficies boisées qui partent en fumée chaque année (**Madoui, 2002**). Mais, ce chiffre est sûrement plus important si on considère une période plus longue. Le feu devient alors un fléau auquel on doit faire face. Les lois du code forestier font de la lutte contre les incendies de forêts un devoir de chaque citoyen. Chaque année des sommes importantes sont allouées à la lutte active, impliquant un énorme dispositif humain. Mais les feux continuent à parcourir des superficies considérables et leur fréquence ne cesse d'augmenter

Les causes des incendies sont, pour 72% d'entre elles, d'origine inconnue. Les incendies volontaires quant à eux représentent 27% et les causes diverses 1% (**Missoumi et al 2002**). Malgré tout, l'imprudence et la malveillance demeurent pour une grande part les principales causes des incendies et sur lesquelles il faudrait agir pour réduire les risques d'incendie à l'avenir. Cette situation nous a incités, à travers cette modeste contribution, à dresser un bilan indicatif des incendies de forêts en Algérie et à rechercher les causes à l'origine des différents incendies à travers le temps.

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

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

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

Après l'indépendance, les feux ont continué à parcourir presque annuellement des surfaces variables de forêts de chêne-liège. Ainsi, les statistiques fournies par la Direction générale des forêts pour une période de 33 ans (1985-2017), montrent que les incendies ont ravagé une surface totale de chêne-liège d'environ 228 000 ha ; ceci représente une surface moyenne annuelle de 7 000 ha (**DGF, 2018**). Mais les incendies catastrophiques (des

superficiés supérieures à 10 000 ha) sont périodiques ; ils sont enregistrés tous les 4-6 ans (Bouhraoua et al.2019) (figure 7).

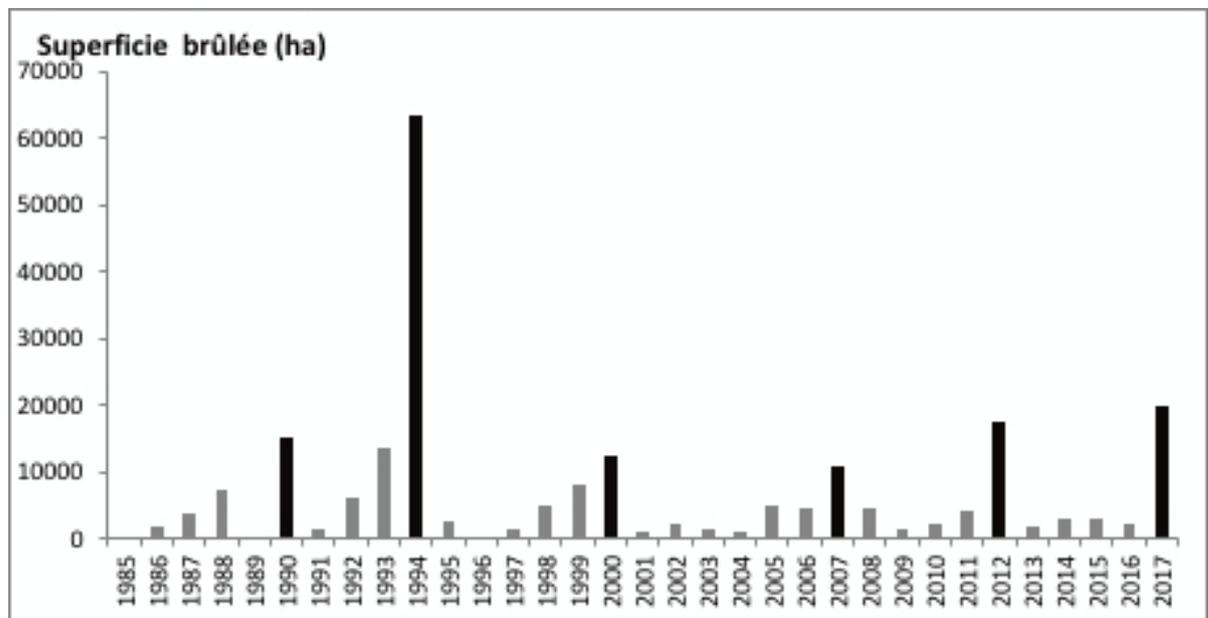


Figure 7 : Superficie annuelle de forêts de chêne-liège brûlée entre 1985 et 2017 en Algérie (Source : DGF, 2018).

Nous citons plus particulièrement, les incendies de l'été 1994 qui ont atteint un chiffre record de l'ordre de 63 328 ha. D'autres, de gravités moindres, sont signalés en 1990, 2000 et 2007 (<15000 ha). Mais les années 2012 et 2017 restent remarquables et catastrophiques pour la subéraie algérienne où les superficies brûlées ont largement dépassé les 17000 ha (17515 ha en 2012 et 17790 ha en 2017). Durant ce dernier incendie, près de 57% de la superficie totale (soit 11 284 ha) ont été enregistrés dans l'une des régions subéricoles les plus importantes de l'Algérie, à savoir El Taref.

15.2- Bilan des incendies pour la subéraie dans la wilaya de Tlemcen (la forêt d'Yfri)

Malheureusement les dossiers d'archive ne contiennent pas des données concernant les incendies dans la période coloniale, même pour la période de l'indépendance jusqu'aux années 2000.

- En 2004, un incendie entre le 04 et le 07 du mois d'août a parcouru plus de 233 ha de la forêt, dont 160 ha constituent de forêt de pin d'Alep.
- En 2005, un incendie au mois de août, et un autre au mois de septembre ont parcourus 80 ha, constitués essentiellement de maquis les incendies ont parcourus 75 ha, dont 20 ha de forêts de chêne-liège, et 30 ha de maquis dégradé.

- En 2010, des séries des incendies ont parcourus plus 280 ha, entre le mois de juin et août, dont la grand part est constitué de broussaille, et de maquis de chêne vert.

- En Août 2012, un incendie s'étend sur une zone comprise entre le village Ouchba, Oum el'alou et Tizi. Pendant 3 jours 230 ha de massif forestier ont été ravagés par le feu, 98 des broussailles, 50 ha de maquis de chêne-liège et 25 ha de pin d'Alep.

- Entre 2013 et 2015 Le feu a ravagé 260 ha de la forêt domaniale, constitue essentiellement de broussaille (Lentisque, Ciste, Diss, Doum, Alfa).

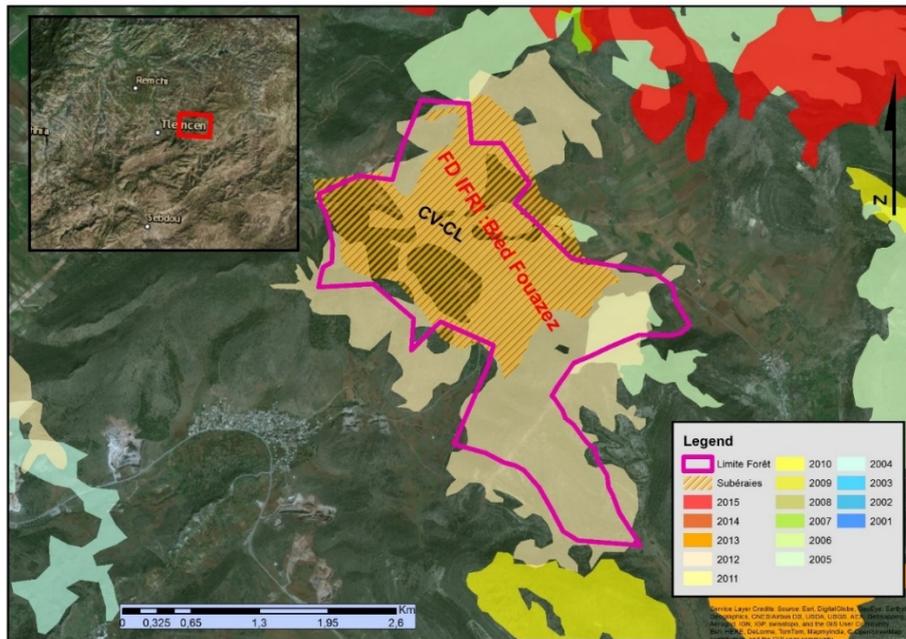


Figure 8 : Répartition des incendies dans la forêt domaniale d'Yfri (bilan 2000-2016).

Chapitre II:
Etude du milieu :
La forêt domaniale d'Yfri

1- Situation géographique

La forêt domaniale d'Yfri se situe administrativement dans la commune d'Ain-Fezza. Cette dernière est située à l'Est de la Wilaya de Tlemcen, à 12 km de chef-lieu de la wilaya ; elle appartient à la Daïra de Chetouane.

Elle est limitée comme suit (**Figure 9**) :

- Au Nord par les communes d'Amieur et Sidi Abdelli,
- A l'Ouest par les communes de Tlemcen et Chetouane,
- A l'Est par la commune d'Ouled Mimoun,
- Au Sud par la commune d'Oued Chouly.

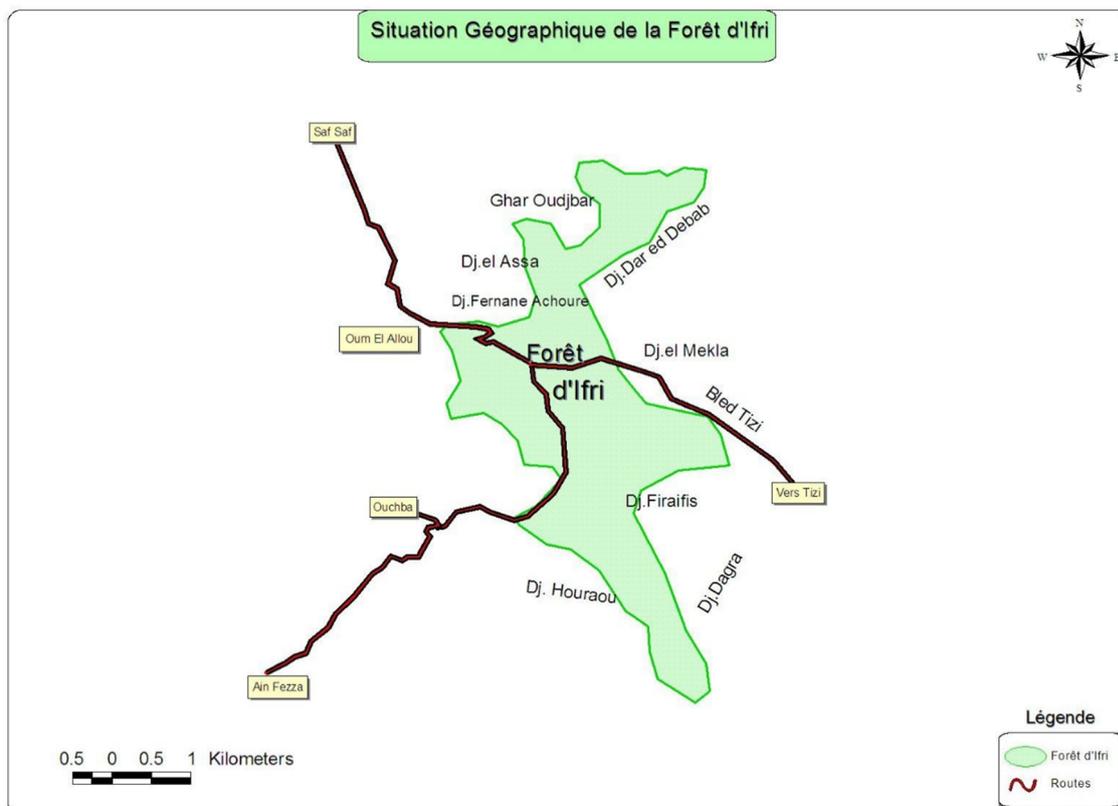


Figure 9 : Localisation de la commune Ain –Fezza (CFT.,2016)

La commune d'Ain-Fezza comprend en plus du Chef-lieu Ain-Fezza, cinq agglomérations secondaires à savoir Ouchba, Oum El Allou, Tizi, Tagma et Ain Beni Add, et des zones éparses formées d'un ensemble de **Hameaux** (SARL Cabinet La Grande Bleue, 2016).

La commune d'Ain Fezza, prend son nom de la source Ain Fezza, appelée à l'origine Ain Sakhra signifie « l'eau qui jaillit ». Elle a été créée par arrêté du 31 Mars 1873 ; elle

fait partie de la commune mixte de Sebdou sous le nom du Douar Yfri qui signifie les Grottes et Douars Chouly (**SARL Cabinet La Grande Bleue, 2016**).

2- Milieu physique

Ce présent travail est mené dans le nord-ouest de l'Algérie, région parcourue régulièrement par de nombreux incendies. En effet, au cours des deux dernières décennies, ces incendies ont anéanti une superficie d'environ de 68 000 ha de végétation ce qui représente 18% de la couverture végétale de la wilaya de Tlemcen. Dans cette wilaya, les forêts de chêne-liège couvrent anciennement 4881 ha soit 59 % de la surface régionale de chêne-liège (**Lamey, 1893**). Elles sont en réalité des peuplements reliques et isolés coïncidant avec des taches de climat subhumide ou intermédiaire entre le semi-aride et le subhumide dont la pluviométrie annuelle moyenne oscille entre 400 et 700 mm. Elles sont localisées dans deux grandes zones naturelles selon l'influence maritime et de la structure géologique (**Boudy, 1955**) ; les forêts littorales mais surtout de montagne. Dans cette zone, les peuplements du chêne-liège sont dispersées dans de nombreuses localités mais plus particulièrement dans les monts de Tlemcen qui abritent dans sa partie ouest le plus important massif de chêne-liège de tout l'ouest algérien (Hafir-Zarieffet). Ce massif représente environ 80 % de la surface totale de la subéraie de montagne de la région. Les incendies de forêts ont ravagé dans cette zone une surface globale de chêne-liège de plus de 3000 ha entre 1961 et 2012. Les grands incendies ont été particulièrement notés en 1966 (450 ha), 17 ans plus tard en 1983 (850 ha). Mais le plus catastrophique est enregistré en 1994 (1 460 ha) (**Bouhraoua et al., 2014**). Ces 3 grands incendies sont récurrents pour la majorité des forêts ayant considérablement réduit leur superficie. La dernière décennie est marquée par des incendies de faible à moyenne importance dont le dernier s'est déclenché en 2012 à Yfri, forêt faisant objet de cette présente étude.

3- Choix des stations d'observation

Au cours des deux dernières décennies, la région de Tlemcen a été parcourue par de nombreux feux qui ont anéanti une superficie d'environ de 68000 ha de végétation (forêt, maquis, broussaille et végétation diverse), ce qui représente une moyenne de 18% de la couverture végétale de la wilaya qui de l'ordre d'environ 200000 ha de forêts, 123000 ha de steppe et 62 ha de parcours (**Hachemi et al. 2013**).

La consultation des archives forestières de la Conservation des forêts de Tlemcen et à l'aide des imageries LANDSAT nous a permis de faire ressortir de nombreux témoignages de

feux en se basant sur la structure et la composition du peuplement. Sur l'ensemble les différentes zones à chêne-liège des Monts de Tlemcen, nous avons choisi la forêt domaniale d'Yfri.

En effet, le choix de ces stations visent le plus souvent à satisfaire au mieux une certaine diversité de situations telle que la structure de peuplement (l'âge, l'origine), le traitement sylvicole et le plan physique (l'exposition et la topographie).

4- Description forestière de la forêt

La forêt d'Yfri est constituée principalement par le pin d'Alep. Il s'agit d'un reboisement réalisé à partir de l'année 1969 (CFT, 2013). Elle forme un triangle entre Ouchba, Oum El Allou et Tizi.

La forêt domaniale d'Yfri est divisée en trois cantons distincts tant par pédologique que climatologique (C.F.T., 2013):

- Canton « les cascades » compte 470 hectares, il est composé d'une futaie irrégulière de pin d'Alep avec un sous-bois dense,
- Canton « Fouazez » d'une contenance de 510 hectares est composé d'un peuplement disséminé de chêne-liège au stade de futaie et un taillis dégradé de chêne vert,
- Canton « Matmora » de 100 hectares à l'état de maquis, est composé de thuya, lentisque, et phyllère.

La forêt d'Yfri d'une contenance de 1080 ha, est située à l'est des monts de Tlemcen. Le chêne-liège fait son apparition au niveau du canton Fouazez sur 100 ha environ à 800 m d'altitude en moyenne. Il repose sur un sol brun forestier et jouit depuis longtemps d'un climat subhumide. Le peuplement bien venant dans les années 50, d'une superficie de 100 ha (Boudy,1955), s'est progressivement dégradé en laissant pénétrer un maquis arborescent de chêne vert par endroits (Gaouar, 1980).

Le liège est exploité de façon très occasionnelle. Pendant l'époque coloniale, la récolte a eu lieu à trois reprises (1941, 1948 et 1952) totalisant un volume de 205 Qx ,mais après l'indépendance, ces travaux n'ont repris qu'en 1982 (soit 20 ans plus tard) ; et le liège ainsi enlevé durant les trois campagnes (1982, 1983 et 1986) sur 7 690 pieds a atteint un total d'environ 1190 Qx. Nous signalons enfin deux opérations de reboisement de chêne-liège; la première de 30 ha a été effectuée en 1986 dans cette forêt (A.E.F.C.T., 1996) et la dernière en 2012 sur une superficie de 50 hectares (Berriah,2015)

5- Végétation

Le niveau de dégradation actuellement de la forêt est très avancé ; il se présente comme un milieu très ouvert recouvert par une végétation abondante dominée principalement par les cistes profitant d'un fort éclaircissement (**Figure 10**). On cite aussi d'autres plantes en l'occurrence *Pistacia lentiscus*, *Arbutus unedo*, *Phylleria media*, aubépine, daphné, lavande, arisarum, filaire, bruyère, viorne, asperule, doum, diss etc. Ces espèces sont associées souvent à des espèces rudérales, toxiques et rustiques résistantes au pâturage. Cette forêt a subi d'énormes pressions anthropozoogènes, la conduisant à une allure inquiétante.



Figure 10- Vue générale de la subéraie d'Yfri et de sa végétation (Photos originales)

6- Les incendies

Les incendies de forêt sont devenus à Tlemcen, un problème extrêmement préoccupant car ils se sont sérieusement aggravés ces dernières coïncidant avec les années de sécheresse comme c'est le cas en Espagne (**Beltran, 2004**).

La forêt domaniale d'Yfri a été touchée par plusieurs incendies dont les plus importants sont mentionnés dans le tableau 01 suivant.

Tableau 01 : Données statistiques sur les incendies de forêt dans la forêt d'Yfri (**CFT, 2020**).

Années	1994	1995	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2012	2015	2016-2019
Surface	137	10	02	01	245	86	04	11	50	21	0
Nombre	3	3	1	1	3	3	3	2	3	1	0

La lecture de ce tableau montre qu'en 20 ans environ, la forêt a été parcourue par une dizaine d'incendies enregistrant plus de 500 hectares et ce à partir de 22 départs de feux. Ceci représente une superficie moyenne brûlée de 25 ha pour chaque passage de feu. Les années les plus catastrophiques sont enregistrées en 1994 et 2004 et avec un degré moindre en 2005 et 2012.

Pendant le mois d'août 2012, de nombreux incendies de forêt ont été déclarés tout au long des massifs forestiers du nord de l'Algérie. La région de Tlemcen n'a pas été épargnée à cette catastrophe où de nombreux incendies ont parcouru différentes formations végétales dont forestières. L'un de ces incendies et le plus gigantesque s'est enregistré dans la commune d'Ain Fezza où près de 435 ha de formations végétales ont été ravagées par le feu. Parmi les peuplements forestiers ainsi brûlés, on cite le chêne-liège sur une superficie de 50 ha. Le feu a ravagé plus le maquis à chêne-liège mais aussi le reste de la futaie. Le dernier incendie est enregistré en été 2014, en détruisant à une superficie de 3 ha de chêne-liège (C.F.T, 2020).

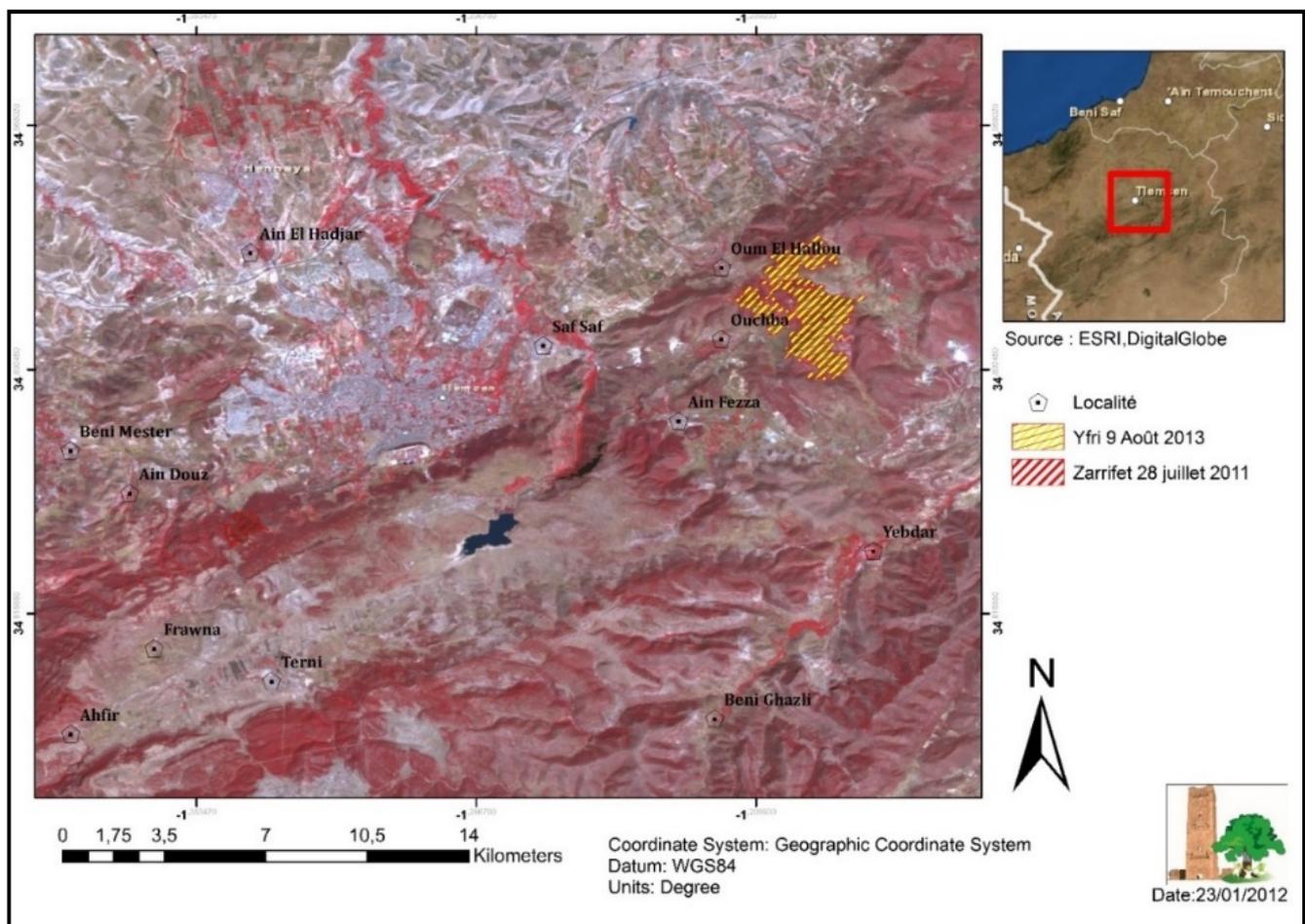


Figure 11 : Spatiocarte de la zone touchée par le feu dans la forêt d'Yfri

7- Relief et topographie

L'analyse du milieu physique de la commune d'Ain-Fezza permet de mettre en évidence d'une part le contexte montagneux du territoire et de ses contraintes physiques, et d'autre part ses potentialités pouvant être mises en valeur pour son développement durable (SARL Cabinet La Grande Bleue, 2016).

En effet, d'un territoire allongé, prenant la forme de sa vallée fortement encaissée, la commune d'Ain-Fezza est caractérisée par son relief montagneux, faisant partie du Massif Tellien, constituant un écran protecteur contre les vents et procurant de nombreuses émergences, d'où l'originalité est la fertilité de sa vallée verdoyante **(SARL Cabinet La Grande Bleue, 2016)**.

Deux grands ensembles physiques peuvent d'être distingués :

-Une zone montagneuse qui présente deux ensembles montagneux bien distincts :

1) l'un au Sud de la commune d'une orientation Est- Ouest lié au massif des monts de Tlemcen. Il est formé par des DjBELS, Dokara, Hanif et Medrara.

2) l'autre au Nord de la commune de direction Nord- Sud, constitué par les DjBELS Baoumar, Rmailia et Ghar Boudjebar.

Une dépression synclinale est notée au niveau de la zone centrale le long de la route, d'une altitude moyenne 800 m. il se situe un ensemble du trafic routier et ferroviaire de la commune autour de l'agglomération d'Ain Fezza **(SARL Cabinet La Grande Bleue, 2016)**.

8- Géologie

Le cadre géologique local se résume par le domaine des Monts de Tlemcen, dont l'ossature formée par le secondaire qui constitue un très puissant massif carbonaté marin, à dominance Jurassique (grès, calcaire, dolomies,...). Ces formations calcaire-dolomitiques et de grès compacts sont réputés par leurs substrats durs et abrupts, entrecoupés par des synclinaux. Ils favorisent la formation des nappes karstiques où s'accumulent de grandes réserves d'eau, émergeant de vallée **(Bensaoula, 2007)**.

C'est précisément, dans cette région des Monts de Tlemcen (Vallée d'Ain-Fezza) où les sources y sont très abondantes, claires et douces, émergeant du relief karstique souterrain à partir des effondrements des dolomies et calcaires. Les formations les plus récentes sont du Quaternaire : ce sont essentiellement les alluvions anciennes et récentes, localisées le long de la vallée d'Ain- Fezza avec des élargissements et des étranglements épousant le tracé de la vallée ou dans des bassins affluents d'Ain-Fezza, en particulier dans la partie N.E de la commune **((Bensaoula, 2007)**.

Les formations géologiques datent du séquanien pour les plus anciens et de l'Helvétien pour les plus récentes. Ces formations sont de lithologie très différente. Les formations

tendres, marneuses affleurent exclusivement dans la partie Nord de la commune, au niveau de la pleine et les reliefs collinaires ; elles sont ravinées du fait des formations argilo-marneuses appartenant au domaine du Miocène.

Les terrains qui affleurent au niveau de la commune d'Ain-Fezza sont des formations essentiellement sédimentaires constituées par des roches carbonatées de types dolomies compacts uniformes et karst fié dolomies des Monts de Tlemcen.

Des formations jurassiques affectées par une tectonique cassante au niveau des grottes de BeniAdd. (SARL Cabinet La Grande Bleue, 2016).

9 -Hydrogéologie et hydrographie

L'approche hydrogéologique dans le périmètre régional, révèle une importante ressource souterraine dans les formations karstiques et calcairo-dolomitiques, dont la zone économique favorable se situe au niveau de la bordure de géologique.

La tectonique a joué un rôle dans l'hydrogéologie au niveau de cette zone ; elle se traduit par l'existence de nombreuses failles et diaclases, et qui ont permis le développement et la karstification des dolomies et des calcaires en profondeur. Ceci résulte des phénomènes de dissolution et de l'érosion, au niveau des champs de perméabilité où se font généralement les écoulements des eaux, constituant ainsi un drain actif, d'où l'émergence de plusieurs sources.

Les formations secondaires du jurassique supérieur sont représentées par les grés, calcaires et dolomies qui recèlent les meilleures propriétés transmissives. Ceux-ci constituent les plus vastes affleurements, dont l'intense karstification a favorisé à 80 % la formation de grandes aquifères, d'un grand intérêt hydrogéologique.

Le réseau hydrographique est composé essentiellement de l'Oued Saf-Saf, avec un écoulement permanent des eaux pluviales des Oued Tassadorine et Ferroudj de directions Sud-est à Nord-ouest et vers l'Oued Chouly de direction Sud-ouest à Nord-est.

Le réseau hydrographique intermédiaire est constitué par des cours d'eau secondaires dont le plus important est Oued Ain-Fezza, qui prend naissance sur les hauteurs sud de la commune (SARL Cabinet La Grande Bleue, 2016).

10 - Pédologie

Les conditions édaphiques sont essentielles, car la texture des sols, leur structure, la

qualité de leur complexe argilo humique, conditionnent leur aptitude à conserver une réserve hydrique plus ou moins importante. De ceci, rend une espèce végétale moins inflammable alors que la sécheresse climatique sévit.

La sécheresse de l'air influe sur la sécheresse du sol qui à son tour agit sur la dessiccation du végétal et augmente son risque de prendre feu. Les terrains de la région d'Ain-Fezza sont représentés par une diversité de types de sols dont la classification ressort selon les études de **SARL Cabinet La Grande Bleue (2016)**.

- Sols alluvionnaires : occupent une superficie de 600 ha au sud ; ils sont caractérisés par une texture fine et une bonne fertilité et ce sont des sols à haute potentialité,

- Sols argilo-marneux à dominance argileuse, caractérisant la partie Est de la commune, ils sont sur installés sur des terrains peu accidentés avec des pentes allant de 0-8 % et d'une profondeur supérieure à 60 cm. Ces sols occupent une superficie de 2100.

- Sols marneux –gréseux et calcaires : ce sont des sols peu développés sur des terrains accidentés (8 à 10 % de pente), avec une faible profondeur. Ce sont des sols à moyenne potentialité avec une croûte calcaire par endroit.

- Sol argileux marneux à forte teneur en calcaire : dans ces sols, les argiles entrent en contact avec les plaques de grés et dolomies formant une zone de glissement instable au nord de la commune, occupant 320 ha de terrains à faible pente.

- Les sols à vocation forestière : localisés au sud de l'espace communal.

11- Climatologie

Le climat d'Algérie a fait l'objet de nombreuses études analytiques et synthétiques, notamment par **Selzer (1946) ; Bagnouls & Gausson (1953) ; Emberger (1955)**. Tous ces auteurs s'accordent à reconnaître l'intégration du climat algérien au climat méditerranéen, caractérisé par une saison sèche et chaude coïncidant avec la saison estivale, et une saison froide et pluvieuse en coïncidence avec la saison hivernale.

En Algérie, cette pluviométrie est soumise à l'orographie et aux influences maritimes. En effet, tous les auteurs qui ont étudié la pluviométrie en Algérie ont montré que la répartition de la pluie subit trois influences. Il s'agit de l'altitude, des conditions de topographie et de la longitude et enfin de l'éloignement à la mer.

D'après la carte pluviométrique de l'Algérie du Nord des cinq dernières années établie

par l'ANRH(2012), on constate qu'en Algérie :

- La pluviométrie est supérieure dans la partie Nord-est,
- La pluviométrie est moins importante dans la partie Nord-Ouest
- La pluviométrie est faible dans la partie Sud.

Compte tenu des données fournies par l'Office National de Météorologie (ONM), on analysera les caractéristiques des principales variables climatiques (précipitations et températures) sur une période allant de 2000 et 2015.

Nous nous sommes référés par rapport à la station météorologique la plus proche qui est celle de Saf-Saf et qui se situe à 4 km à vol d'oiseau de la zone d'étude.

Tableau 02 : Stations climatiques avoisinantes

Station_names	longitude	Latitude	Altitude (m)	distance [km]
Saf Saf	01° 17' W	34° 52' N	592	4
Tlemcen Zenata	-1.466676	35.01667	247	31.90946
Beni-Saf	-1.350007	35.30001	68	45.98613
Maghnia	-1.783349	34.81668	426	66.47904
Sidi-Bel-Abbes	-0.616679	35.20000	476	72.62655
Ghazaouet	-1.866684	35.10000	83	77.55147
Oran Tafaraoui	-0.516677	35.48334	111	99.42600

La base de données climatique de de WorldClim a été utilisé aussi pour obtenir les cartes de précipitations et les cartes de températures de la wilaya. Cet ensemble avec une résolution spatiale d'un kilomètre carré, fournit les données pour produire les cartes nécessaires par l'interpolation de données de climat mensuelles moyennes des stations météorologiques globales à partir de la période à partir de 1950 à 2000.

11.1-Les précipitations

La pluie est le facteur climatique le plus important qui influe sur le phénomène d'occurrence des feux. Ce ne sont pas les quantités d'eau tombées qui inhibent le phénomène d'occurrence des feux, mais plus particulièrement leur rythme d'apparition (Trabaud ,1983).

Le tableau 3 consigne la chute de pluies moyennes mensuelles et annuelles pendant les

deux périodes de référence à savoir période ancienne (1913-1938 : **Seltzer, 1946**) et période récente (1986-2013: **O.N.M, 2016**).

Tableau 3 : Moyenne mensuelle des pluies (en mm) de deux périodes (**ONM, 2016**)

Périodes	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D	Total
1913-1938	70	72	72	61	48	16	2	3	15	40	70	76	545
1986-2013	41,9	47,1	50,1	35,1	29	6,3	1,2	3,8	14,8	25,5	49	40,9	487

Les variations des apports pluviométriques que connaît depuis près de deux décennies l'ouest algérien plus particulièrement la région de Tlemcen résultent de l'évolution naturelle de climat. Ces modifications constituent une contrainte majeure qui limite sévèrement la vocation agricole et même forestière de la zone.

Ceci conclue que la pluviosité enregistrée dans la station est typiquement méditerranéenne. C'est donc de l'automne au printemps qu'a lieu la majeure partie des précipitations.

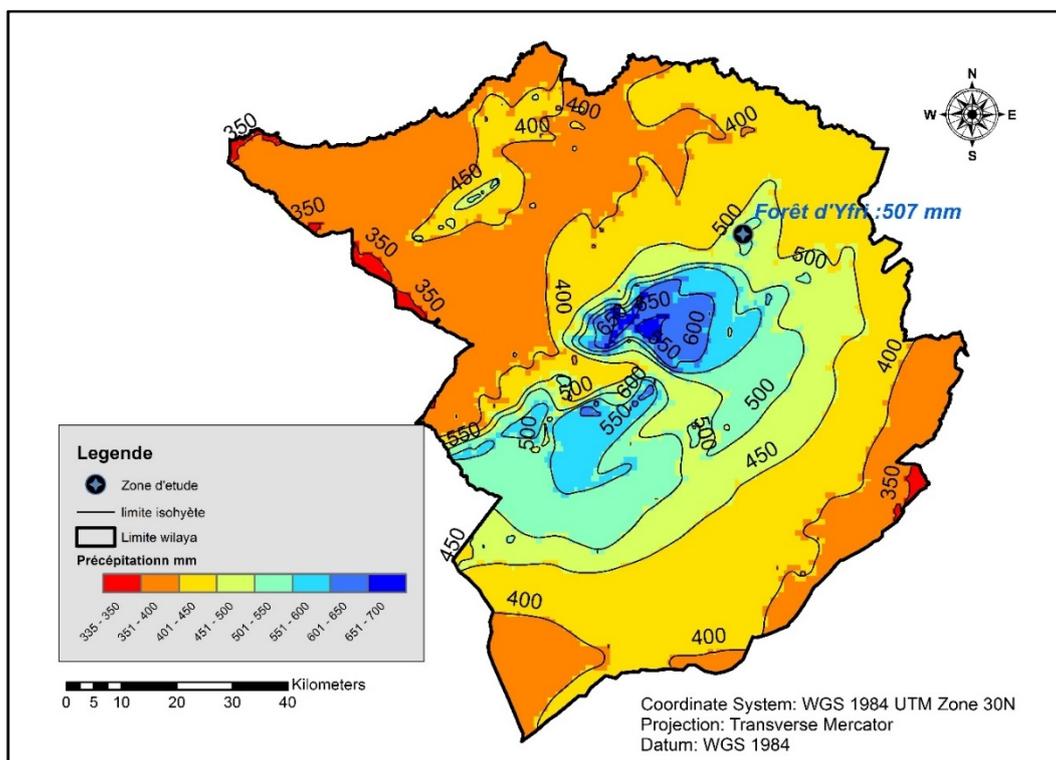


Figure 12 : Carte des isohyètes de la wilaya de Tlemcen pour la période 2010-2019 (source de données de base : **WorldClim**).

11.2- Régime saisonnier

La méthode consiste à grouper les mois par trimestre de sorte que le mois initial de

chaque trimestre ou saison contienne : soit un solstice, soit un équinoxe, alors il en résulte quatre totaux pluviométriques saisonniers moyens. Ensuite, on procède à un arrangement de ces quatre saisons par ordre décroissant de pluviosité. Les quatre initiales des saisons ainsi classées forment ce qu'on appelle « l'indicatif saisonnier » (**Halimi, 1980**). La saison d'été est déterminée par les 3 mois consécutifs de faible pluviométrie. Il s'agit alors des mois de juin à août. D'après le tableau 3, les indicatifs saisonniers pour la station Saf-Saf sont de type **H.P.A.E** pour les deux périodes

Tableau 4 : Régime saisonnier des Précipitations

Période	Automne	Hiver	Printemps	Eté	Type
1913-1938	125	218	181	21	<i>HPAE</i>
1986-2013	89,3	129,9	114,2	11,3	<i>HPAE</i>

Selon l'arrangement, on voit que le premier maximum pluviométrique est enregistré pendant l'hiver, tandis que la saison la plus sèche en été (**Figure 13**). Pour le reste des saisons, on observe une prédominance des pluies hiverno-printanières ; il s'agit d'un type de climat qui reflète un régime semi-continentale ; une abondance pluviale en hiver et au printemps et une rareté et sécheresse estivale.

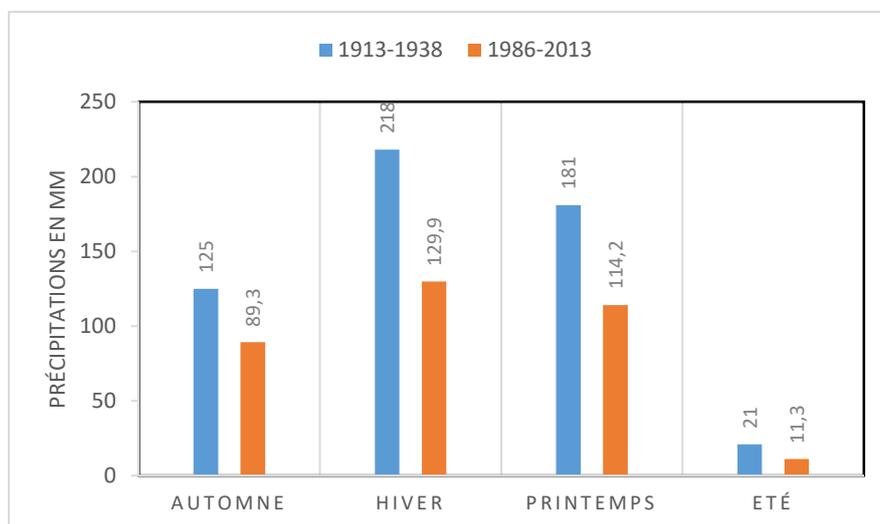


Figure 13 : Répartition saisonnière des précipitations dans la forêt d'Yfri

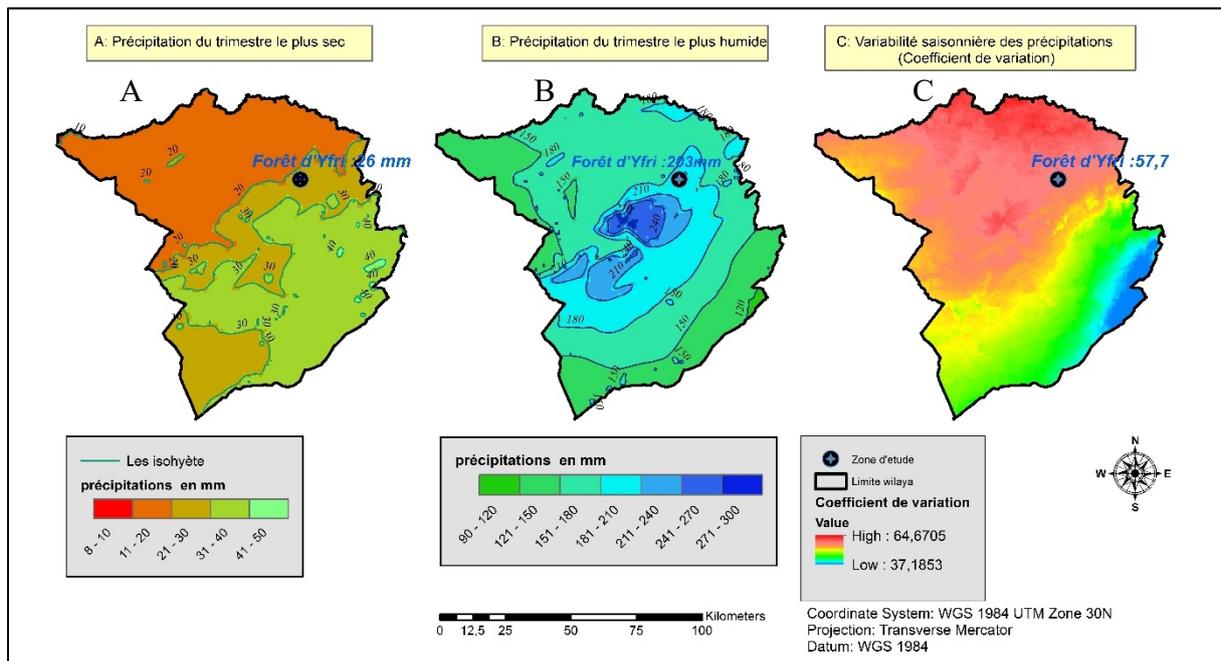


Figure 14 : Carte des régimes saisonnière des précipitations dans la wilaya de Tlemcen, A : Précipitation du trimestre le plus sec, B : Précipitation du trimestre le plus humide, C : Variabilité saisonnière des précipitations (Coefficient de variation) (source de données de base : WorldClim).

11.3- Les températures

Les paramètres thermiques jouent un rôle déterminant dans la vie végétale. En effet, la température est considérée comme le facteur écologique fondamental ; elle intervient dans le déroulement de tous les processus biologiques. Elle contrôle la croissance, la reproduction la survie et par conséquent la répartition géographique, générant les paysages les plus divers (Soltner, 1992). La détermination du climat régional se réfère aux températures moyennes annuelles « T » et aux valeurs moyennes des minimas du mois le plus froid « m » et des maximas du mois le plus chaud « M ».

11.3.1- Les températures moyennes mensuelles

La température annuelle moyenne de l'air a un caractère indicatif, puisqu'elle gomme l'ampleur des fluctuations en cours d'année. Elle permet cependant de suivre l'évolution des températures sur de longues périodes. Selon les directives de l'Organisation Météorologique Mondiale (OMM), la valeur moyenne de référence (dite valeur normale) se calcule sur 30 ans.

Le tableau 5 illustre la température moyenne annuelle dans notre station de l'ordre de 16,35°C dans l'ancienne période contre le 15.48°C dans les dernières décennies. Le mois de

Janvier reste en général le mois le plus froid (9.1°C) et en Août le plus chaud avec 22.2°C.

Tableau 5 : Moyennes mensuelles et annuelles de la température (°C) de la station Saf-Saf.

	Janv.	Fev.	Mar.	Avr.	Mai	Juin	Jllet	Aou.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.	Année
1913-1938	09	9,5	11,3	14,3	16,8	21,4	24,7	26.0	22,3	17,9	13,1	10.0	16,35
1986-2013	9,1	10,1	12	14,1	16,8	19,2	22,1	22,2	19,7	17,2	13,5	9,73	15,48

La période froide s'étale en général de décembre à mars, tandis que les mois plus chauds sont enregistrés entre juillet et août.

Ces dernières décennies, les températures ont connu une légère élévation à cause du réchauffement climatique global qui est un phénomène d'augmentation de la température moyenne des océans et de l'atmosphère, à l'échelle mondiale et sur plusieurs années.

11.3.2- Moyenne des minima « m » et des maxima (M)

L'analyse des données climatiques indique que le mois de janvier enregistre les températures minimales les plus basses, avec une moyenne de 2.9 °C pour la nouvelle période et 5,8 °C pour l'ancienne période (Tableau 5). En revanche, les températures les plus élevées sont généralement enregistrées en août, atteignant environ 32 °C pour les deux périodes. Les données de WorldClim pour la période 1970-2000 montrent que la moyenne des températures minimales (m) dans la zone d'étude est de 4,3 °C, tandis que la moyenne des températures maximales (M) est de 32,8 °C.

Tableau 6 : Moyenne des minima et maxima (en °C) dans la zone d'étude

Station	Periode	Moyenne des minima	Moyenne des maxima (M)
Yfri	1913-1938	5.8	32.8
	1986-2013	2,9	31,1

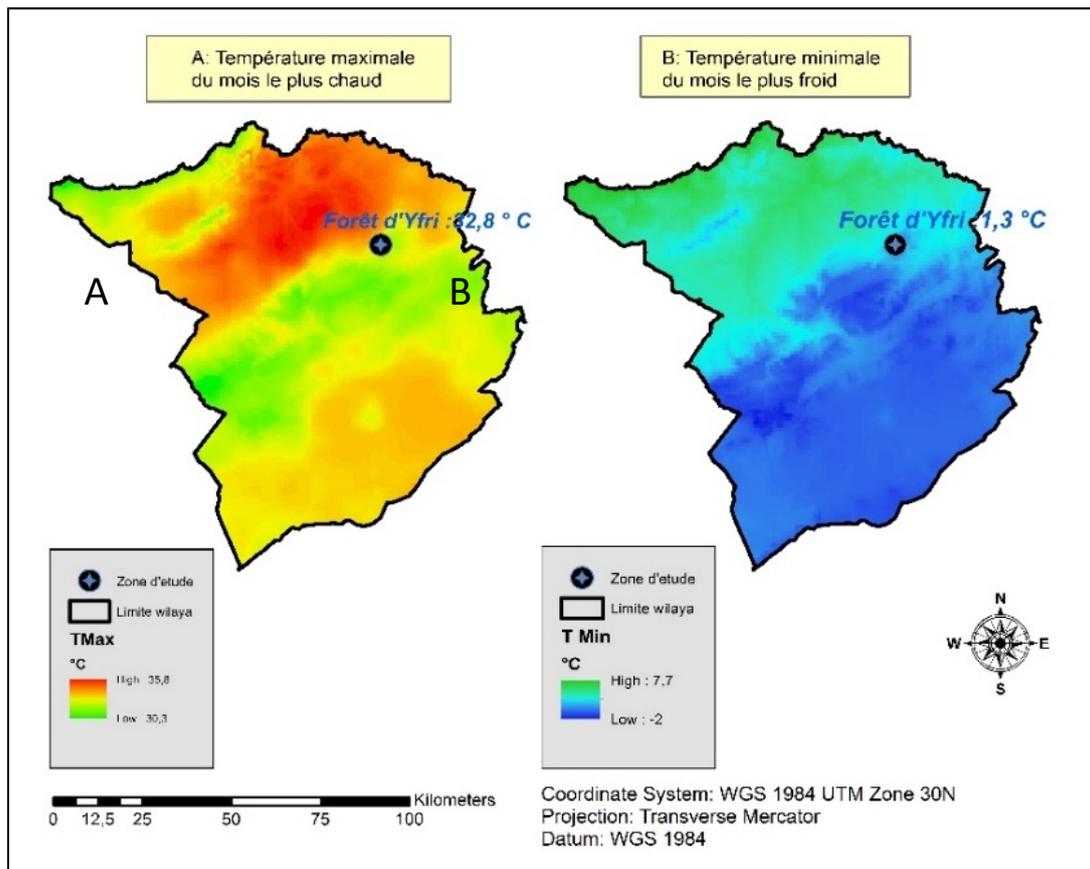


Figure 15 : Carte des Moyenne des minima « m » et des maxima (M) de la wilaya de Tlemcen, A : Température maximale du mois le plus chaud, B : Température minimale du mois le plus froid, (DataBase Source WorldClim)

11.4- Synthèse climatique

La synthèse des données climatiques nous permet de décrire les caractéristiques du climat de la forêt en utilisant plusieurs indices calculés à partir des deux principaux paramètres climatiques : la température et les précipitations.

11.4.1- Amplitude thermique extrême moyen (ou indice de continentalité)

Cet indice permet de préciser l'influence maritime ou continentale d'une région donnée. On peut l'estimer par la méthode de **Debrach (1953)**. Cette dernière permet de définir le type de climat :

- Climat insulaire : $M-m < 15^{\circ}\text{C}$
- Climat littoral : $15^{\circ}\text{C} < M-m < 25^{\circ}\text{C}$
- Climat semi continental : $25^{\circ}\text{C} < M-m < 35^{\circ}\text{C}$
- Climat continental : $M-m < 35^{\circ}\text{C}$

Le calcul de cet indice pour la station de référence pour notre zone d'étude est consigné dans le tableau 7 suivant.

Tableau 7 : Amplitude Thermique et type de Climat – Station Saf-Saf

Période	M-m (°C)	Type de climat
1913-1938	27.0	Climat semi-continental
1986-2013	28,3	Climat semi-continental

On constate que l'écart thermique de la station de Saf-Saf n'est pas très élevé, car il présente une faible fluctuation, se situant entre 27 et 28.3 °C. Ceci indique que la station appartient à un climat semi-continental. Selon les données de WorldClim pour la période 1970-2000, l'amplitude thermique calculée pour cette région est de 31,5 °C.

La valeur de l'amplitude thermique, qui représente la différence entre la température maximale et minimale moyenne sur une période donnée, souligne encore davantage la stabilité relative du climat de Saf-Saf. Malgré de légères variations quotidiennes ou saisonnières, l'amplitude thermique relativement faible indique une régularité dans les conditions thermiques de cette région. Cela peut être attribué aux caractéristiques géographiques et climatiques spécifiques de la zone, telles que la topographie, l'altitude ou la présence de masses d'eau avoisinantes.

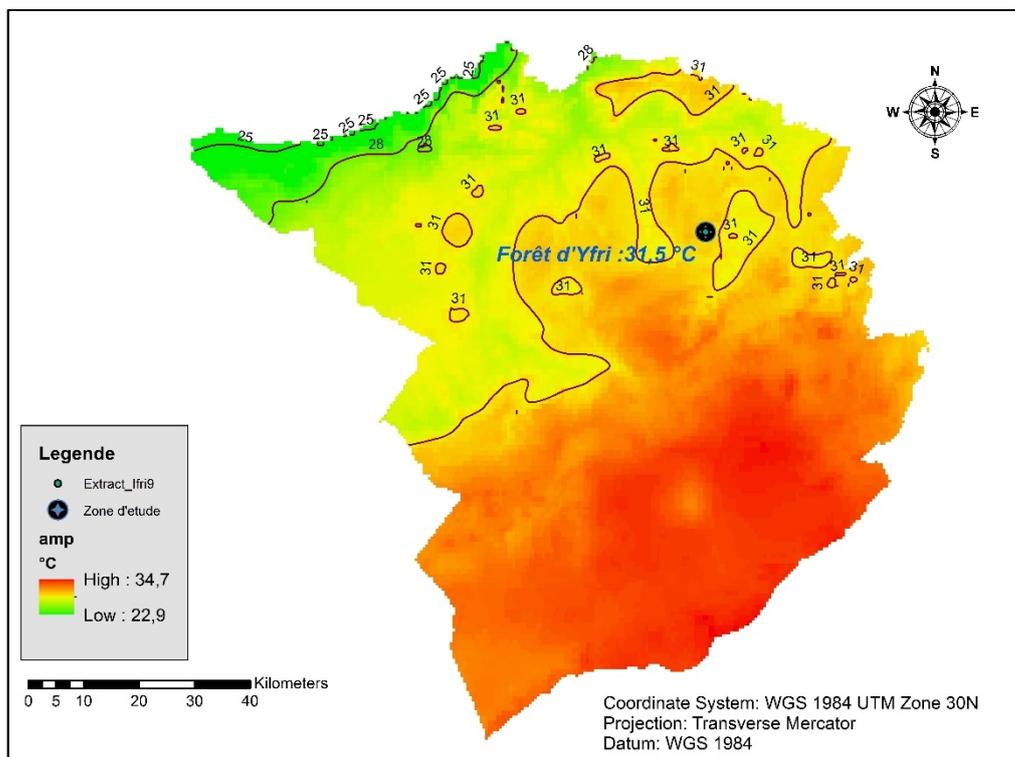


Figure 16: Carte des amplitudes annuelles de température de la wilaya de Tlemcen (DataBase Source WorldClim)

11.4.2- Indice de sécheresse estivale

Cet indice s'exprime par le rapport entre les valeurs moyennes des précipitations estivales P (mm) et la moyenne des maxima du mois le plus chaud M(C°), selon la formule

d'Emberger (1942)

$$Is = P \text{ mm} / M$$

Is : indice de sécheresse estivale.

P : Total des moyennes des précipitations estivales, en mm.

M : Moyenne des maxima thermique de la période estivale, en °C

Alcaraz (1982) montre, qu'en Oranie, certaines espèces végétales peuvent s'accorder avec la valeur d'Is < 2. **Benabdelli (1983)** précise que les valeurs de l'indice de xéricité permettent de vérifier les régimes pluviométriques. Si Is est inférieur à 1, cela indique que la sécheresse dépasse la période estivale. Cette sécheresse est de plus en plus accentuée en période estivale, d'où le climat devient sec.

Les valeurs de cet indice calculé pour chaque forêt et période sont consignées dans le tableau 8

Tableau 8 : Indice de sécheresse estivale dans la forêt d'Yfri

Forêt	Période	Pluviosité estivale P.E (mm)	Valeur de M (°C)	« I.e »
Yfri	1913-1938	21	32,8	0,64
	1986-2013	11.3	31.1	0,36

Il ressort de ce tableau que tous les indices de sécheresse calculés sont très inférieurs à 5, ce qui indique selon la grille de **Daget (1977)**, l'appartenance de cette forêt au climat méditerranéen à sécheresse estivale bien marquée.

La valeur obtenue au niveau de la zone d'étude traduit un été xérotère et des pluies rarissimes.

11.4.3- Etage de végétation ou zonation altitudinale

La température moyenne annuelle (T°C) est combinée avec la température moyenne du mois le plus froid « m » pour définir les étages de végétation méditerranéenne suivant **Daget (1977)**

Thermo- méditerranéen : T > 16°C ; m > +3°C (Variante tempérée).

Méso- méditerranéen : 12 < T < 16°C ; 0 < m < +3°C (Variante fraîche).

Supra- méditerranéen : 8 °C < T < 12 °C ; -3 < m < 0°C (Variante froide).

D'après cette classification et les valeurs de la température moyenne annuelle ($T^{\circ}\text{C}=15.48^{\circ}\text{C}$) et la température moyenne du mois le plus froid « $m=2.9^{\circ}\text{C}$ », il ressort que le chêne-liège de notre zone d'étude appartient à l'étage de méso- méditerranéen.

11.4.4- Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gausсен

Bagnouls et Gausсен (1953) ont défini comme mois sec, celui où la somme des précipitations moyennes exprimées en (mm) est inférieure au double de la température moyenne de ce mois ($P < 2T$). Ils proposent un modèle de représentation graphique où ils juxtaposent les températures et les précipitations. La sécheresse se manifeste alors lorsque la courbe des précipitations rencontre celle des températures et passe en dessous de cette dernière (**Figure 17**).

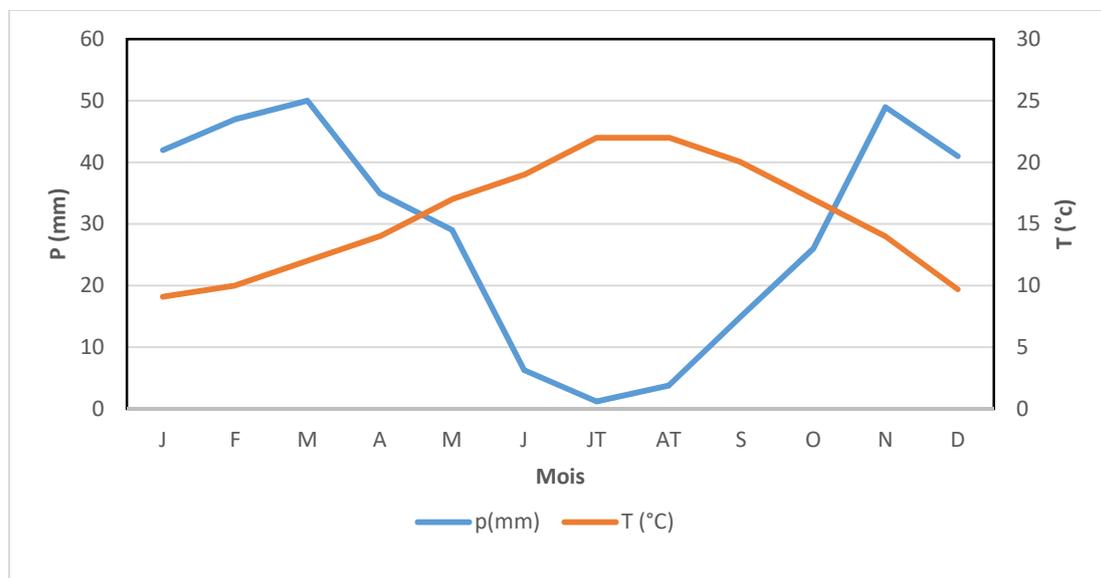


Figure 17 : Diagrammes Ombrothermiques de Bagnouls et Gausсен (1953) de la zone d'étude (1986-2013)

Selon **Sauvage (1961)**, dans la région méditerranéenne et pendant les années normales, la sécheresse peut aller jusqu'à six mois allant de la fin du printemps à l'automne. D'après cette figure, on remarque que notre zone est soumise à une période de sécheresse estivale dépassant trois mois. En effet, notre zone subit une évolution de plus en plus importante par rapport à l'ancienne période où la séquence sèche s'étend sur 4 à 5 mois et ce à partir de mi-mai jusqu'à la fin septembre. Pour la nouvelle période, la séquence sèche s'étend sur 6 mois allant de mois de mai jusqu'à la mi-octobre. La durée de la période sèche a un effet direct sur le fonctionnement physiologique des arbres du chêne-liège en particulier mais aussi des autres plantes accompagnatrices qui se trouvent perturber durant de longues épisodes de sécheresse. Elle entraîne dans certaines conditions le dépérissement voire même

la mort de ces arbres (Douzon, 2004 ; Durand et al., 2004).

11.4.5- Quotient pluviothermique et climagramme d'Emberger (1955) :

L'extrême irrégularité interannuelle des précipitations dans la région méditerranéenne a permis de définir divers types de bioclimat. Ces derniers jouent un rôle majeur dans l'organisation des structures de végétation (Quezel, 2000).

Le climagramme d'Emberger est le moyen le plus utile pour définir le bioclimat de chaque zone d'étude. Il est réalisé par le calcul du quotient pluviométrique (Q2) et son positionnement par rapport à la valeur de "m". En effet, le «Q2» est déterminé par la formule suivante établie par Emberger (1955) :

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

P : moyenne des précipitations annuelles (mm)

M : moyenne des maxima du mois le plus chaud ($^{\circ}K = ^{\circ}C + 273,2$)

m : moyenne des minima du mois le plus froid ($^{\circ}K = ^{\circ}C + 273,2$)

Les différentes valeurs climatiques de la station de référence consignés dans la tableau 8 suivant nous a permis de calculer le quotient pluviothermique et l'étage bioclimatique correspondant.

Tableau 9: Valeur du « Q2 » et étage bioclimatique des deux périodes de référence

Zone	Périodes	P (mm)	M(°K)	M (°K)	Q2	Etage bioclimatique	Variante thermique
Yfri	Ancienne	545	307	279	69,05	Sub- Humide inférieur	Hiver tempéré
	Récente	344,7	304,4	276,1	40,68	Semi-aride	hiver frais.

Il ressort du climagramme que la zone d'étude se distingue par une ambiance bioclimatique semi-aride à hiver frais caractérisée par une hauteur pluviométrique variant entre 450 et 500 mm et une température minimale clémente ($2,9^{\circ}C$). En effet, sous l'influence de la sécheresse, la forêt d'Yfri est passée de l'étage bioclimatique subhumide inférieur en période ancienne à l'étage semi-aride inférieur en période récente (Figure 18).

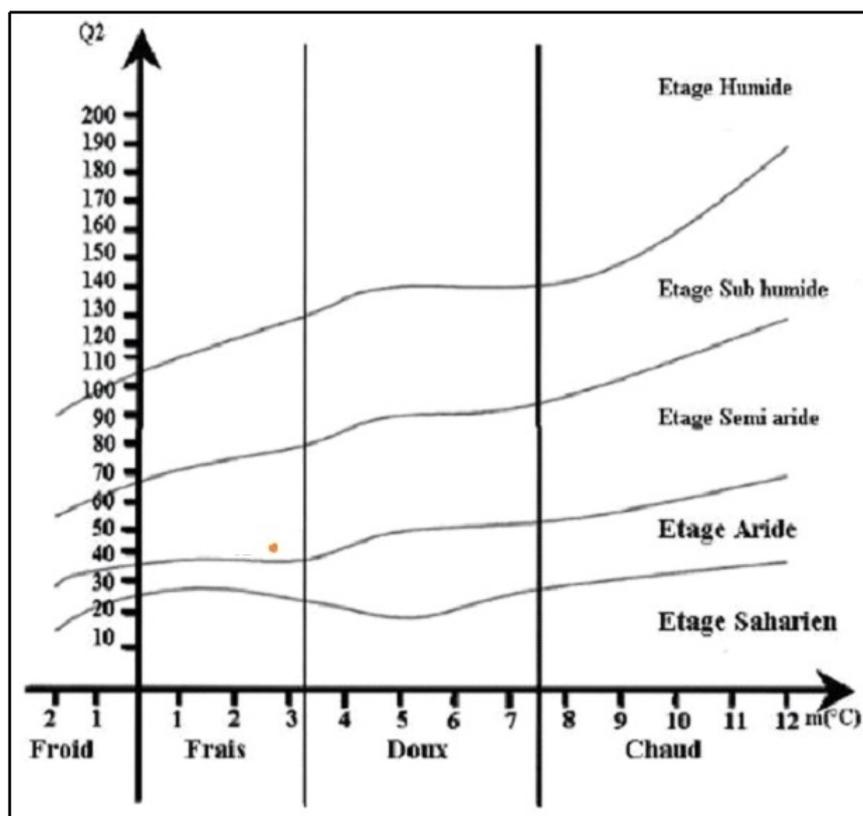


Figure 18 : Quotient pluviométrique et climagramme d'Emberger de la subéraie d'Yfri durant la période 1986-2013

12- Autre facteurs

12.1- Les vents

Le vent par son intensité, sa vitesse et sa direction :

- Favorise et accélère le dessèchement des végétaux et des sols,
- Courbe et avive les flammes, apporte la chaleur aux combustibles adjacents, augmente la vitesse de propagation et peut produire des feux de cimes difficilement contrôlables,

D'après le tableau 9, on peut dire que le vent souffle avec une vitesse plus forte ce qui favorise la propagation rapide des feux . De même, l'effet de la vitesse du vent est plus grand quand l'humidité du combustible est très basse.

Tableau 10: Moyennes mensuelles de la vitesse des vents (m/s) durant la période 2000-2015 (SARL Cabinet la grande bleue ,2016)

Mois	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D
Moyenne mensuelle m/s	2,5	2,27	2,48	2,95	2,71	2,63	2,34	2,26	2,15	2,04	2,43	2,45

Au niveau de la commune Ain-Fezza ; les vents soufflent fréquemment dans des directions instables et à différentes intensités en fonction des saisons (Tableau 10). Les vents les plus fréquents enregistrés de novembre à avril sont des vents qui soufflent du Nord-Ouest ; ils sont secs et froids. Les vents soufflent encore de la direction Sud-Ouest ; ils sont souvent secs et chauds.

Tableau 11: Direction des vents dans la zone d'étude

Direction	N	NE	E	SE	S	SO	O	NO
Fréquence %	12	27	22	9	8	9	8	5

Source : SARL Cabinet la grande bleue

12.2- L'humidité

C'est le rapport de la pression observée de la vapeur d'eau à la pression maximale compatible avec la température de l'air. Elle n'agit pas directement sur le phénomène d'apparition des feux, mais elle joue un rôle très important sur la teneur en eau des végétaux combustibles. Le tableau 12 suivant consigne l'effet de l'humidité des végétaux sur leur inflammabilité (Margerit, 1998).

Tableau 12 : Influence du taux d'humidité sur l'inflammabilité (Margerit, 1998).

Humidité relative %	Inflammabilité
>70	Peu de risque
46 – 70	Risque faible
26 – 45	Risque fort
< 25	Risque élevé

D'après le tableau 13, on remarque que l'humidité relative de l'air est supérieure à 70 % sur 6 mois de l'année et ceux à partir du mois d'Octobre. Le risque d'inflammabilité est peu ou faible. Le maximum est enregistré en saison hivernale avec 77 % alors que le minimum de 52 % est observé en été (Risque faible).

Tableau 13: Moyennes mensuelles du taux d'humidité relative, période 2000-2015 (SARL Cabinet la grande bleue ,2016).

Mois	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D
Moyenne mensuelle	76	76	71	69	65	57	52	53	64	70	75	77

Chapitre III :

Matériel et méthodes

1- Principaux objectifs de l'étude

Une des premières questions que l'on se pose après un incendie est quelle est la capacité de l'écosystème à se reconstituer par lui-même ?

Ce présent travail vise en effet, à clarifier les différents processus retenus dans la dynamique post-incendie de reconstitution forestière du chêne-liège.

Bien qu'il soit l'arbre méditerranéen le plus résistant aux feux récurrents, les dommages physiologiques, sylvicoles et même économiques induits par ces feux sont souvent catastrophiques. Afin de réduire donc ces pertes, il est très important d'évaluer la réponse des arbres au feu pour pouvoir déterminer le mode de gestion adapté par la planification des actions de réhabilitation et de restauration écosystémiques après le passage du feu pour éviter que l'avenir du peuplement brûlé soit compromis. L'objectif principal de ce travail de recherche est de mettre en place un plan d'interventions sylvicoles visant la reconstitution du peuplement forestier dégradé par le feu afin d'assurer sa résilience.

Il revient donc à étudier la capacité et les modalités de reprise végétative des arbres du chêne-liège touchés par un incendie catastrophiques dont celui survenu en été 2012. L'étude a été entreprise à partir d'un dispositif d'observation en « réseau permanent » qu'on l'a installé dans un peuplement à chêne-liège dans la région de Tlemcen juste après le passage du feu. Grâce à un suivi régulier annuel à court et moyen termes, ce plan d'observation devrait atteindre les principaux objectifs suivants :

- Identifier les différents types de réponse des arbres de chêne-liège au feu et leur importance par évaluation des dommages ainsi causés aux arbres,

- Détecter les premières détériorations éventuelles de l'état sanitaire des arbres survivants brûlés par l'apparition de phénomènes de dépérissement : il s'agit de suivre la mortalité retardée des arbres,

- Décrire l'importance et le mécanisme du phénomène de mortalité retardée ainsi que les facteurs explicatifs,

- Evaluer la contribution de la technique du recépage des troncs des arbres sévèrement brûlés dans la reconstitution du peuplement brûlés,

- Evaluer l'importance de survie des souches et le développement des rejets,

- Identifier les facteurs pouvant intervenir dans la réussite ou l'échec du processus de reconstitution du peuplement par rejets de souche tout en identifiant les facteurs intervenant dans la viabilité des souches et la production des rejets,

- Déterminer la vitesse de récupération sanitaire des arbres survivants et du peuplement et son évolution spatio-temporelle afin de déterminer la période minimale de récolte du liège

flambé et par la suite planifier les actions de restauration de la production ou de remise en production du peuplement brûlé,

- Déterminer les outils et les techniques de restauration forestière adaptés,
- Réponse de l'écosystème forestier restauré,
- Evaluer l'état et le mode de récupération des arbres brûlés irrécupérables,
- Suivre l'évolution des principaux facteurs responsables de l'amélioration de la récupération sanitaire.

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

L'approche directe ou diachronique observe l'évolution d'un écosystème au fil des années. Cette démarche la plus rigoureuse du point de vue méthodologique présente néanmoins l'inconvénient de durer longtemps. Il est dans la plupart des cas, matériellement impossible pour un seul observateur de suivre l'évolution d'un écosystème pendant un laps de temps suffisamment long pour observer des changements appréciables (**Escarré, 1979 ; Escarré et al., 1983 ; Lepart et Escarré, 1983 ; Finegan, 1984**). Elle est aussi l'approche la mieux adaptée lorsque l'on veut mettre en évidence des variations fines de la composition floristique initiale de la station (**Lepart et Escarré, 1983**).

L'approche indirecte ou synchronique ou encore comparative consiste à analyser des variations spatiales de la structure et de la composition floristique des communautés végétales présentes à un instant donné et dans un espace plus ou moins homogène. Cet espace a subi une perturbation de même nature à des dates échelonnées dans le temps.

La reconstitution de la succession par l'approche synchronique implique un certain nombre de conditions :

- Relative uniformité du climat et du substrat.
- Même degré et même nature de la perturbation.
- Présence d'une station récemment perturbée.
- Cessation de l'action humaine après la perturbation (ou pression constante sur toutes les parcelles).

2- Choix du site d'étude

Sur une superficie de 50 ha de formations à chêne-liège de différents stades de dégradation (forêt- maquis) brûlées par l'incendie de l'été 2012, le choix du site d'étude

s'est orienté vers un peuplement de chêne-liège de la forêt domaniale d'Yfri. Il vise à satisfaire au mieux une certaine homogénéité de situation telle que la structure et la composition du peuplement (âge, origine et densité), le traitement sylvicole appliqué et le relief (altitude, exposition et pente). Pour cela, on a retenu, une surface de 05 hectares qui représente l'ancienne subéraie de la dite forêt. Le peuplement est actuellement en situation de dégradation physiologique et paysagère assez prononcée par endroit (**Figure 19**). Le reste de la surface est constitué de maquis à chêne-liège très clair où les arbres hauts sont très dispersés dans le milieu.



Figure 19 : Vue générale du peuplement du chêne-liège avant l'incendie de 2012 (Photos, Bouhraoua, mai 2009)

Deux années après cet incendie, les services forestiers de Tlemcen ont procédé en automne 2014 à une opération de nettoyage de la forêt par des coupes d'arbres de chêne-liège considérés mort et n'ayant pas régénéré végétativement mais aussi de pin d'Alep issu d'anciens reboisements.

3- Choix des arbres

Un inventaire pied par pied a été réalisé vu que l'accessibilité aux sujets brûlés est maîtrisée (**Fig.20**). C'est le type d'inventaire le plus classique et le plus utilisé depuis longtemps car il ne demande pas une grande technicité. En plus, cette méthode d'inventaire donne théoriquement une connaissance plus exacte sur les peuplements.

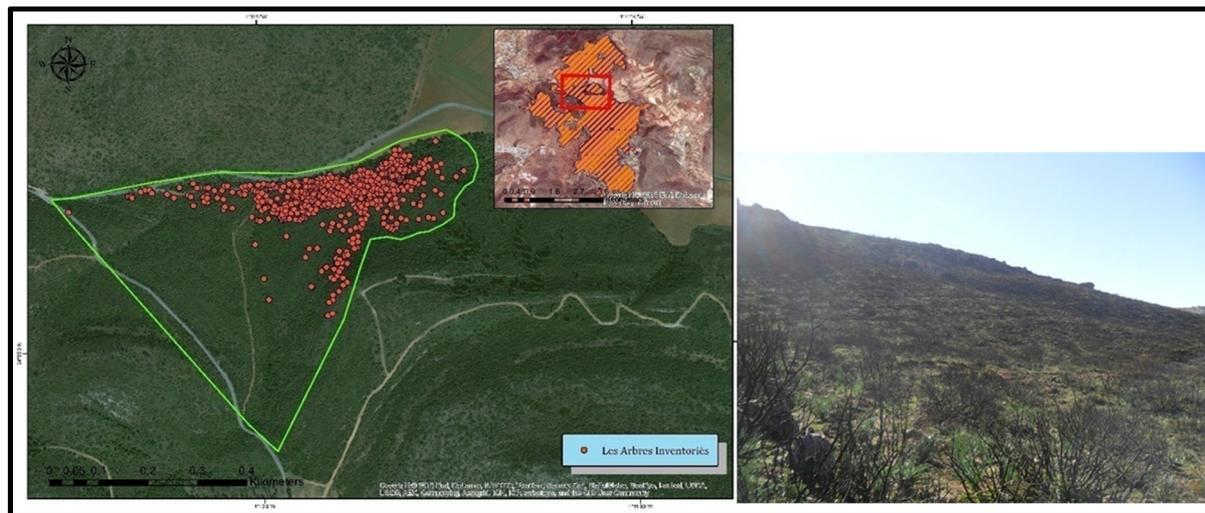


Figure 20 : Localisation de la zone d'étude dans la forêt d'Yfri (Gauche) et vue de la zone brûlée en octobre 2012 (Droite)

Il consiste alors en un dénombrement exhaustif de tous les arbres qui s'inscrivent dans la continuité de la dynamique de reconstitution de la subéraie après le passage d'incendie ; il vise à dresser un premier bilan sur les principales situations écologiques.

Tous les arbres du chêne-liège partiellement ou complètement brûlés par le feu ont fait l'objet d'un ensemble de mesures de nature dendrométrique et sanitaire dans deux périodes :

- 1- **Automne 2013** soit quatorze mois après le passage d'incendie : il consiste à évaluer les dommages causés par le feu aux arbres par observation des premières reprises végétatives après les pluies automno-hivernales de l'année hydrologique 2012/ 2013.
- 2- **Printemps 2016** soit quatre années environ après le feu : il consiste à suivre l'évolution de la reprise végétative des couronnes des arbres survivants et la croissance des rejets de souche des arbres morts après l'opération de coupe réalisée en automne 2014.

Au total 646 arbres brûlés ont été retenus lors des 5 sorties d'inventaire ainsi réalisées entre octobre et novembre 2013. Les arbres non affectés par le feu (n=168) ont été pris en compte dans certains relevés en l'occurrence les relevés dendrométriques et sanitaires.

4- Collectes des données

4.1- Relevés géographiques et topographiques :

Ils déterminent d'une part la localisation précise de la placette dans la forêt et la morphologie du terrain. Ils sont calculés pour chaque emplacement de l'arbre-échantillon à partir d'un modèle numérique du terrain (MNT) (altitude, exposition, pente, etc.). En effet, la carte des pentes et d'exposition de ce modèle a été calculée à l'aide de l'extension « ArcGIS Spatial Analyst », soit « slope » pour la pente et « Aspect » pour l'exposition.

Le produit MNT ainsi utilisé dans ce travail est « Routine ASTER Global Digital Elevation Model » (ASTGTM) à résolution de 30 m. A l'aide ArcToolbox, et en utilisant la même MNT pour générer une carte d'exposition, on a retenu automatiquement 9 classes ; celles-ci indiquent chaque exposition en plus le taux d'inclinaison du terrain. On a opté une classification inscrite selon les normes de cartographie écoforestière dans la variable « type de terrain » avec le code (IN) du MRNF (Tableau 14)

Tableau 14: Classes de pente

Code	Désignation	Taux d'inclinaison
A	Nulle	0 % à 3 %
B	Faible	3 % à 8 %
C	Douce	8 % à 15 %
D	Modérée	15 % à 30 %
E	Forte	30 % à 40 %
F	Abrupte	40 % et plus
S	Superficie entourée de pentes dont l'inclinaison est supérieure à 41%	

4-2- Relevés climatiques :

Ils concernent principalement les mesures pluviométriques, thermiques et anémométriques. Elles sont obtenues à partir de la station de références Saf-Saf (Tlemcen). Ces mesures servent à caractériser les conditions climatiques qui règnent dans la forêt durant notre période d'observation et de suivi. Pour cela, on a pris en considération les données météorologiques des années hydrologiques de 1984 jusqu'à la période d'étude (Tableau 15).

Tableau 15 : Caractéristiques géographiques de la station de Saf-Saf (ONM)

Élévation	Latitude	Longitude	Période référence
1312 m	34° 48'N	001° 18'W	1984-2014

4.3- Relevés d'exploitation des arbres (EX):

Il consiste à distinguer :

- les arbres non démasclés dont le tronc est encore recouvert du liège mâle

- les arbres récoltés avec la présence d'une couche de liège de reproduction au niveau du tronc. Cette catégorie d'arbres a fait l'objet de certaines mesures permettant de décrire la qualité de la dernière exploitation du liège ainsi appliquée à chaque arbre.

4-4- Données caractéristiques des arbres

4-4-1- Variables dendrométriques

Deux inventaires dendrométriques ont été réalisés sur la totalité des sujets de site. Le premier réalisé à la fin de la première saison végétative (soit en automne 2013) a concerné 646 sujets, par contre le second inventaire effectué en quatrième saison végétative (soit en automne 2016) a concerné 235 arbres survivants.

Les relevés dendrométriques ont concerné la mesure de :

- la circonférence des arbres à 1,30 m du sol à l'aide d'un mètre ruban
- la hauteur totale des arbres au moyen d'un Blum Leiss.

Selon la grosseur du tronc, les arbres sont classés en 5 classes de diamètre: P (perche ; $\varnothing < 7.5\text{cm}$), PB (petit bois : $7.5 < \varnothing < 22.5\text{cm}$), BM (bois moyen : $22.5 < \varnothing < 42.5\text{cm}$), GB (gros bois : $42.5 < \varnothing < 62.5\text{cm}$) et TGB (très gros bois : $\varnothing > 62.5\text{cm}$) (Amandier, 2004 ; IML, 2016). L'importance et la dominance de ces types de bois déterminent la structure du peuplement (ORDAC, 2008). Il convient de signaler que le diamètre de l'arbre est déterminé par la formule suivante :

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

Avec $C_{1.30}$ la circonférence à 1.30m du sol (cm), E : l'épaisseur du liège (cm)

4.4.2- Variables d'exploitation

Les relevés de la dernière exploitation du liège des arbres consistent à mesurer les variables suivantes :

4.4.2.1-Hauteur d'écorçage (He)

La hauteur de la dernière récolte du liège des arbres a été effectuée à l'aide d'un ruban mètre. Cette hauteur est souvent visible depuis la dernière récolte. Elle détermine la surface génératrice totale exposée au feu. Son augmentation ou diminution détermine la sévérité du feu (dommages causés aux troncs).

4.4.2.2-Epaisseur du liège de reproduction (E)

Elle correspond à la moyenne des mesures effectuées sur quatre directions du tronc à l'aide d'une jauge à écorce. Les mesures ont faites à une hauteur de 1.30 m du sol. Cette

épaisseur nous permet de déterminer l'âge du liège selon le nombre des accroissements annuels du liège. Cet âge est souvent en relation directe avec le temps depuis la dernière exploitation et le passage du feu. En effet, on considère que la vitesse moyenne des accroissements annuels est de 3mm dans la région de Tlemcen (**Dehane, 2012 ; Ghalem et al. 2018**).

L'ensemble des mesures des couches du liège de reproduction est regroupé en classes d'épaisseurs par tranches de 5mm pour déterminer la structure des épaisseurs du liège. En plus, ces épaisseurs sont réparties par catégories commerciales de liège (**Pereira, 2007**).

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

4-4-2-3-Coefficient d'écorçage (Ce).

Le coefficient est calculé à partir du rapport entre la hauteur d'écorçage et la circonférence sur-écorce à 1.30 m du sol (**Boudy ; 1950, Natividade, 1956**). Ce coefficient nous permet de se renseigner sur 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.

4-4-3-Etat du tronc (ImCr)

Cet examen porte sur deux principaux indices qui peuvent souvent nous renseigner sur l'état de santé des arbres avant le passage du feu:

- la présence des crevasses : parties manquantes du bois du tronc qui correspond souvent à son altération
- l'émission des gourmands. L'importance du premier indice a été évaluée par rapport au fût. Un tronc est considéré comme fortement crevassé lorsqu'il perd plus du quart (>25%) de son volume.

En outre, la présence de ces crevasses constitue souvent un abri favorable à *Lymantria dispar* (pontes, chenilles âgées et chrysalides) (**Villemant, 1993**). Le second indice a été considérée par beaucoup de chercheurs comme un symptôme caractéristique du

dépérissement du chêne-liège (**Bakry et Abourouh, 1996 ; Franceschini et al., 1999**). Dans nos conditions de travail, on n'a pas pris en compte ce paramètre car il est supposé que les gourmands formés sur le tronc sont consumés par le feu (sauf s'il reste quelques rameaux encore fixés aux troncs en cas d'un feu de faible ou moyen intensité).

L'examen de la partie du tronc consiste à des observations visuelles sur toute la hauteur du fût qui ne dépasse guère les trois mètres. Cette hauteur est considérée largement suffisante pour apprécier l'état des troncs.

Deux descripteurs sont employés pour apprécier l'état des troncs ; ils sont tous d'origine de la qualité des récoltes du liège réalisées au cours de la vie de l'arbre.

- l'importance des crevasses du tronc : elle exprime en fait la gravité supplémentaire pour l'arbre en cas de passage de feux car l'altération du bois expose les tissus internes (phloème et xylème) directement à la chaleur du feu. Ces crevasses sont à l'origine des blessures de récoltes précédentes ; elles résultent souvent des coups de hache profonds (**Natividade, 1956**) .
- l'importance de la surface du bois dénudée ; elle est due souvent à l'arrachage du liber lors de la récolte du liège à cause de la mauvaise levée du liège (difficultés de séparer le liège du phellogène par manque de remontée de sève : **Saccardy, 1937**)

Cette évaluation de l'état de tronc est notée en 6 classes décroissantes suivantes (**Figure 21**);

5 : Tronc totalement crevassé : arbre peut chuter sur le sol après incendie

4 : Tronc très gravement crevassé : taux d'altération du bois dépasse 60% du fût (les arbres sont sensibles à la chute après incendie

3 : Tronc gravement crevassé : taux d'altération du tronc varie entre 30% et 59%.

2 : Tronc moyennement crevassé : taux de crevasse oscille entre 15 et 29%

1 : Tronc faiblement crevassé : taux de bois altéré est inférieur à 15 %.

0 : Tronc sain non crevassé, toute sa surface est recouverte de liège



Figure 21 : Exemples d'états de troncs fortement endommagés lors du passage du feu de l'été 2012 (Photos originales, Yfri, mai 2013-2016)

5- Etude des modalités post-incendie de reprise végétative des arbres

5.1- Evaluation de la vitalité à court terme des arbres après incendie (V)

La vitalité immédiate des arbres après le passage du feu repose essentiellement sur la présence ou l'absence de régénération végétative au niveau des différentes parties de l'arbre brûlé. En effet, les réponses des arbres nous renseignent souvent sur les niveaux de dommages causés par les feux. Nombreux auteurs ont signalé quatre modalités de réponse des arbres au feu (**Pausas, 1995 ; Moreira et al., 2009**). Selon la gravité des dommages, les arbres peuvent présenter :

- de faibles niveaux de dégâts : ils devraient reprendre à partir des bourgeons de la couronne qui ont été protégés contre la chaleur de l'incendie
- des niveaux de dégâts croissants : les sujets reprennent de la couronne, du tronc et du collet ou seulement à partir de la base
- dans des cas extrêmes, les arbres présentent une mortalité de la tige. Selon la sévérité du feu, quatre grands types de réaction des arbres sont retenus (**Moreira et al. 2009 ; Catry et al. 2012**) (**Figure 22**) :

- 1) Régénération exclusive au niveau de la couronne (C),
- 2) Régénération simultanée au niveau de la couronne et du collet (CB),
- 3) Régénération au niveau de la base du tronc seulement (B),
- 4) Absence de toute réponse régénérative : arbre mort (M)

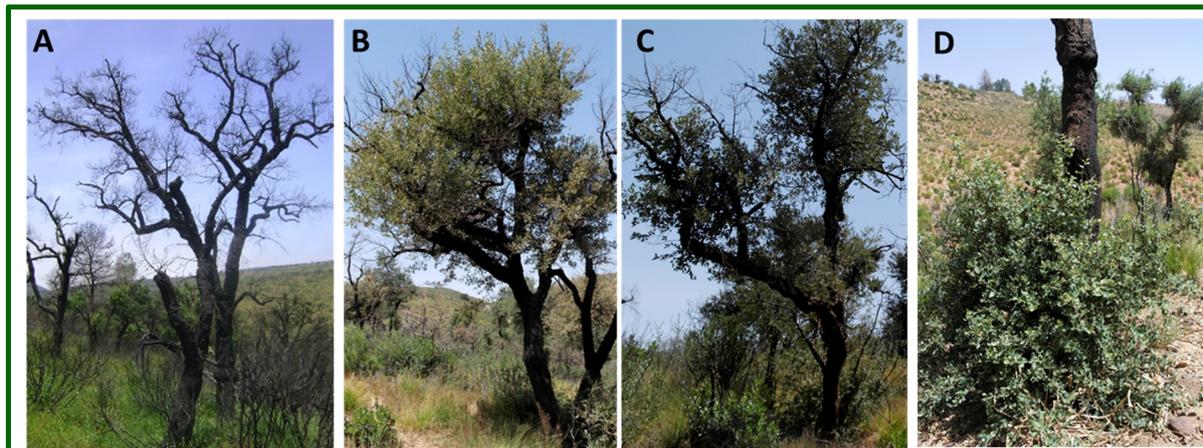


Figure 22. Types de reprise végétative des arbres après incendie (A: Arbre mort, B : reprise de la couronne, C : reprise de la couronne et de la base D: reprise du collet). (Photos, Yfri août 2014)

L'évaluation de la vitalité à court terme des arbres brûlés a été réalisée dès la fin de la première saison végétative suivant l'incendie ce qui correspond à un peu plus d'une année du feu (automne 2013). Cet inventaire a concerné un effectif total de 646 arbres. Pour chaque arbre ainsi observé, on lui a affecté un code de l'un des quatre réponses à savoir : M (mort), C (reprise de la couronne), CB (reprise de la couronne et collet) et B (reprise de la base).

5.2- Evaluation de la sévérité du feu (S)

5.2.1- La Violence du feu subi aux arbres (VF)

La violence ou l'intensité du feu subie aux arbres et le niveau de dommages induits sont mesurés visuellement par la proportion de la perte de biomasse aérienne (**Stephens et Finney, 2002 ; Bellingham and Sparrow, 2003**).

Pour évaluer ce paramètre du feu pour chaque arbre échantillon, on a employé des indices indirects de l'estimation de la violence. Il s'agit de l'aspect et le degré de calcination de l'arbre, le pourcentage du houppier brûlé ou consommé et le degré de blessure des troncs d'arbres. Ces indices sont déjà utilisés par de nombreux auteurs notamment **Amandier (2004), Stephens and Finney (2002); Pausas et al. (2003) et Rigolot (2004)**. Pour cela, on a retenu quatre gradients croissant de sévérité de brûlures (**Veille, 2004 ; Rigolot, 2004**) :

Classe 1 : le feuillage de l'arbre est visible, partiellement roussi, avec quelques feuilles

Classe 1a : le taux de feuillage grillé et vert est supérieur au taux de feuillage consommé

Classe 1b : le taux de feuillage grillé et vert est inférieur au taux de feuillage consommé, le liège est légèrement brûlé sur toute ou en partie de la hauteur du tronc,

Classe 2 : le feuillage et les rameaux fins sont absents (entièrement consommés), mais de nombreux rameaux fins peuvent restées encore visibles ou peu atteints Le liège est noir sur

presque toute sa surface, c'est-à-dire on assiste à une carbonisation superficielle du liège ou liège légèrement carbonisé,

Classe 3 : aucune brindille n'est visible, seule l'architecture principale de l'arbre est en place. Les branchettes et autres organes de petites dimensions sont calcinés Le liège est assez fortement brûlé sur pied ; toute sa surface est complètement carbonisée

Classe 4 : seules les branches de l'arbre restent en place ; la violence du feu a provoqué la combustion totale du liège (surface du liège fortement carbonisée). Les arbres gravement blessés sont crevassés.

La figure 23 suivante illustre quelques exemples de classes de sévérité du feu causés aux arbres.

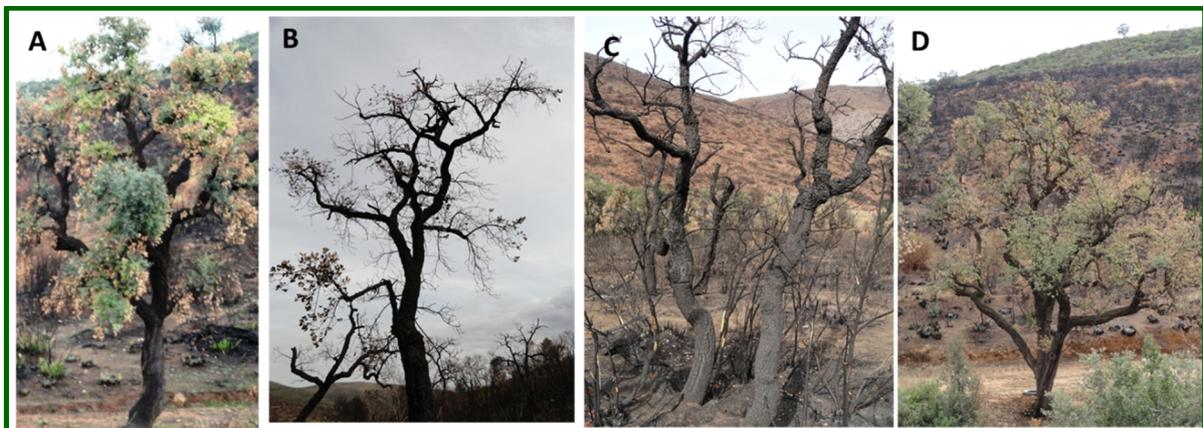


Figure 23 : Exemples de classes de sévérité du feu causés aux arbres de chêne-liège à Yfri (Photos originales) A (classe 2), B (classe 1b), C (classe 4) et D (classe 1a).

5.2.2- Hauteur de la flamme (HMinChar et HMaxChar)

C'est un facteur indicateur du comportement du feu : intensité, vitesse de propagation, connectivité verticale entre le houppier et le sous-bois (Schaffhauser et al., 2015). Il détermine la gravité du feu croisée aux blessures potentielles causées aux arbres ; il en résulte la capacité de régénération végétative de la couronne (Moreira et al., 2009). En effet, plus la flamme est à un niveau élevé de l'arbre c'est-à-dire plus haut et plus le feu est sévère sur l'arbre. La hauteur de la flamme par rapport à la hauteur totale de l'arbre (%) est le pourcentage du volume du houppier brûlé (Moreira et al. 2007).

Pour cela, deux variables dérivées proportionnelle sont retenues, i) la hauteur maximale proportionnelle du feu (HMaxChar) et la hauteur minimale proportionnelle du feu (HMinChar) ; elles expriment la hauteur de la carbonisation par rapport à la hauteur totale de l'arbre. Ce paramètre apprécie donc l'étendue verticale du noircissement de l'arbre par le feu

La méthode consiste à observer bien les parties touchées par le feu (coloration noirâtre) et on note la hauteur.

5.2.3- Intensité du feu au niveau du tronc (IFT)

L'intensité du feu au niveau du tronc (IFT) a été évaluée selon le degré de carbonisation de la surface du liège. On distingue trois classes d'intensité du feu au niveau du tronc en plus du tronc témoin (non brûlé) (**Figure 24**):

0-Tronc non brûlé : couleur grisâtre du liège mâle ou brunâtre du liège de reproduction

1-Tronc partiellement fortement brûlé ou entièrement faiblement brûlés (couleur : gris-brunâtre) ;

2-Tronc moyennement brûlé sur toute la surface (couleur brun-noirâtre),

3-Tronc fortement brûlé sur toute la surface (couleur noirâtre : carbonisation du liège).

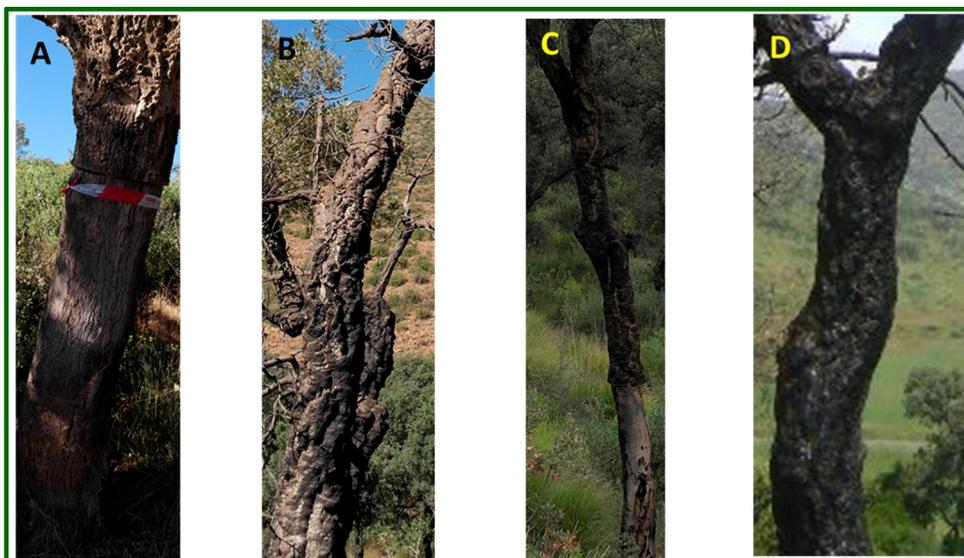


Figure 24 : Intensités du feu des troncs (A : classe 0, B : classe 1, C : classe 2 et D : classe 3) (Photos originales, juillet 2014)

5.2.4- Intensité du feu au niveau de la cime (IFC)

L'intensité du feu a été évaluée aussi au niveau de la cime (IFC) selon toujours le degré de carbonisation de la surface du liège mâle. On a employé la couleur de la surface du liège mâle parcourue par le feu par rapport à la couleur naturelle gris à gris-clair du liège (**Saccardy, 1937**) (**Figure 25**) :

0-Cime non brûlée : les organes pérennes (branches et branchettes) sont recouverts de liège mâle de couleur naturelle gris à gris-blanchâtre

1-Cime faiblement brûlée : le liège mâle des différents organes pérennes du houppier prend une couleur gris-brunâtre,

2-Cime moyennement brulée : la surface du liège mâle prend une couleur brun-noirâtre,

3- Cime fortement brulée : la surface du liège mâle des branches prend une couleur noirâtre (liège carbonisé)

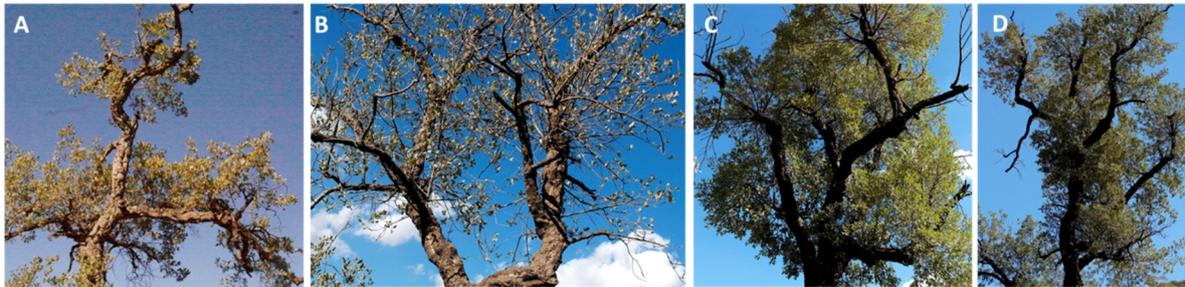


Figure 25 : Indices d'intensité du feu au niveau de la cime : A (classe 1), B (classe 2) , C et D (classe 3) (Photos originales : Yfri 10 octobre 2016)

5-3- Suivi de la qualité de reprise végétative de la couronne

L'état à moyen terme de vitalité des arbres après le passage du feu repose essentiellement sur la capacité des arbres survivants à reconstituer le feuillage de leur cime par voie végétative. L'aspect du houppier des arbres et l'importance de sa reconstitution sont donc deux critères les plus souvent pris en compte dans cette étude qui dépendent de plusieurs paramètres liés à la sévérité du feu d'une part et à l'arbre lui-même d'autre part. C'est une opération inverse qui ne sort pas grandement de l'estimation de la vigueur ou l'état sanitaire des arbres et des forêts de nombreuses essences forestières qui consiste à évaluer la perte foliaire (Becker ,1987 ;DSF, 1991).

L'évaluation de la reprise végétative des arbres repose donc sur l'appréciation visuelle de l'aspect du houppier (son architecture), l'importance, la qualité et les modalités de reprise végétative. Ces paramètres sont considérés plus comme des « *indicateurs* » que de véritables mesures de la vitalité de l'arbre. Mais il présente l'avantage principal, de pouvoir répéter l'opération plusieurs fois sur les mêmes arbres sans les endommager. Cette appréciation se base sur le mode et la proportion du feuillage récupéré par rapport à un arbre de référence supposé sain avant incendie (morphologie, architecture et densité de feuillage normales)(D.S.F., 1991). Plusieurs facteurs peuvent toutefois intervenir sur la variabilité de l'aspect général de la cime de l'arbre sain et par conséquent sur les caractéristiques à prendre en considération dans les notations. Il s'agit de la chute des organes fins sévèrement touchés sous l'action du vent, de l'état sanitaire et architectural de l'arbre avant l'incendie, etc.

Le protocole d'observation et de notation qu'on a adopté ne diffère pas beaucoup de celui utilisé dans le réseau CEE (D.S.F., 1991). La note de la reprise végétative traduit la présence des feuilles naissant dans la partie fonctionnelle de la cime non ou faiblement affectée par la chaleur dégagée par le feu. Sa notation repose sur l'examen précis de la ramification : abondance et état physiologique des branches, branchettes et rameaux verdissants par rapport à la ramification dénudée. La démarche qu'on a suivie pour cet examen et pour l'estimation de la présence des feuilles formées se réfère à l'usage européen qui consiste à découper la cime de l'arbre en zones homogènes, à estimer les proportions reconstituées par zone et définir ensuite la note. Les différentes notes ainsi obtenues sont regroupées en 6 grandes classes de reprise végétative (RV) et chaque classe de reprise correspond à un statut sanitaire particulier de l'arbre:

RV₀ : arbre mort au feuillage reconstitué est complètement desséché; il s'agit de la mortalité retardée

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

RV₂ :10-29% de récupération foliaire ; arbre dépéri ou faiblement récupéré),

RV₃ :30-59% 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 (**Figure 26**) :

1-arbres vigoureux ayant reconstitué plus de 60% de leur houppier (**Catry et al., 2012, IML, 2016**) ; ils sont aptes à une récolte précoce du liège flambé : RV₄₋₅

2-arbres affaiblis ayant reconstitué moins de 60% de leur houppier, ils sont inaptes à une récolte précoce du liège flambé : RV₁₋₂₋₃

3-arbres morts : RV₀

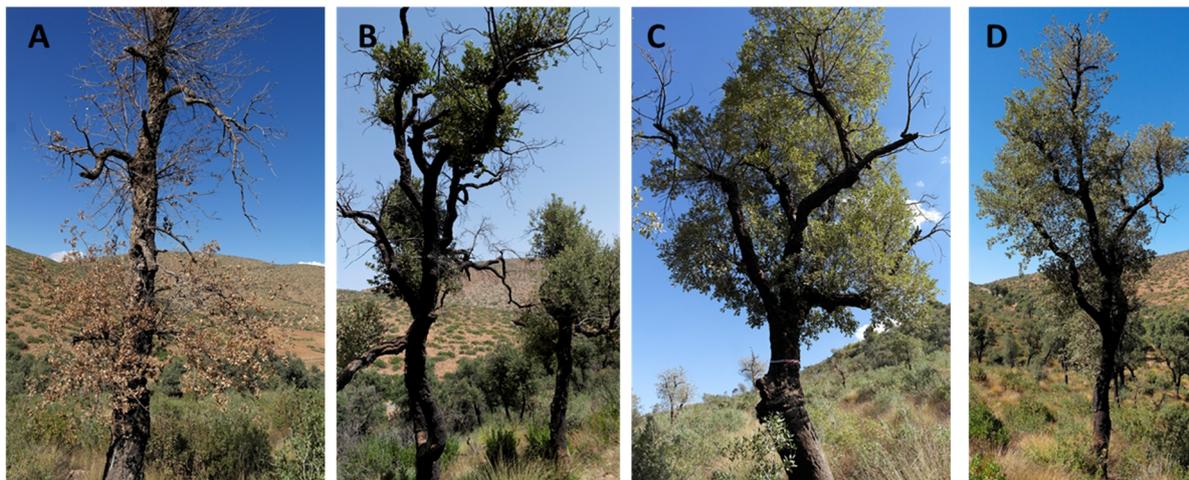


Figure 26 : Catégorie d'importance de reprise végétative des arbres post incendie (A: arbre à mortalité différée; B: arbres affaibli; C: arbre récupéré; D: arbre bien récupéré).

Enfin, l'importance de récupération sanitaire des arbres survivants a été évaluée visuellement après l'opération de coupe d'assainissement soit en automne 2014 et 2016. Le nombre total d'arbres concernés par ce suivi est de 235 arbres

5.4- Suivi des rejets de souche

Les rejets de souche issus de l'opération de recépage des arbres morts ont fait l'objet d'une évaluation de croissance en automne 2016 soit pendant la saison de dormance physiologique des individus. Au total, un nombre de 106 souches ont été repérées et sélectionnées au sein d'une végétation luxuriante pour suivre le développement des rejets. Ces souches ont fait l'objet de différentes mesures de nature :

- 1-dendrométrie : i) circonférence de la souche (CS) prise au ras du sol et ii) la hauteur de la coupe (HC);
- 2- d'exploitation : i) type liège (EX) et ii) Epaisseur de liège (E)

Les critères liés directement à l'évolution de la croissance et de l'état sanitaire des rejets concernent :

- le nombre de rejets par souche (NbR) .
- la circonférence du brin dominant (CBD).
- la hauteur totale du brin dominant (HBd) .
- Etat de la souche (ES) apprécié par l'importance de la surface basale altérée (au niveau de la section du coupe).

5.4.1- Hauteur de la coupe (HC)

La hauteur de la coupe pratiquée par les ouvriers lors de l'opération d'assainissement correspond à la moyenne des deux mesures (la plus basse et la plus élevée) prises depuis le

sol jusqu'au sommet de la souche. (Yaoqin et al., 2013). Elle est mesurée à l'aide d'un ruban métrique.

5.4.2- Hauteur totale moyenne des brins dominants (HBd)

Elle correspond à la moyenne de la hauteur totale des trois brins les plus hauts de la souche (en cas d'une cépée à 3 rejets et plus) ; elle est prise régulièrement à partir de leur point de départ sur la souche à l'aide d'un mètre ruban. En cas d'une souche à un ou à deux rejets, les mesures sont portées sur tous les rejets. L'ensemble des hauteurs sont réparties par classes de 1m d'intervalle.

5.4.3- Circonférence moyenne des brins dominants (CBd)

La même méthode est appliquée pour la mesure régulière des circonférences des rejets les plus gros de chaque souche. Pour cela, on a utilisé un pied à coulisse électronique. Ces mesures de circonférence ont été prises à 30 cm du collet du brin. Les différentes mesures sont distribuées par tranches de 10 cm (soit 3,18 cm de diamètre).

6- Analyse multivariée des données :

Afin de mettre en évidence les facteurs explicatives qui interviennent dans mortalité/survie des arbres, les modalités de reprise végétative de la couronne des arbres survivants et la capacité de rejets de souche après le passage de l'incendie, l'ensemble des données collectées ont été analysées par la régression logistique binomiale ou la régression logistique multiple (GLM ; *modèle linéaire généralisé*) (Hosmer et Lemeshow, 1989). Cette régression est basée sur les réponses binaires codées en 0 et 1 (Catry et al., 2009).

6.1-Vitalité des arbres

Pour déterminer les variables qui contribuent significativement sur la vitalité à court terme des arbres après le passage de l'incendie, les arbres ont été séparés en deux groupes par codage binaire (ex : code 1 pour les arbres survivants et 0 pour les arbres morts ; Présence /absence) , et 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. Le **tableau 16** résumant les facteurs utilisés dans les modèles de vitalité (MV) post-feu des arbres brûlés en 2012 et 2014.

6.2-Importance de la reprise végétative de la couronne des arbres non coupés

Pour analyser les facteurs qui interviennent dans le rythme de reprise végétative après 4 ans du passage du feu, les arbres survivants ont été groupés en deux groupes codés en 0 et 1 suivants:

1- Code 0 : contient les arbres ayant une reprise végétative (RV) appartenant aux classes 1, et 2 (RV_1 ; <10%), RV_2 : 15-25%). Ces arbres ayant reconstitué moins de 25% de leur houppier sont qualifiés de mauvaise reprise végétative. Ils sont donc inaptes à la récolte du liège flambé.

2- Code 1 : regroupe les arbres ayant repris plus du quart de leur couronne. Ils appartiennent donc aux 3 dernières classes de reprise végétative (RV_3 : 30-60%, RV_4 : 65-90% et RV_5 : >95%). Ces arbres sont qualifiés de bonne reprise végétative et ils sont donc aptes à recevoir une récolte précoce du liège flambé.

6.3-Vitalité des souches et capacité à produire des rejets.

Pour examiner les facteurs qui contribuent dans les rejets de souche des arbres morts, les souches des arbres coupés ont été groupées en deux lots : lot 0 (code 0) : il regroupe les souches n'ayant émis aucun rejet durant la période d'observation, le lot 1 : il compte les souches ayant produit au moins un rejet.

Par ailleurs, les facteurs intervenant dans la croissance des brins a été mises en évidence à partir au paramètre « circonférence du brin dominant (CBD) ». Pour cela, les brins des souches ont été divisés en deux groupes :

-Code 0 : il compte les brins à mauvaise croissance : ce sont généralement des brins dont la circonférence du brin dominant est inférieure à 5 cm.

-Code 1 : il contient les brins à bonne croissance : ce sont généralement des brins dont la circonférence du brin dominant est supérieure à 5 cm.

Aux fins de la modélisation, les variables ordinales Ex, S, ImCr et RE ont été traitée comme continue. Toutes les analyses GLM ont été effectuées en utilisant la fonction glm du paquet stats de R (R Core Team, 2017). D'une manière générale pour la sélection du modèle, toutes les variables dont le degré de significativité est inférieur à 0,05 (c'est-à-dire avec une

valeur de $p < 0,50$) lors de l'analyse univariée seront incluses dans le modèle initial de régression logistique multiple. Lors de cette démarche, il ne faut pas inclure des variables redondantes, nous pouvons utiliser la fonction anova pour calculer le test du rapport de vraisemblance (LRT), ce test déterminera si les modèles sont significativement différents en ce qui concerne la qualité de l'ajustement, pondérée par l'arbitrage entre la variance expliquée et les degrés de liberté. Les ajustements du modèle sont également évalués sur la base des critères d'information Akaike (AIC) et bayésien (BIC), plus leur valeur est faible, meilleur est l'ajustement. Ainsi la corrélation entre les variables a été vérifiée en utilisant le coefficient de corrélation de Pearson.

De plus, pour l'évaluation de la performance du modèle nous avons utilisé la zone sous la courbe des caractéristiques de fonctionnement du récepteur (**Pearce et Ferrier, 2000; Saveland & Neueschwander 1990**), qui évalue la performance du modèle indépendamment du seuil et de la prévalence (**Hosmer et Lemeshow, 2000**). La courbe ROC est typiquement évalué comme suit: des valeurs comprises entre 0,5 et 0,7 indiquent une faible précision, des valeurs comprises entre 0,7 et 0,9 applications informatives et des valeurs supérieures à 0,9 haute précision (Swets, 1988).

Tableau 16. Statistique descriptive.

Variable (Code)	Unité	Niveau	Moyen (Ecartype)	Min – Max
Modélisation de la vitalité post-feu des arbres				
Diameter (D)	Cm	Arbre	18.3 (12)	7-69.9
Hauteur Total (H)	M	Arbre	5.9 (2.31)	2-11
Epaisseur de liège (Ep)	Mm	Arbre	22.3 (5.60)	3-45
Etat d'Exploitation (Ex)	2 cat. ¹	Arbre		0-1
La hauteur maximale proportionnelle du feu (HMaxChar)	%	Arbre	94.9 (13.88)	28.5-100
La hauteur minimale proportionnelle du feu (HMinChar)	%	Arbre	87.7 (26.9)	10-100
Violence du feu subi aux arbres (VF)	5 cat. ²	Arbre	-	-
Etat du tronc (ImCr)	5 cat. ³	Arbre	-	-
La Mortalité (M)	2 cat. ⁴	Arbre	(0.393)	0-1
Modélisation de la reprise végétative des arbres survivants				
Circonférence (Cf)	Cm	Arbre	73.98 (31.55)	20-180
Hauteur Total (H)	M	Arbre	5.9 (1.91)	1.6-11

Épaisseur de liège (Ep)	Mm	Arbre	27.15 (5.74)	10-52
Etat d'Exploitation (Ex)	2 cat. ¹	Arbre	0.608 (0.48)	0-1
Hauteur de démasclage (HD)	M	Arbre	1.04 (0.91)	0-4.2
Reprise végétative (RV)	5 cat. ⁵	Arbre	-	-
Intensité ou sévérité du feu au niveau de la cime (IFC)	4 cat. ⁶	Arbre	-	-
Intensité ou sévérité du feu au niveau du tronc (ICT)	4 cat. ⁷	Arbre	-	-
Modélisation des rejets de souche				
Hauteur de la coupe HC	M	Arbre	0.876 (0.31)	0.1-1.7
Circonférence de la souche CS	Cm	Arbre	72.68 (28.23)	0.7-145
Épaisseur de liège Ep	Mm	Arbre	19.78 (7.9)	3-33
Exploitation EX		Arbre	0.721 (0.44)	0-1
Nombre de rejet NbrR	nombre	Arbre	1.43 (1.75)	0-10
Circonférence du brin dominant CBd	cm	Arbre	8.61 (7.28)	0-34
Hauteur totale du brin dominant HBd	M	Arbre	1.405 (1.10)	0-4.5
Etat de la souche ES	2 Cat ⁸	Arbre	0.66 (0.41)	1-2
Altitude (Al)	M	Echantillon		
La pente (Pe)	%	Echantillon		
Exposition (As)	3 cat. ⁹	Echantillon		
Taux de recouvrement (TRF)	%	Echantillon		

Chapitre IV :

Résultats

1-Caractéristiques physiques des sites d'étude

1.1-Pente

La forêt d'Yfri, fait partie d'un secteur montagneux appelé « Monts de Tlemcen ». Ces Monts représentent des versants assez pentus et dissymétriques où la pente dépasse parfois les 30 %. Selon la **figure 27**, les résultats des relevés topographiques des sites d'étude montrent que le terrain de la forêt est incliné avec des pentes dominantes douces à modérées (15-30°).

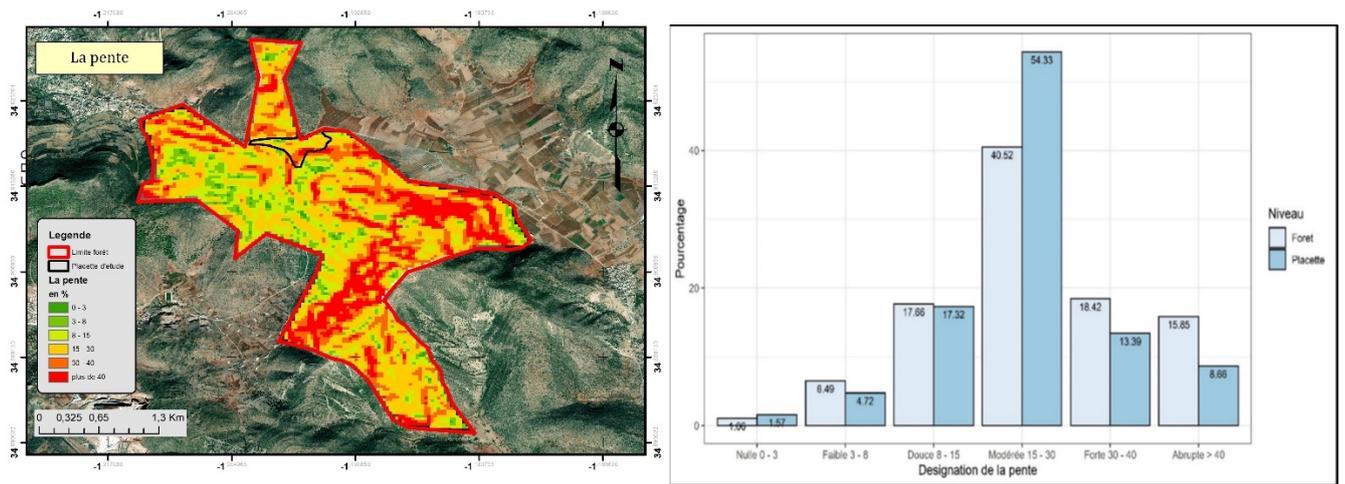


Figure 27 : Distribution des pentes par classes de la forêt domaniale d'Yfri et la placette d'étude

1.2-Exposition

En ce qui concerne l'exposition du terrain, les résultats des relevés montrent que le peuplement forestier (chêne-liège et autres essences forestières) est situé sur un terrain aux expositions orientées vers le nord, nord-est et nord-ouest, alors que l'exposition sud est moins fréquenté (**Figure 28**).

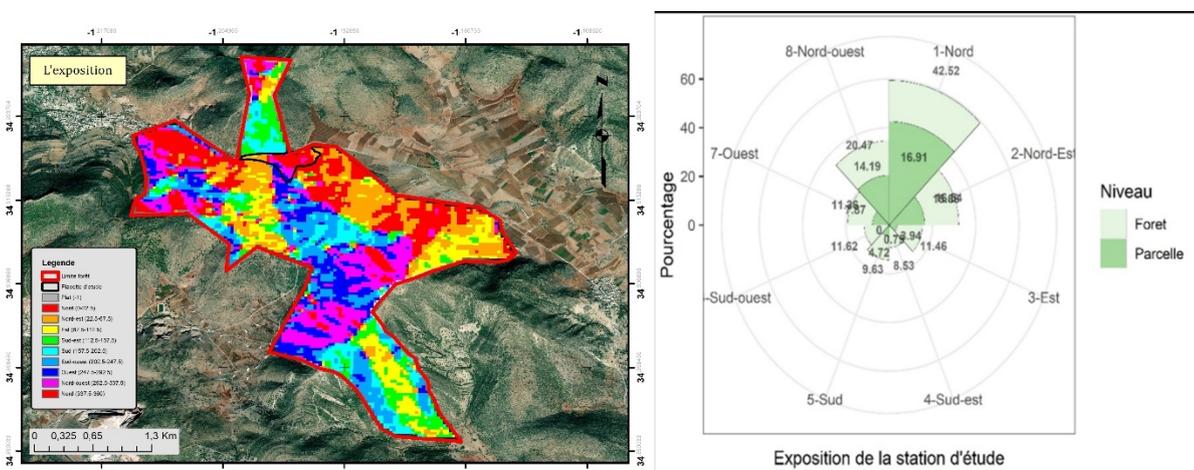


Figure 28 : Distribution par classe d'exposition de la forêt et de la placette d'étude

1.3-Relevé climatique de l'année de l'incendie

Les conditions climatiques ayant régné dans la région d'Ain Fezza lors du départ du feu catastrophique de l'été 2012 sont présentées dans les **figures 29 et 30** suivantes.

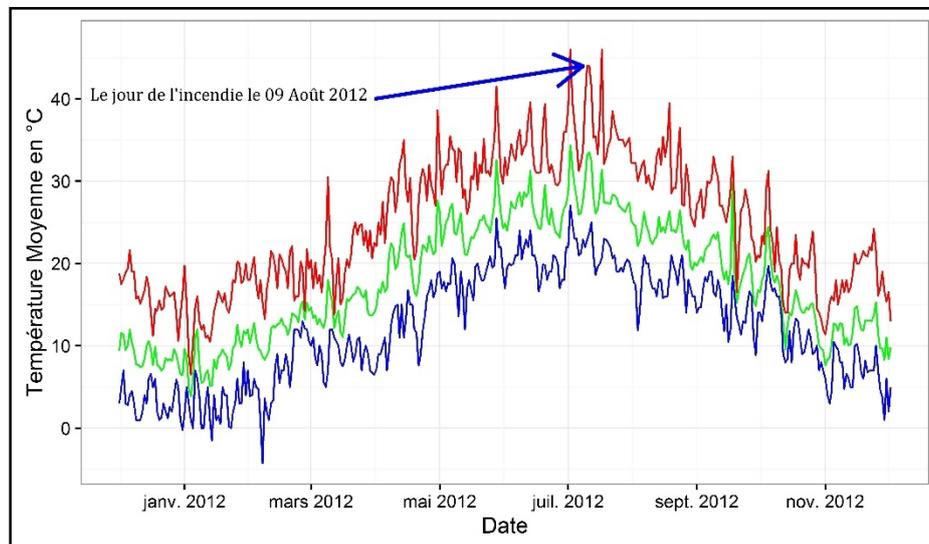


Figure 29 : Evolution journalière de la température dans la forêt d'Yfri de janvier 2012 à décembre 2012 ; rouge (températures maximales) ; vert (températures moyennes) ; bleu (températures minimales) (**Station Zenata, Tlemcen**).

Le Jeudi 9 Août 2012 vers 12h, un gigantesque incendie s'est déclaré dans la commune de Ain Fezza s'étendant sur une zone comprise entre le village Ouchba, Oum El'alou et Tizi. Pendant 3 jours, 230 ha de massif forestier ont été ravagés par ce feu, dont 98 ha de broussailles, 50 ha de maquis de chêne-liège et 25 ha de pin d'Alep. Pour maîtriser la situation, il a fallu l'intervention de près de 300 agents et 60 automobiles entre différents organismes, dont la Protection Civile de Tlemcen, de Mascara et Ain Temouchent, la Conservation des Forêts et les APC d'Ain Fezza, Ouled Mimoune et Oued Lakhdar. La situation a été maîtrisée qu'après 48 heures de feu et ce dernier s'est éteint, le 11 Août à 13 h. (**C.F.W.T., 2012**).

On peut noter que l'incendie a été coïncidé avec une forte vague de canicule. On peut signaler aussi une coïncidence étonnante entre la période de déclenchement de l'incendie à Yfri et la diminution des valeurs d'humidité à midi, soit au-dessous du potentiel pyrogénique (35%). Ceci ne laisse aucun doute sur la valeur déterminante du facteur hygrométrique.

D'autre part, la température élevée ainsi enregistrée peut avoir une influence directe ou indirecte par le réchauffement de l'air et la teneur en eau des végétaux en modifiant les propriétés chimiques du combustible (les substances volatiles) (**Trabaud L., 1983**) (**Figure 30**). En effet, la température maximale ainsi enregistrée oscille entre 44 et 48°C le jour et

dépassant les 23°C pendant la nuit. Ces conditions thermiques ont rendu le couvert végétal plus vulnérable au feu.

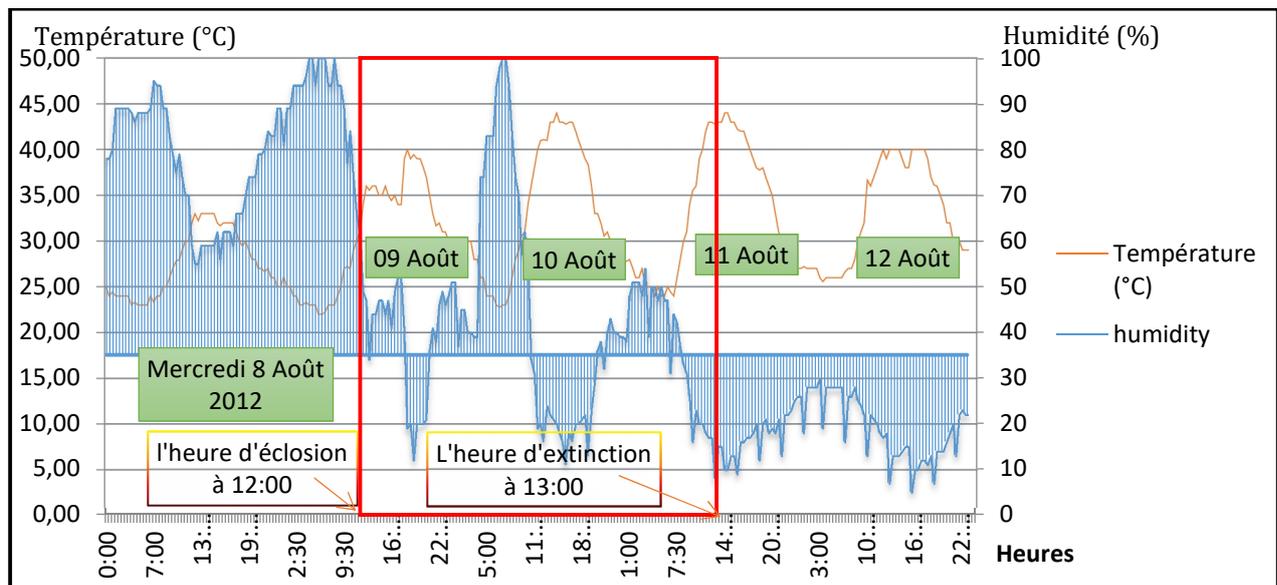


Figure 30 : Chronologie horaire de la température et de l'humidité enregistrés dans la station de Zenata (Tlemcen) le jour de l'incendie (le 9 août 2012) de la forêt d'Yfri (Station Zenata, Tlemcen)

2- Caractérisation dendrométrique, d'exploitation et de structure du peuplement

2.1- Diamètre des arbres

De nombreuses distributions théoriques ont été utilisées pour caractériser les structures des peuplements forestiers. Parmi les principales, il convient de citer les distributions normales, log-normale, gamma, bêta, Sb de Johnson et Weibull (**Borders et al.,1987**).

Pour vérifier la nature de la distribution, nous avons utilisé le test de KOLMOGOROV-SMIRNOV (K-S) et pour comparer la distribution des données des échantillons avec les distributions théoriques déjà citées. Si la différence observée est suffisamment importante, le test rejette l'hypothèse nulle de la distribution théorique, si la valeur de « p » de ce test est inférieure au niveau de signification ($\alpha = 0,05$).

Naturellement, les distributions des stations sont presque identiques. Les classes de diamètres de toutes les stations se distribuent selon une fonction voisine d'une courbe de Gausse.

Les résultats des mesures de 644 arbres échantillons (**figure 31b**) montrent que le diamètre moyen dans l'ensemble des sites d'étude avant le passage du feu est de 18.3 cm (± 12 cm). Ce diamètre moyen oscille entre un maximum de 67.9 cm un minimum de 7 cm . Les résultats de mesures montrent une variation moyenne de 65.57 % Cette valeur considère

comme fort variation (>30%).

Les deux paramètres de forme du coefficient d'aplatissement (Kurtosis) et du coefficient d'asymétrie (Skewness) (β et γ) aura un intérêt certain dans l'étude de la structure des peuplements. L'observation Kurtosis et Skewness montre une légère hétérogénéité des distributions valeur dendrométrique

Les valeurs du Kurtosis observées dans la station est supérieur à 3 ($\beta = 3.9$), donc les distributions sont leptokurtic, moins plate comparée à la distribution Normale avec un pic plus net, ce résultat est attribué aux gros effectifs des dimensions centrales, il signifie aussi une petite dispersion par rapport à la moyenne.

Quant au coefficient d'asymétrie, il présente des valeurs positive ($\gamma = 0.852$), Cette valeur indique que la distribution des données est légèrement décalé vers la droite de la distribution Normale, c'est le résultat d'une dominance de l'effectif des individus de faible circonférence. La distribution des données de circonférence de la station se discrimine par des valeurs plus extrêmes de Kurtosis et Skewness ceci résulte plus des valeurs aberrantes.

Suivant la **figure 31b**, on trouve deux classes d'arbres mieux représentées ; il s'agit de très jeunes arbres et ceux en début de production du liège ($\emptyset : 7 - 30$ cm) avec une proportion de 83.69% (taux respectifs de 28,9% pour la catégorie de diamètre [7 - 10[, 33,7% pour la catégorie de diamètre [10-20[et 21,1 % pour la catégorie de diamètre [20 - 30[).

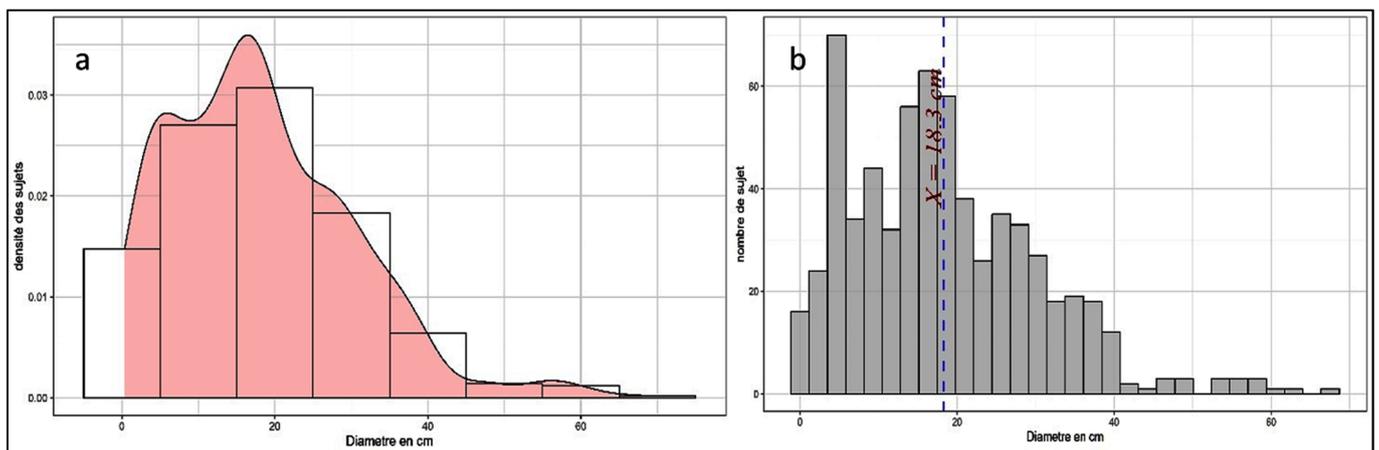


Figure 31 : Histogramme de la distribution du nombre d'arbres (a) et de la densité (b) par classes de diamètre à l'échelle de la zone d'étude.

C'est une jeune futaie en début de production du liège. De plus, la classe des arbres au diamètre variant entre 30 et 50 cm est présente avec un taux de 14.4 %. Tandis que les vieux et très vieux arbres ($\emptyset > 50$ cm) sont les moins fréquents avec une proportion de 4,3% de la composition générale du peuplement. Les sujets de dimension moyennes ($10 < \emptyset$

<30cm) sont les plus dominant soit 54,8 %. 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.

2.2- Distribution des arbres par classe de grosseurs

Le peuplement étudié est formé presque de toutes les classes de diamètre (P, PB, BM, GB, TGB) mais avec des proportions différentes (**Figure 32**). Il est défini donc par un aspect plus hétérogène des dimensions des arbres, qui constituent dans sa globalité la futaie exploitable. Cette dispersion indique une diversité dans la composition de peuplement (écart-type = 36.5).

Dans cette structure, la majorité des arbres inventoriés sont considérés comme des perches à bois moyens avec des taux variables respectifs de 20.52% de perches, 45.52% de petits bois et 29.04% de bois moyens.

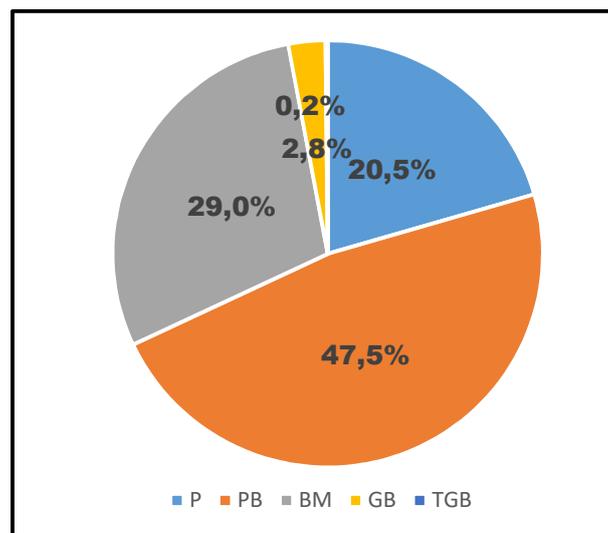


Figure 32: Catégories de grosseur des chênes liège dans la Zone Incendies de la forêt d'Yfri (Classification du Lombardini *et al.* 2005)

2.3- Distribution des arbres par classe d'hauteur

Les résultats des mesures de la hauteur des arbres indiquent que la hauteur moyenne des arbres est d'environ 5,86 m ($\pm 2,31$ m) (**Figure 33b**). Il convient de noter que près de 10 % des arbres inventoriés sur le site d'étude ont été exclus des mesures car ils présentaient des houppiers partiellement ou complètement cassés ou tombés (chablis). La hauteur totale des autres arbres varie entre 2 m et exceptionnellement 11 m. La répartition des arbres par classe de hauteur montre que la classe 1 ([1-5[m) est la plus fréquente (40,8 %), suivie de la classe 3

([7-10[m), puis des classes 2 et 4, qui représentent près de 14 % (sur le site d'étude) (**Figure 33a**). Dans l'ensemble, le peuplement du site se caractérise par des valeurs relativement élevées, ce qui correspond généralement à une jeune futaie

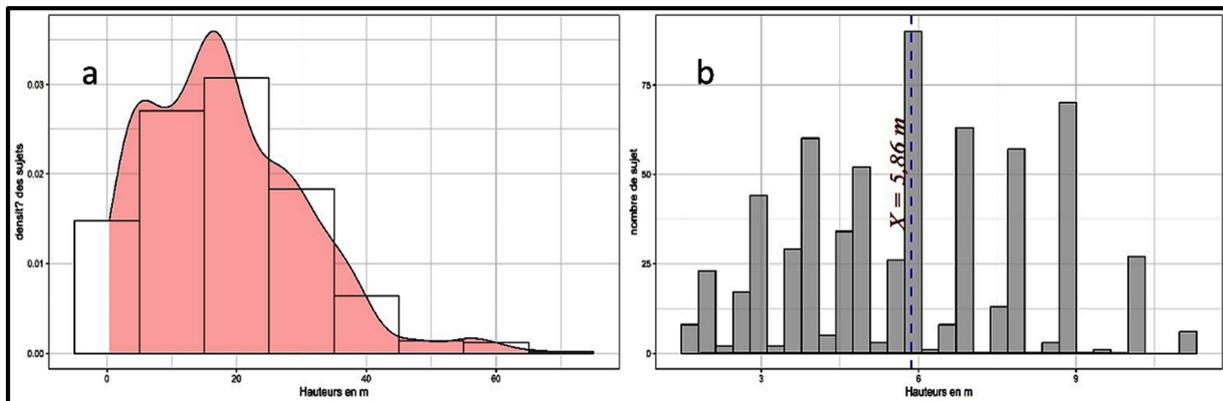


Figure 33 : Histogramme de la distribution du nombre d'arbres (a) et de la densité (b) par classes de hauteurs à l'échelle de la zone d'étude.

2.4- Variables d'exploitation

Les résultats d'inventaire montrent que 387 arbres ont présenté des traces d'exploitation de leur tronc ; ceci représente un taux d'exploitation de 60 %.

2.4.1- Hauteur d'écorçage (He)

La distribution des arbres exploités par classes de hauteur de la dernière exploitation est présentée dans la **figure 34a**. On peut dire avant tout que la hauteur d'écorçage (He) moyenne est de 1.04 (± 0.54 m) avec des valeurs limites variant entre 0.3 et 4.2m. La distribution des arbres présente une allure assez symétrique, avec une moyenne proche de la médiane, ce qui indique une possible distribution normale. La plupart des valeurs des arbres se situent dans l'intervalle entre 1,6 mètre et 2 mètres, comme cela est indiqué dans la **figure 34b**. La dispersion des données autour de la moyenne est relativement faible, avec un écart-type de 0,54. Cela signifie que les valeurs peuvent varier considérablement autour de la moyenne. En conclusion, la variable en question présente une distribution symétrique (la valeur de skewness est proche de 0,5), avec une plage de valeurs relativement restreinte et une dispersion peu importante. Cependant, il y a une légère tendance biaisé vers la droite (la valeur de kurtosis > 3 indique une forme plus leptokurtique).

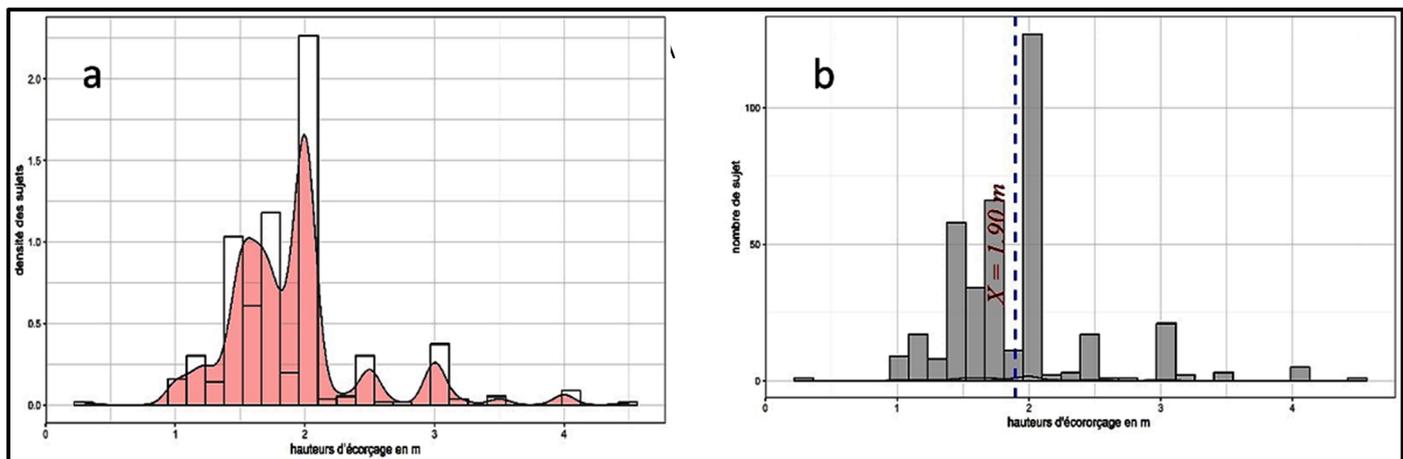


Figure 34 : Histogrammes de distribution de nombre du diamètre arbres « A » et de la densité « B » des arbres par classes de hauteurs d'écorçage dans la zone d'étude (n= 387).

2.4.2- Epaisseur du liège de reproduction (E)

D'après la **figure 35**, on peut constater que la catégorie de l'épaisseur du liège la plus fréquente est représentée par le liège très mince de type "Flotte" (<22mm) avec environ la moitié de l'effectif (49.38%). Elle est suivie par la catégorie du liège « Mince : 22-27mm » avec un taux de 25%. Les autres catégories plus intéressantes dans l'industrie de transformation ne représentent que le quart des lièges dominées par la liège de la catégorie "Juste : 27-32mm » avec un taux de 20%. Les deux autres catégories restantes (épaisseurs supérieures à 32mm) dont les lièges "Régulier" et "Épais", sont moins fréquentes avec respectivement 6,21% et moins de 1%.

L'épaisseur moyenne des lièges est de 22,3 (± 6.13 mm), ce qui témoigne d'une certaine dispersion des valeurs autour de cette moyenne. La médiane, quant à elle, est de 22,3 ce qui suggère une symétrie (la valeur de skewness est proche de 0,5 ; $Sk = 0.117$). Les quartiles (Q1 et Q3) de 19 et 27 indiquent que la plupart des valeurs se situent dans cette plage, avec quelques valeurs extrêmes en dessous de 10 (arrivant à 3mm et au-dessus de 35 (atteignant 45mm)).

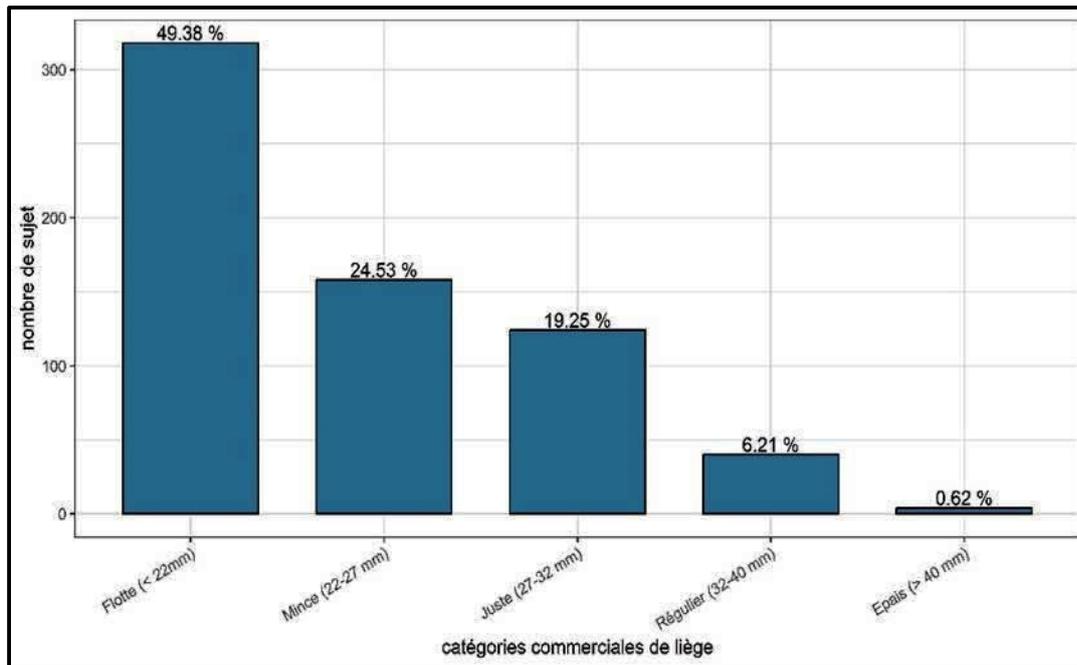


Figure 35 : Distribution des arbres (n=644) par classe d'épaisseur du liège de reproduction dans la zone d'étude

2.4.3- Coefficient d'écorçage (Ce).

Les résultats de calcul du Coefficient d'écorçage (Ce) montrent une moyenne de 2,3 (médiane : 2,2). Cela suggère que la distribution est extrêmement asymétrique à droite, ce qui est justifié par les valeurs extrêmes de skewness (SK=1,41). L'écart-type de 0,79 indique que la dispersion des données autour de la moyenne est relativement faible (une forme Leptokurtique car le kurtosis est supérieur à 3, Ku=7,88).

La valeur minimale est de 0,77 et la valeur maximale est de 6,67. D'après la **figure 36**, la plupart des valeurs de Coefficient d'écorçage (Ce) se situent entre Q1=1,82 et Q3=2,67, avec une légère asymétrie à droite. Ceci indique, que la majorité des arbres sont exploités avec un Ce supérieur à 2 ce qui est recommandé par la réglementation dans ces conditions forestières ($2 < Ce < 2.5$).

En général, ces valeurs semblent être relativement stables, avec peu de valeurs aberrantes. Toutefois, il conviendrait d'effectuer une analyse plus approfondie pour déterminer si les données suivent une distribution normale ou s'il y a d'autres caractéristiques importantes.

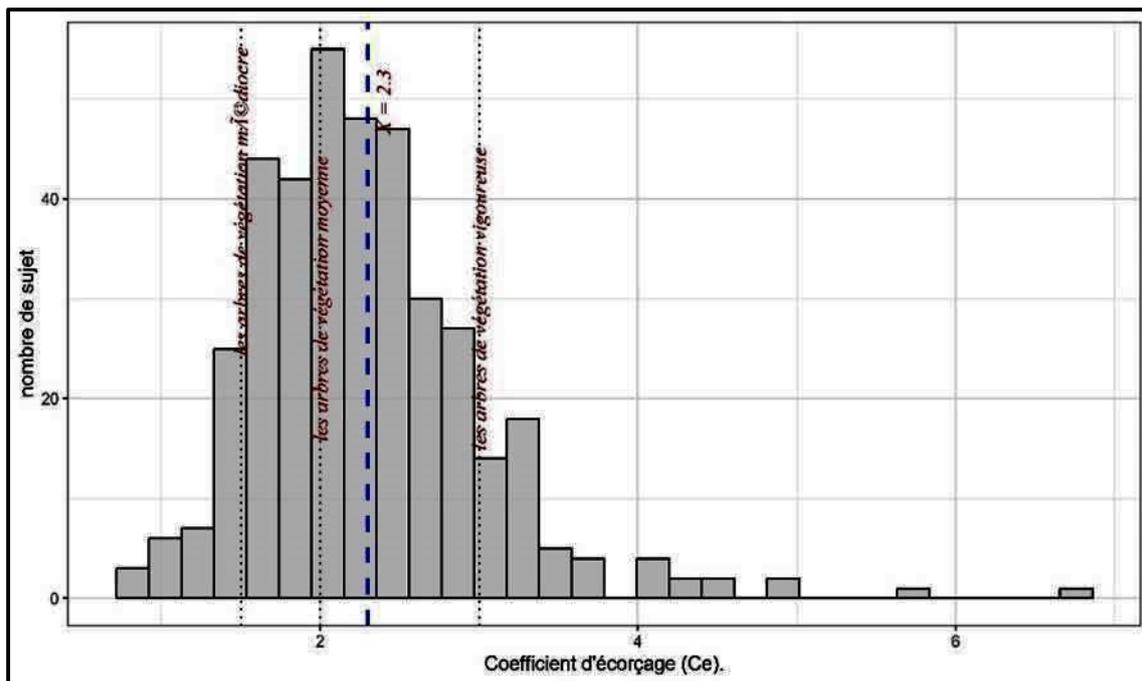


Figure 36 : Histogrammes de distribution de nombre d'arbres par classes coefficient de démasclage (Ce) dans la zone d'étude (n= 387) (la ligne discontinue représente la moyenne).

3- Etat du tronc (ImCr)

L'analyse descriptive de la **figure 37** correspondant à l'évaluation de l'état de tronc des arbres avant l'incendie ImCr se résume comme suit :

- La plupart des arbres (plus 81%) ont un tronc sain sans signes de blessures,
- Le reste des arbres présentent un tronc crevassé résultant de blessures antérieures avec un taux variables. Ils sont répartis de la façon suivante :
 - ✓ quelques arbres (11%) ont un tronc faiblement à moyennement crevassés (<25%),
 - ✓ Un nombre restreint d'arbres de l'ordre de 4% présentant un état de leur tronc gravement à très gravement crevassés (>30%),
 - ✓ Très peu d'arbres (1,7%) ont un l'état de tronc altéré tout au long du fût avec les crevasses étendues et profonds

D'une façon générale, la majorité des arbres ont un tronc sain, ce qui indique que les opérations précédentes de l'exploitation du liège n'ont pas engendré des blessures par les outils de récolte (haches). Ces arbres peuvent survivre au passage de l'incendie dans la mesure où la couche du liège est suffisamment protectrice.

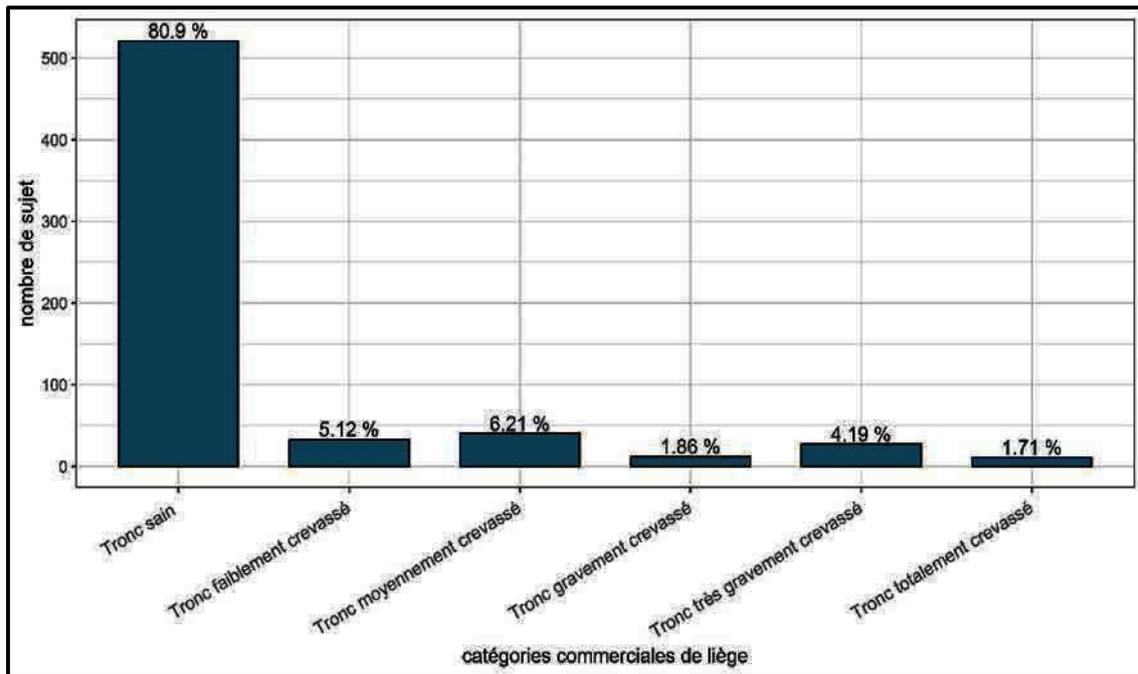


Figure 37 : Histogrammes de distribution de nombre d'arbres par classes d'endommagement du bois dans la zone d'étude.

4- Etude des modalités post-incendie de reprise végétative des arbres

4.1- Evaluation de la vitalité à court terme des arbres après incendie (V)

4.1.1- Selon le type de reprise végétative

Les résultats du premier inventaire sanitaire des arbres réalisé après 12 mois du passage de l'incendie, sont représentés dans la **figure 38**.

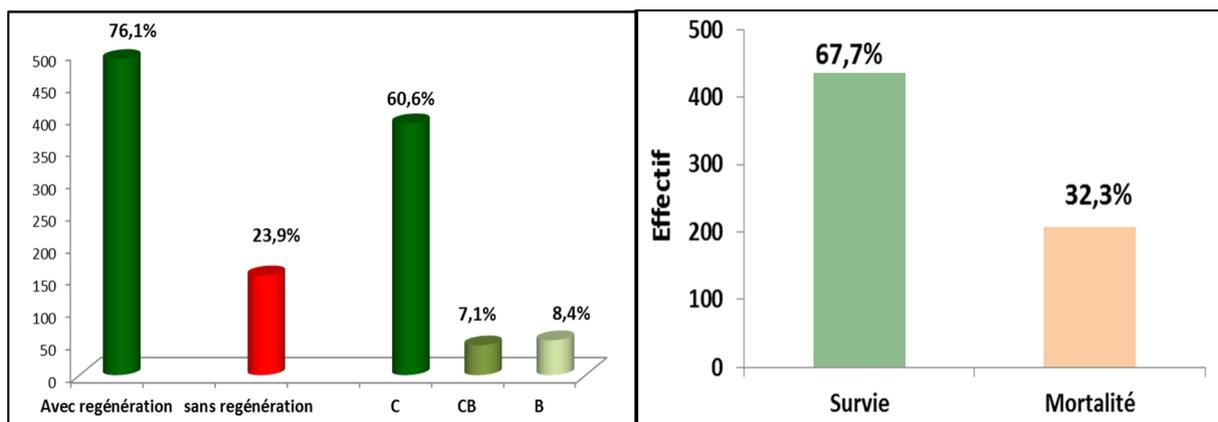


Figure 38 : Distribution des arbres (n=644) par type de reprise végétative (à gauche) : C (reprise par la couronne), CB (reprise simultanée par la couronne et la base), B (reprise exclusive de la base) et M (arbre mort : sans régénération) et de vitalité (à droite).

D'après cette **figure 38**, on remarque que la majorité des arbres de chêne-liège brûlés (n=490) ont présenté une régénération végétative (76.1%). Les arbres sans traces de reprise végétative sont considérés comme morts et constituent près du quart de l'effectif observé

(n=154 ; 23.9%). Les arbres ayant repris végétativement sont dominés par la reprise de la couronne avec un taux de 80% (n=390) ce qui représente un taux de 60.6% par rapport à l'effectif total. Il vient en second rang, la régénération basale ou du collet avec une proportion de 11% (n=54) et 8.4% de l'ensemble des arbres-échantillons. Enfin, on enregistre une faible proportion d'arbres ayant émis des rejets simultanés au niveau de la couronne et du collet avec un taux de 9% (n=46) soit 7.1 % du total.

Globalement, après une année du feu, le taux de survie ou d'arbres avec vitalité est dominant avec 67.7% ; cette catégorie d'arbres récupérables regroupe les arbres ayant présenté une régénération de la couronne (exclusive ou simultanée avec la base). Par contre, l'autre catégorie d'arbres irrécupérable de 32.3% sont destinés à être recépés ; ces arbres présentent une mortalité de la tige avec ou sans rejets du collet.

4.1.2- Selon le type d'exploitation des arbres

Les résultats de l'appréciation physiologique des arbres après le feu (qualité de reprise végétative) selon qu'ils soient exploités ou non sont représentés dans la **figure 39**.

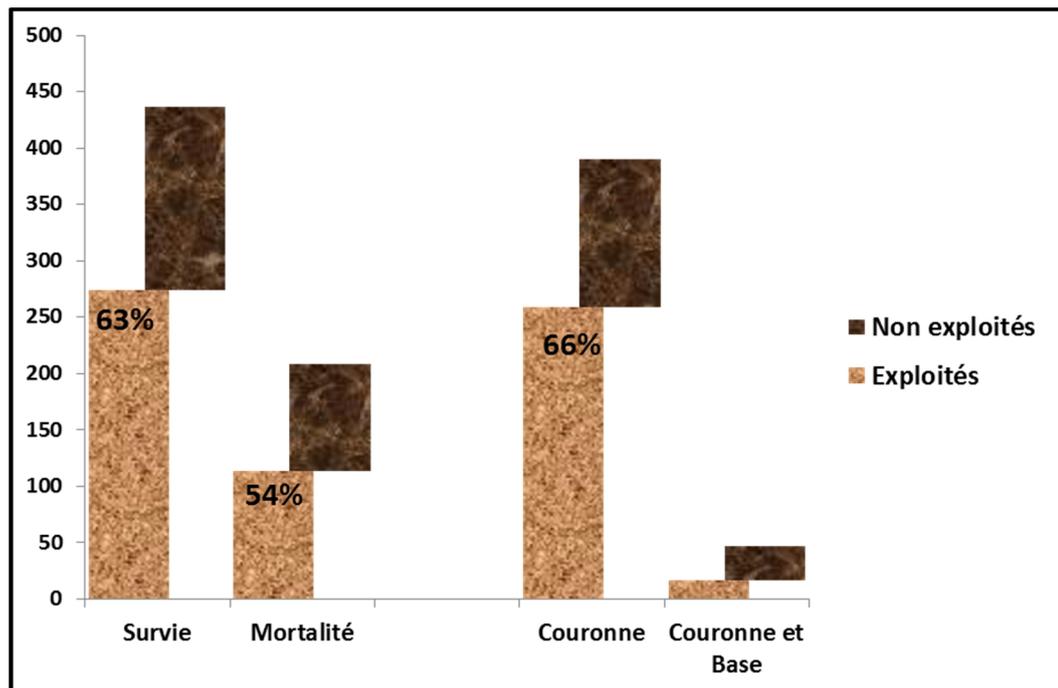


Figure 39 : Distribution des arbres brûlés (n=644) selon le type d'exploitation des arbres.

La lecture de cette **figure 39** montre que la survie des arbres est enregistré plus chez les arbres déjà exploités (n=275 : 63%) soit 71% du total d'arbres-échantillons déjà exploités. Par contre, les arbres non encore démasclés ont survécu à l'incendie avec un taux de 37% (n=162) ce qui représente 63% du total d'arbres non exploités. En effet, dans cette catégorie d'arbres,

on enregistre la dominance de la régénération de la couronne des arbres exploités (n=258 ; 66%) ce qui représente 94% du total des arbres survivants exploités. Par contre chez les arbres non exploités, la reprise de la couronne est de 34% (n=132), soit 81% du total des arbres-échantillons non exploités. En ce qui concerne la reprise simultanée de la couronne et de la base, elle est relativement enregistrée chez les arbres non exploités (n=30, 65%) soit 18% des survivants non exploités, contre 5% seulement (n=16) de ceux exploités.

En ce qui concerne la mortalité des tiges ; celle-ci a affecté plus les arbres exploités avec un taux de 54% (n=113 soit 29% seulement du total des arbres exploités. Chez les arbres non exploités, la mortalité a touché 46% (n=95) ce qui représente 37% de l'effectif total en cette catégorie.

4.1.3- Selon la classe de reprise végétative

La **figure 40** montre la distribution des arbres par classe de reprise végétative après une année de passage du feu.

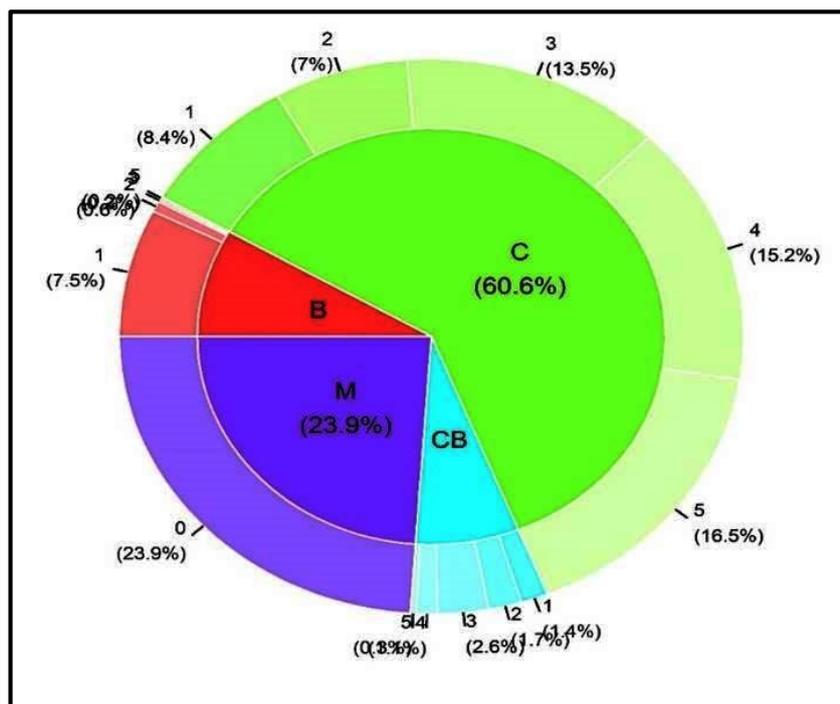


Figure 40 : Distribution des classes d'arbres par type de reprise végétative.

La lecture de cette figure révèle qu'après une année de l'incendie de forêt, près de 31% des survivants (soit la moitié de l'effectif total) ont récupéré plus de 50% de leur feuillage (RV4 : 15.2% et RV5 : 16.5%). Cette catégorie d'arbres ayant reconstitué complètement leur houppier est bien représentée par les arbres exploités. Le reste des arbres a reconstitué faiblement à moyennement leur canopée avec un taux n'excédant pas 50%. En ce qui concerne

les arbres ayant repris simultanément au niveau de la couronne et du collet, ceux-ci ils appartiennent relativement plus à la classe 3 (arbre affaibli ou moyennement récupéré) avec un taux de 2.6% que les classes 1 et 2 (reprise foliaire <25%) et 4 et 4 (reprise foliaire <75). Les arbres à régénération basale sont très gravement atteints, ils appartiennent souvent à la classe 1 avec un houppier très faiblement récupéré (<10% de masse foliaire) voire la classe 0 (pas de reprise foliaire). En général, les arbres non récoltés ont reconstitué convenablement leur canopée en produisant des rejets abondants (**figure 40**). Il semble que liège mâle naturellement profond (Natividade, 1956 ; Pereira, 2007) a été très efficace dans la protection des arbres contre la violence de l'incendie.

4.2- Evaluation de la sévérité du feu (S)

4.2.1- Violence du feu subi aux arbres (VF)

Les résultats de l'évaluation de la violence ou l'intensité du feu subie aux arbres et le niveau de dommages ainsi induits sont présentés dans la **figure 36**.

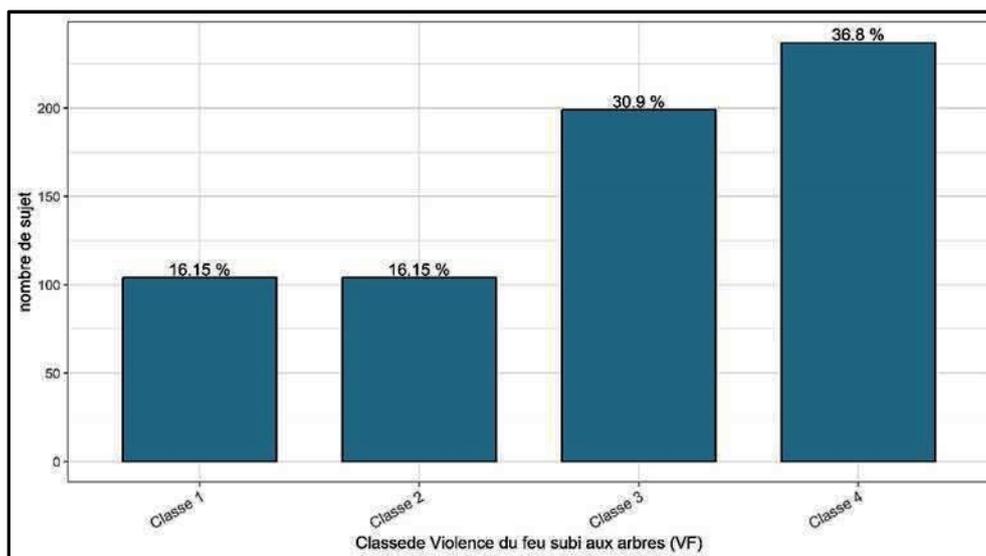


Figure 41 : Histogrammes de distribution du nombre d'arbres par classes de degré de violence du feu (VF) subi dans la zone d'étude

D'après cette **figure 41**, on enregistre une variabilité dans les classes des arbres selon la violence du feu (VF) en allant de la classe 1 à la classe 4. Dans cette catégorie d'arbres, seules les branches qui restent en place et le feu a provoqué la combustion totale du liège (surface du liège fortement carbonisée).

En effet, les arbres de la classe 1 (feuillage visible et partiellement roussi, avec quelques feuilles vertes) et la classe 2 (feuillage et rameaux fins entièrement consumés et le liège noir sur presque toute la surface), représentent des niveaux de destruction assez faibles avec un

taux de l'ordre de 16.5% pour chaque classe. Ceci représente le tiers du total des arbres observés (33%).

Dans cette catégorie d'arbres atteints on enregistre généralement une destruction relativement faible des organes de l'arbre où le feu a brûlé légèrement à modérément la masse foliaire et les rameaux fins ce qui a entraîné une carbonisation superficielle du liège. Dans cette situation, le feu est de faible intensité et les dommages causés à ces arbres sont faibles à modérés ; on assiste alors à une régénération au niveau des rameaux (Epicormisme axillaire ou des rameaux). Elle est souvent plus abondante au niveau de la couronne rarement au niveau du tronc.

Les classes dominantes sont enregistrées dans 3 et 4 ; celles-ci représentent des niveaux de destruction plus élevés, où les organes de petites dimensions sont calcinés ou totalement détruits, laissant seulement l'architecture principale de l'arbre. La plupart des arbres ont subi un feu violent ; ceux-ci appartiennent aux classes 4 et 3 (avec une occurrence de 36,8 % et 30,9% respectivement). Ceci indique la présence d'une forte sévérité du feu traduite par une destruction modérée à élevée de l'arbre. Ce dernier perd tous ses brindilles devenant non visibles et seule son architecture principale de l'arbre est qui reste en place. Les branches, branchettes et autres organes de petites dimensions sont calcinés, et le liège est assez fortement brûlé sur pied et complètement carbonisée sur toute sa surface (tronc et houppier). Dans cette situation, le feu est d'intensité modéré à forte et les dommages causés à ces arbres sont modérés à élevés. On assiste alors soit à une mortalité de la tige ou à une régénération au niveau des branches (Epicormisme des branches).

L'analyse statistique descriptive du paramètre de la hauteur maximale proportionnelle du feu (HMaxChar) montre que la plupart des valeurs sont supérieures à 75%, avec une moyenne et une médiane de 94,9% et 100 %, respectivement. Les valeurs ont une plage étroite, allant de 70% à 100%, et une certaine dispersion autour de la moyenne, avec un écart-type de 13,6 ce qui suggère une certaine dispersion des valeurs autour de la moyenne. Mais il est relativement faible par rapport à la moyenne de 94,4%. Cela signifie que les valeurs ne s'éloignent pas beaucoup de la moyenne (**Figure 42**).

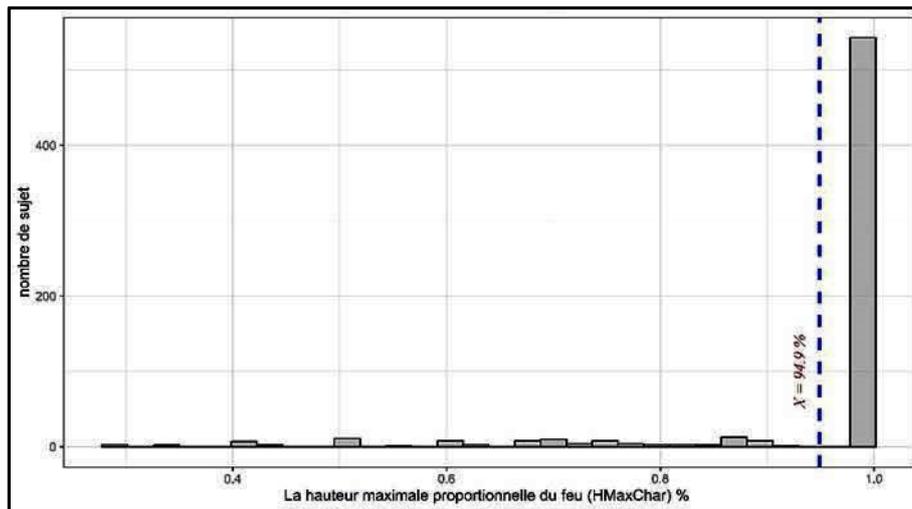


Figure 42 : Histogrammes de distribution de nombre d’arbres par classes de la hauteur maximale proportionnelle du feu (HMaxChar) dans la zone d’étude

En plus, on peut constater que dans la majorité des arbres (75%), les hauteurs minimales proportionnelles du feu (HMinChar) sont supérieures ou égales à 70% et que la moyenne est de 87,7% (**Figure 43**).

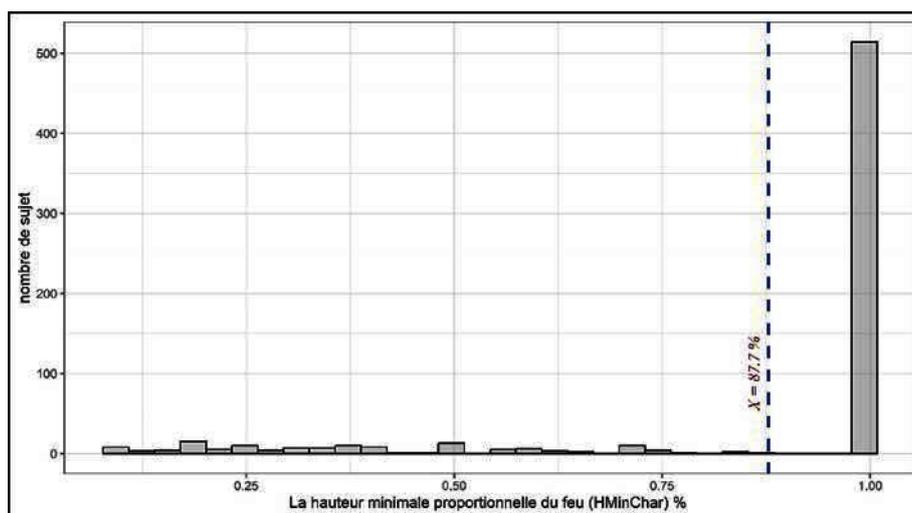


Figure 43 : Histogrammes de distribution de nombre d’arbres (n = 644) par classes de la hauteur minimale proportionnelle du feu (HMinChar) dans la zone d’étude.

Cela indique que les hauteurs minimales proportionnelles du feu sont généralement élevées dans l’échantillon étudié. Le mode et la médiane étant également à 100%, cela montre une forte concentration des valeurs à l’extrémité supérieure de la distribution. L’écart type relativement élevé suggère cependant une certaine variabilité dans les données.

Dans l’ensemble, l’analyse statistique descriptive des deux paramètres (HMinChar et (HMaxChar)) suggère que les valeurs sont fortement concentrées autour d’une plage restreinte,

avec peu de dispersion des valeurs. Cela peut avoir des implications pour l'analyse statistique ultérieure.

4.2.3- Intensité du feu au niveau du tronc (IFT)

L'IFT (Intensité du Feu du Tronc) est une variable qui mesure l'intensité de la combustion subie par le tronc d'un arbre. Cette variable peut prendre quatre valeurs : non brûlé (S), partiellement brûlé (PB), entièrement mais moyennement brûlé (EMB) et fortement brûlé (EFB).

D'après la **figure 44**, on peut remarquer que la majorité des troncs d'arbres sont entièrement brûlés mais avec une intensité moyenne du feu (EMB). Le taux de cette catégorie d'arbres est élevé de l'ordre de 75,42%.

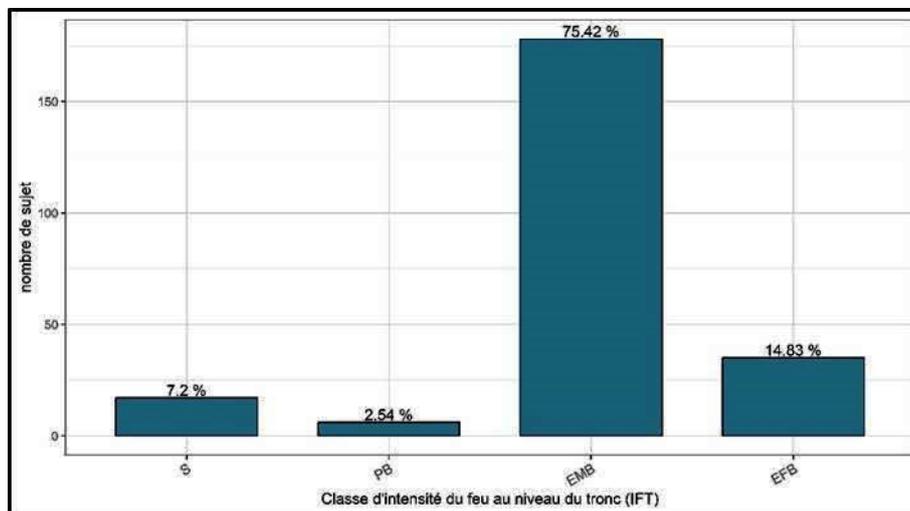


Figure 44 : Histogrammes de distribution de nombre d'arbres (n = 236) par classes d'intensité du feu au niveau du tronc (IFT) dans la zone d'étude, S : non brûlé, PB : partiellement brûlé (gris-brunâtre), EMB : entièrement mais moyennement brûlé (brun-noirâtre) et EFB : fortement brûlé (noirâtre entièrement).

On trouve en second rang, les arbres aux troncs fortement brûlés (EFB) avec 14,83% seulement. Enfin, les arbres partiellement brûlés (PB) sont rares dans le peuplement ; ils sont observés avec un taux faibles de 7,2%. Enfin, certains arbres ont échappé au passage du feu (arbres non brûlés ou sains). Ils constituent une proportion de près de 2,54 %.

La distribution des occurrences suggère que l'incendie a séjourné suffisamment dans le peuplement d'étude; il était intense grâce à la présence de la végétation abondante et le climat favorable pour causer des dommages significatifs aux arbres. La prédominance des arbres EMB et EFB indique également que l'intensité du feu a été assez élevée pour brûler la plupart des arbres de la zone à un certain degré.

Il est important de noter que cette analyse descriptive ne prend en compte que les données relatives à l'IFT, et ne fournit pas d'informations sur les autres variables qui peuvent être pertinentes pour comprendre l'évènement de l'incendie, comme la taille de la zone affectée, la vitesse du vent ou l'humidité de l'air et la teneur en eau des plantes.

4.2.4-Intensité du feu au niveau de la cime (IFC)

L'analyse des données présentées dans **figure 45**, montre que la plupart de la couronne des arbres appartient à la catégorie « de cime fortement brûlée : FB » avec un taux de 91.95%.

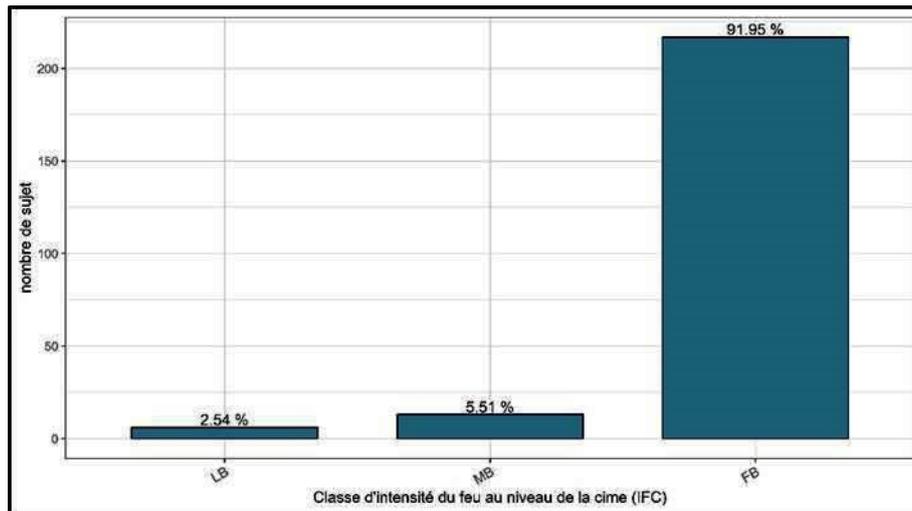


Figure 45 : Histogrammes de distribution de nombre d'arbres (n = 236) par classes d'intensité du feu au niveau de la cime (IFC) dans la zone d'étude, LB : légèrement brûlé (gris-brunâtre), MB : moyennement brûlé (brun-noirâtre) et FB : fortement brûlé (noirâtre).

Ceci indique que nous sommes dans un feu de cime où le feu a pris de la hauteur pour atteindre les cimes. Ceci peut avoir des conséquences variables (faibles à fortes) sur la capacité de régénération et la croissance future de l'arbre. On note quelques arbres ayant une cime moyennement brûlée « MB » avec un taux de 5.51 %. Ces arbres moyennement brûlés peuvent affecter leur santé à long terme par réduction de capacité de reconstituer de la cime. Enfin, les cimes d'arbres de la catégorie légèrement brûlées « LB » sont rares avec près de 2.54 % du total des arbres.

Cependant, il est important de noter que même une légère brûlure de la cime peut avoir un impact négatif sur la santé future de l'arbre, en particulier lorsqu'elle est brûlée à répétition au fil du temps. En résumé, ces résultats d'observation suggèrent que les cimes ont été intensément touchées par le feu, avec des brûlures moyennes sur certaines cimes et légères sur d'autres.

4.3-Evaluation de la vitalité à moyen terme des arbres survivants : Suivi de la qualité de la reprise végétative

D'après les **figures 46 et 47**, il est difficile de réaliser une évaluation de la vitalité des arbres et une analyse descriptive complète de l'ensemble des valeurs sur la reprise végétative et ce juste après l'incendie (soit lors du premier printemps suivant le feu : 2013). Ceci en raison de la grande variabilité des données et de l'absence de mesure de tendance centrale ou de dispersion.

Cependant, il est possible de constater que la classe la plus fréquente est la classe 0 (23,91%) qui correspond aux arbres morts. Les classes 1, 3, 4 et 5 ont également une fréquence élevée, mais pour des raisons différentes : la classe 1 correspond à des arbres gravement déperis ou très peu récupérés, tandis que les autres classes correspondent à des arbres affaiblis ou moyennement récupérés qui se rétablissent progressivement jusqu'à devenir des arbres plus vigoureux ou très fortement récupérés. Les taux de récupération pour les cinq classes de reprise végétative sont compris entre 9,32% et 17% en première saison végétative.

La majorité des arbres sont également répartis entre les classes 1, 3, 4 et 5 avec un taux de 17% environ. Il y a donc une variabilité assez forte des données d'inventaire et les arbres appartiennent à toutes les classes (**Figure 46**).

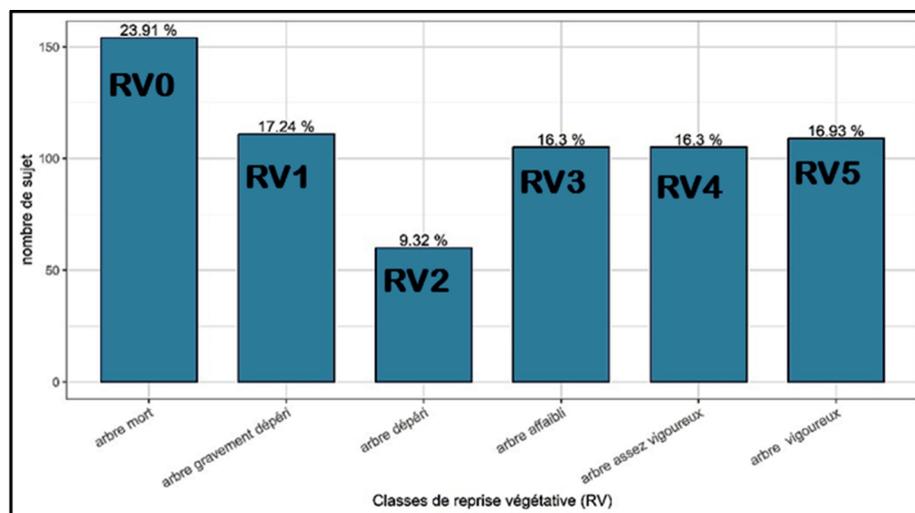


Figure 46 : Histogrammes de distribution du nombre d'arbres (n = 236) par classes de reprise végétative (RV) dans la zone d'étude au printemps 2013.

Mais durant la quatrième saison végétative (Printemps 2016), les résultats du second inventaire sanitaire des arbres brûlés montrent que les classes de récupération végétative de la couronne des arbres (RV) sont très variables par rapport au premier inventaire (Printemps 2013) et inégalement réparties entre les 5 classes (**Figure 47**). Il convient de signaler, que la classe 0 des arbres morts a été exclue dans cet inventaire.

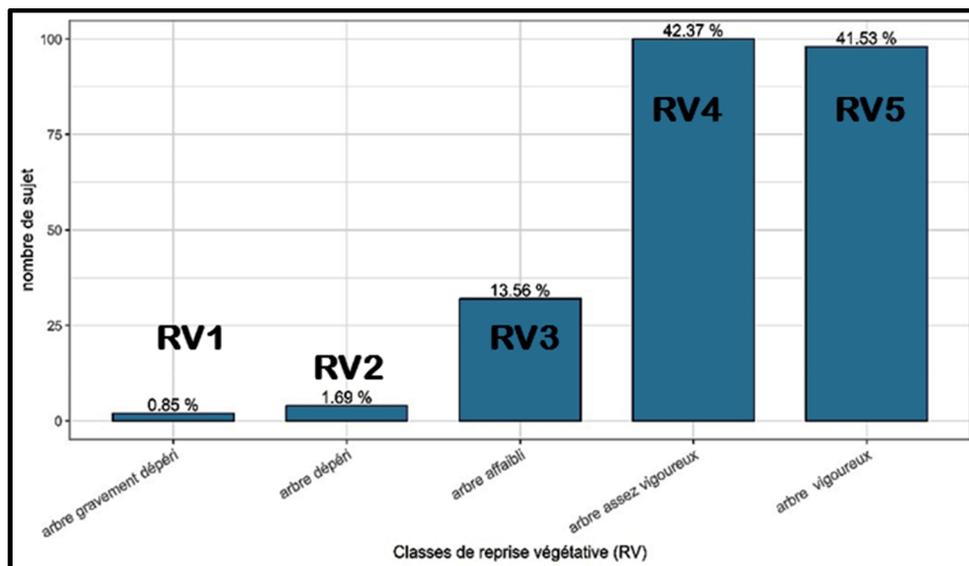


Figure 47 : Histogrammes de distribution du nombre d'arbres ($n = 236$) par classes de reprise végétative (RV) dans la zone d'étude en 4^{ème} saison végétative (Printemps 2016).

Sur un total de 236 arbres, la figure montre la dominance des arbres appartenant aux classes 4 et 5, avec une occurrence respective de 42% et 41%. Cela indique que la plupart des arbres ont rétabli bien leur état de santé en reconstituant plus de 50% de leur densité foliaire. Ces arbres sont devenus alors assez vigoureux à vigoureux. Une fraction faible de l'ordre de 13,5% des arbres est restée dans la classe 3 (<50% de reprise végétative), indiquant qu'ils sont affaiblis et modérément récupérés. Le reste des arbres présente encore des signes de dépérissement avec une faible récupération foliaire (<25%). Ces arbres sont soit dépéris ou en état de déclin appartenant à la classe 2 (RV2 : 1,6%) soit à la classe 1 (RV1 : <1%). Ils sont sévèrement dépéris ou très faiblement récupérés dans un état de déclin avancé. Dans l'ensemble, les données obtenues suggèrent que la majorité des arbres ont rétabli leur couronne après 4 années, et devenant aptes à la récolte du liège flambé. Le peuplement est devenu résilient (**Figure 48**).



Figure 48 : Vue générale du peuplement du chêne-liège brûlé en été 2012 (Haut : automne, 2012) et repris après 4 années (Bas : Automne 2016) (photos originales, Bouazzaoui A.)

4.4- Suivi des rejets de souche

4.4.1- Hauteur de la coupe (HC)

Les résultats de mesures de la hauteur de la coupe (HC) des arbres morts lors de l'opération de recépage montrent des valeurs allant de 0,10 m à 1,70 m, avec une moyenne de 0,88 m et un écart-type de 0,31 (Figure 49).

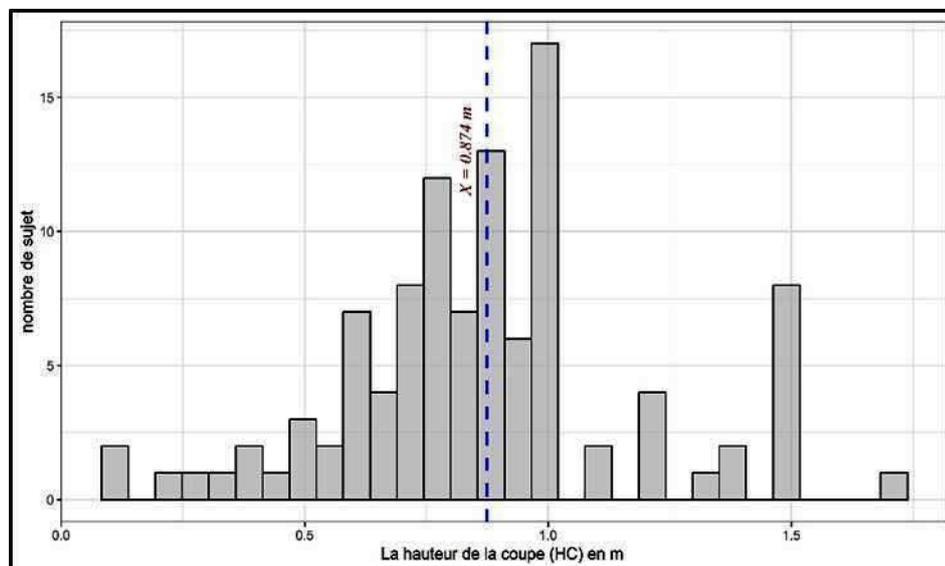


Figure 49 : Histogrammes de distribution de nombre d'arbres coupés par classes de hauteur de coupe (HC) dans la zone d'étude (n = 106).

Les valeurs se situent principalement entre 0,50 m et 1,00 m, avec une médiane de 0,86 mètre. On peut noter la présence de quelques valeurs extrêmes, notamment la valeur excessive et anormale de 1,70 m. En ce qui concerne la dispersion des données, l'écart-type de 0,91 mètre

indique que les valeurs sont relativement dispersées autour de la moyenne. Il n'y a pas de mode clair dans les données. En examinant la distribution des données, on peut constater que la forme de l'histogramme est légèrement asymétrique à droite, ce qui suggère que la plupart des souches ont une hauteur de coupe relativement basse, mais qu'il y a un petit nombre de souches avec des hauteurs de coupe plus élevées. La valeur la plus fréquente dans l'échantillon est de 0,90 mètre, qui est présente chez 7 souches.

Selon les techniques de recépage recommandées pour le chêne-liège et bien mentionnées dans la bibliographie forestière, on remarque que la majorité des hauteurs de coupes ainsi pratiquées sur les troncs d'arbres morts ne sont conformes ; elles sont exagérées et dépassent largement les 30cm. Le taux de la classe 2 de hauteur de coupe (≤ 20 cm) est de 97% ce qui explique que les troncs coupés selon les normes sont rares dans le peuplement. Les différentes coupes sont dominées par des hauteurs dépassant les 50cm (**Figure 50**). Cette qualité de coupe aura des conséquences par la suite sur l'avenir des brins.



Figure 50 : Quelques exemples de hauteurs de coupe hors normes de chêne-liège ainsi pratiquées lors de l'opération d'assainissement de la forêt après le feu de l'été de 2012 ; Toutes les hauteurs de coupe dépassent les 50cm (**Photos originales ; Bouazzaoui, 2014**)

4.4.2- Vitalité des souches et importance des rejets

Les résultats de l'appréciation de la vitalité de 105 souches après l'opération de coupe d'assainissement (automne 2014) montrent que près de 70% seulement des souches (n=74) ont émis au moins un rejet. Le taux de mortalité des souches est évalué donc à 30% ce qui est important.

En effet, le dénombrement des rejets produits des souches-échantillons en seconde année du passage du feu montre que chaque souche viable a produit entre 1 et 10 rejets soit une moyenne de 2.04 (± 0.44 rejets) ce qui est faible. Les résultats de distribution des souches par nombre de rejets sont présentés dans la **figure 51**.

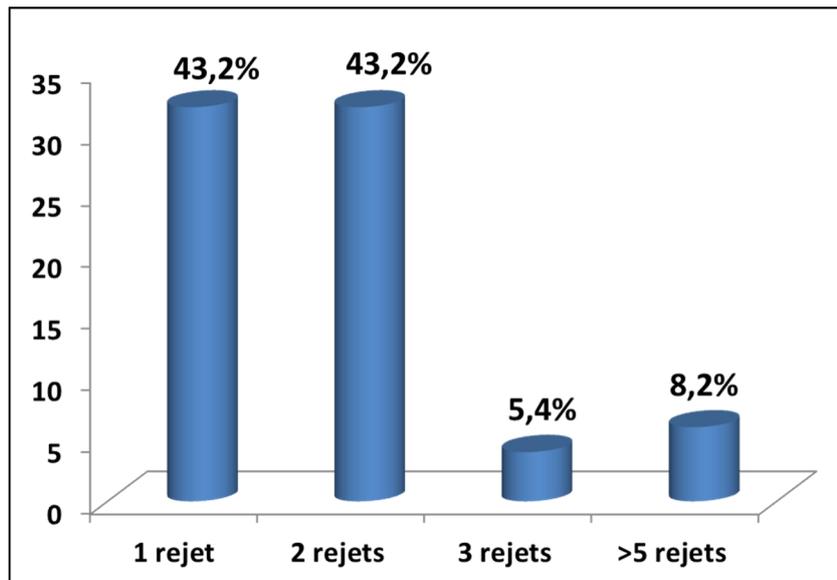


Figure 51 : Distribution des souches par nombre de rejets (Inventaire 2014 : n=74)

D'après cette figure, on remarque que la majorité des souches ont émis entre 1 et 2 souches seulement avec un taux respectif de 43.2% (**Figure 52**). Très peu de souches ont formé entre 3 et 10 rejets.

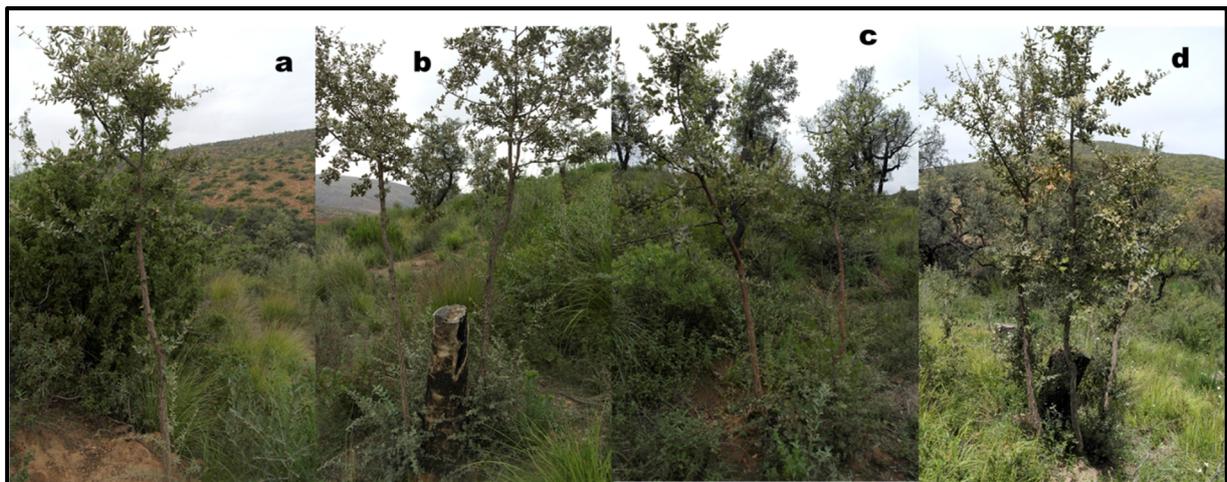


Figure 52 : Exemples de rejets de souches : a (cépée à 1 brin), b et c (cépée à 2 brins) et d (cépée à 3 brins) (Photos originales, Bouazzaoui 2016 et Slimani , 2020)

Les résultats de mesures de la hauteur totale moyenne des brins dominants de chaque cépée sont présentés dans **la figure 53**.

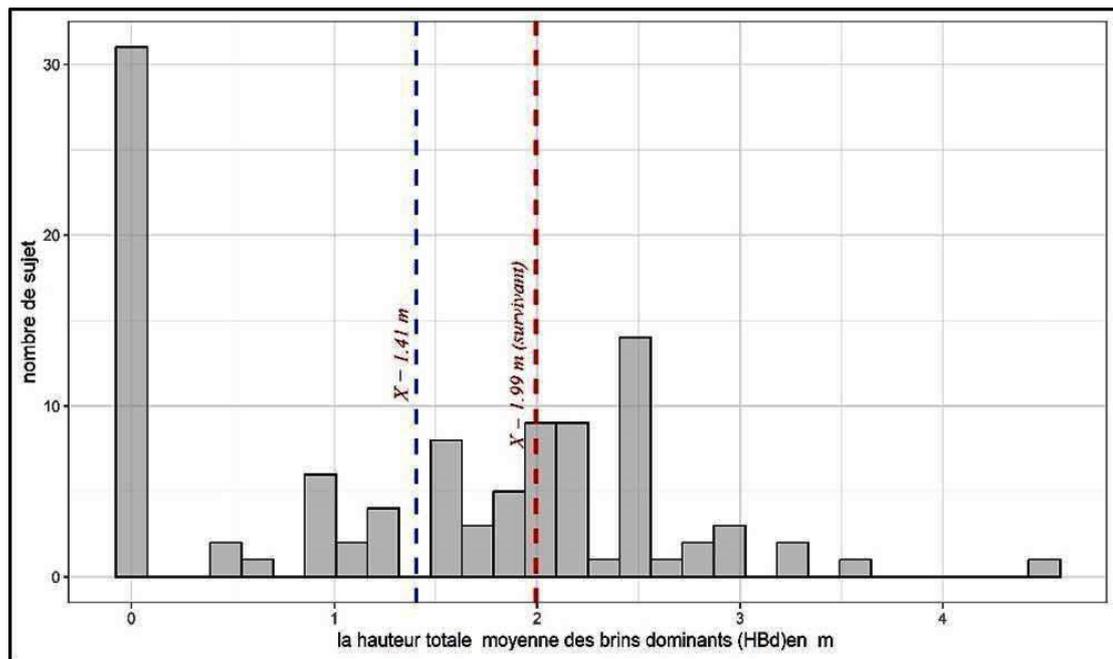


Figure 53 : Histogrammes de distribution de nombre de brins dominants par classes de hauteur (HBD) dans la zone d'étude ($n = 74$).

D'après cette figure, on peut constater qu'après deux années de passage du feu les valeurs de la hauteur moyenne dominante oscillent entre 0 et 4,5m. Mais la majorité des valeurs sont inférieures à 2,5m. La moyenne est d'environ 1,41m, avec un écart-type de 1,1, ce qui indique une dispersion importante des données autour de la moyenne. Il convient de signaler la présence de plusieurs valeurs nulles (0,00) ; ceci indique la mortalité des souches ou dessèchement des très jeunes rejets. Si l'on exclut les valeurs nulles, on obtient une taille d'échantillon de 74 souches survivantes. La hauteur du brin dominant (HBD) dans ces conditions varie de 0,45m à 4,50 m, avec une hauteur moyenne de 1,99m et une médiane de 2m. Il n'y a pas de mode clair dans les données. L'écart-type est de 0,73 m, ce qui indique que les hauteurs des brins dominants sont assez dispersées autour de la moyenne. On peut également noter que la valeur la plus fréquente dans l'échantillon est 2,50m, avec un total de 13 souches (18%). Ces résultats indiquent que la croissance moyenne annuelle des brins varie entre 0.20 et 2.25m soit une moyenne générale de 0.99 (± 0.09 m). Plus de 58% des cépées contiennent des brins dominants avec un accroissement annuel de un mètre.

4.4.3- Circonférence moyenne des brins dominants (CBd)

Les résultats de la circonférence moyenne des brins dominants sont présentés dans la **figure 54** suivante.

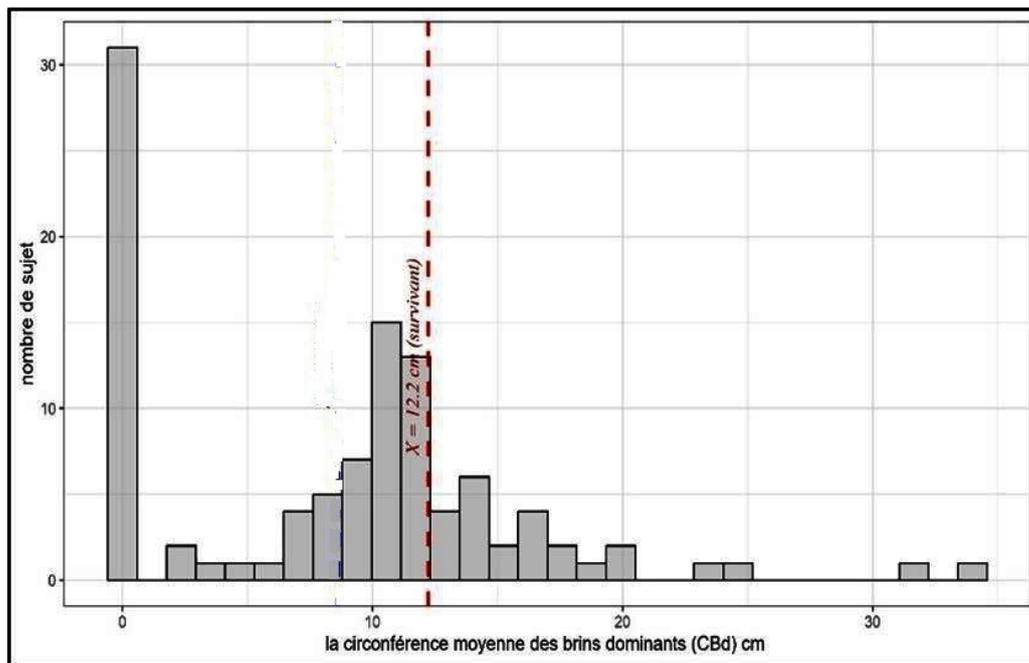


Figure 54 : Histogrammes de la distribution du nombre de brins par classe de circonférence des brins dominants (HBD) dans la zone d'étude (n = 74).

La lecture de cette figure montre que la circonférence moyenne des brins dominants de chaque cépée varie entre 2 et 34 cm, avec une circonférence moyenne générale de 12,23 (± 0.08 cm) et une médiane de 12 cm. Il n'y a pas de mode clair dans les données. Un écart-type de 5,49 et un coefficient de variation de 45% indiquent une forte variabilité relative. En d'autres termes, les valeurs de circonférence des brins dominants « CBD » sont très dispersées par rapport à la moyenne. La classe de circonférence [10-15cm] est la plus dominante avec un taux de 54% suivi de la classe inférieure à 9cm (28%). Enfin, les brins plus gros à bonne croissance en diamètre sont moins représentés avec un taux de 21% (n=16). L'accroissement moyen en largeur des tiges est évalué à 6.11 cm par an durant les deux premières années de la vie des brins. En effet, les bons accroissements annuels de 21.23 (± 3.51 cm) sont rares ; ils sont enregistrés dans 21% des cas. Par contre, les mauvais accroissements sont estimés à 7.09 (± 1.01 cm).

4.5. Impact du feu sur la structure du peuplement

Les incendies récurrents et rapprochés dans le temps dans les monts de Tlemcen ont provoqué la perte de vigueur des subéraies et accélère les changements profonds de la structure des peuplements. La plus part des arbres sont des anciens pieds qui ont résisté plus au moins aux flammes grâce à leur liège. La dominance des groupements de matorrals entre les sujets fragilise les arbres (concurrence).

La majorité des arbres incendiés morts inventoriés considérés comme perches à bois moyen (8,54% perches, 13,98% petits bois, et 9,01% de bois moyen) (**Figure 55**).

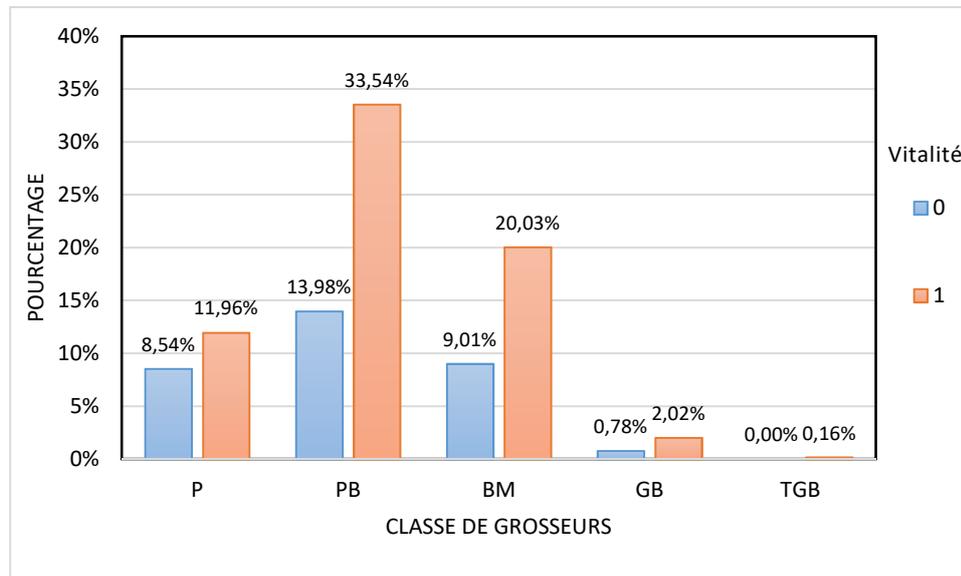


Figure 55: Catégories de grosseur de chênes liège dans la zone incendiée de la forêt d'Yfri (Classification du Lombardini *et al.* 2005)

D'après les résultats du premier inventaire réalisé après l'incendie, il a été constaté que 68 % des chênes lièges ont survécu dans la forêt, ce qui témoigne d'une diminution de la densité du peuplement de 32 %. Les arbres classés dans la catégorie des petits bois, qui avaient déjà résisté à des incendies antérieurs, ont été particulièrement affectés par l'incendie actuel, en raison de la proportion de 43,26 % d'arbres morts appartenant à la catégorie des petits bois. Les perches ont été la catégorie la plus vulnérable, et d'un taux de mortalité de 41 % parmi les perches.

Le passage du feu, sur la subéraie d'Yfri réduit la densité globale des peuplements et provoque la perte de 208 sujets. Le test de Student réalisé sur les deux échantillons (avant et après incendie) dépendant (nombre total des arbres et nombre des arbres morts par classe de grosseurs, valeur de $P > 0.05$) indique que la répartition des arbres morts par classe de diamètre est non équilibrée.

Ces arbres morts sur pied présentent le plus souvent un tronc totalement calciné ; ils doivent être totalement exploités ou recépés. En plus, le peuplement pourra se régénérer par semis naturels et renforcé par des plantations artificielles

En examinant les paramètres dendrométriques (circonférences notamment), les valeurs du coefficient de variation observées sont sensiblement faibles (0,51 à 0,52), cela traduit une dispersion significative des mesures autour de leur moyenne. Ce paramètre de dispersion indique une diversité dans la composition de peuplement (**Figure 56 et tableau 17**).

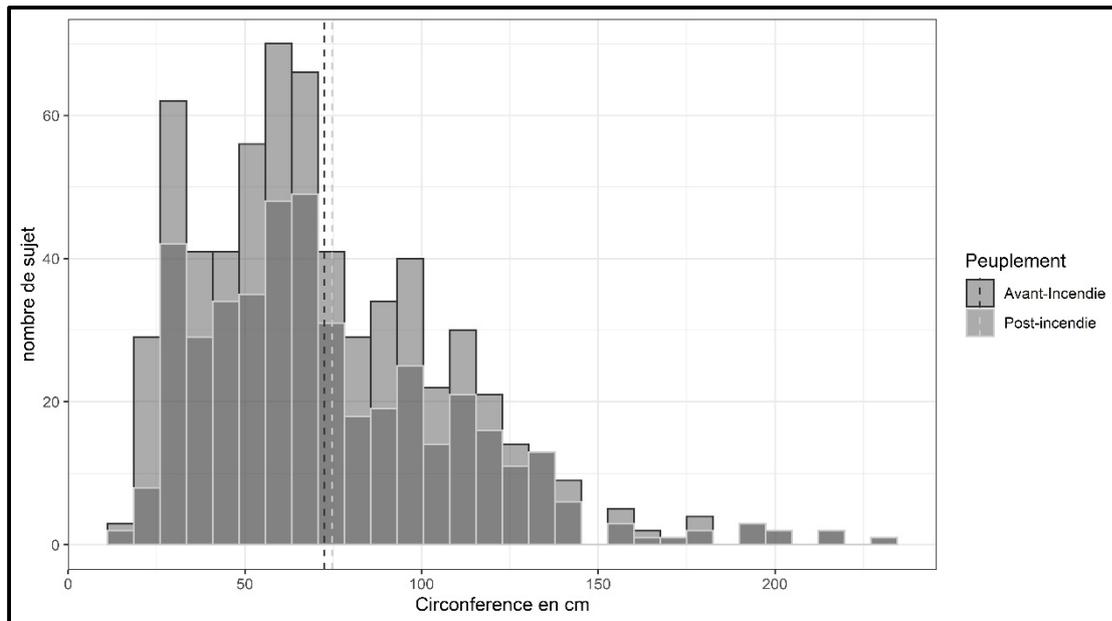


Figure 56 : Histogramme de distribution du nombre de souches (n=644) par classes de circonférence à l'échelle de la zone d'étude.

Tableau 17 ; Analyse descriptive de la circonférence des arbres.

	N	la zone ptive de \bar{x}	Min	Max	le σ	CV	Kurtosis	Skewness
Avant-Incendie	644	72.6	16	232	36.5	0.52	4.34	1.01
Post-Incendie	443	72,463	16	232	37.3	0.514	4.54	1.11

Les valeurs du Kurtosis observées pour les deux cas (Avant incendie et post incendie) sont supérieures à 3 ($\beta = 4.34$ à 4.54), donc les distributions sont leptokurtic, moins plate comparée à la distribution Normale avec un pic plus net, ce résultat est attribué aux gros effectifs des dimensions centrales, il signifie aussi une petite dispersion par rapport à la moyenne.

Quant au coefficient d'asymétrie, il présente des valeurs positives ($\gamma = 1.01$ à 1.11), Cette valeur indique que la distribution des données est légèrement décalée vers la droite de la distribution Normale, c'est le résultat d'une dominance de l'effectif des individus de faible circonférence. La distribution des données de circonférence de la station se discrimine par des valeurs plus extrêmes de Kurtosis et Skewness ceci résulte plus des valeurs aberrantes.

5. Analyses statistiques des données :

5.1- Facteurs affectant la vitalité des arbres

5.1.1- Traitement uni-variés

Tableau 18. Résultats des analyses uni-variées du model logistique de régression mesurant les effets de chaque variable sur la mortalité des arbres (Inventaire d'octobre 2013 : 15 mois après le feu). Modèles basés sur 644 arbres brûlés en 2012.

Variables	β_0 (constant) \pm standard erreur	Coefficient \pm standard erreur	Z-Valeur	P-value	AIC	LRT χ^2	R ²
Importance de crevasse (ImCr)	1.0173 \pm 0.094	-0.0481 \pm 0.0075	-6.361	<0.000***	739.89	74.391	0.152
Indice d'intensité du feu (IF)	3.315 \pm 0.343	-0.839 \pm 0.102	-8.221	<0.000***	728.39	58.889	0.174
La hauteur minimale proportionnelle du feu (HMinChar)	3.178 \pm 0.496	-2.667 \pm 0.514	-5.181	<0.000***	774.11	40.161	0.084
Hauteur Total (H)	-0.27 \pm 0.233	0.1774 \pm 0.0392	4.522	<0.000***	792.85	21.43	0.046
Epaisseur de liège (E)	-0.685 \pm 0.329	0.0645 \pm 0.0146	4.401	<0.000***	793.7	20.579	0.044
Diamètre (D)	0.459 \pm 0.1533	0.0156 \pm 0.0073	2.141	<0.05 '.'	809.54	4.7317	0.01
Etat d'exploitation (EX)	0.533 \pm 0.129	0.352 \pm 0.17	2.06	<0.05 '.'	810.04	4.231	0.009
La hauteur maximale proportionnelle du feu (HMaxChar)	1.139 \pm 0.373	-0.416 \pm 0.38	-1.095	0.273	812.39	1.89	0.004

* Les coefficients model (\pm standard error): β_0 , intercept. LRT χ^2 : Résultat du test du rapport de vraisemblance avec le model null (Z-value) P-value: 0 '***', 0.001 '**', 0.010 '*', 0.050 '.'

Les résultats de l'évaluation physiologique des arbres près un an de l'incendie (soit après une saison végétative) ont révélé la mortalité de 32,28 % des arbres. Les résultats des modèles de régression logistique présentés dans le tableau 18 mettent en évidence les principales variables ayant contribué très significativement ($P < 0.0001$) dans la mortalité des arbres. En effet, les plus importantes variables significatives sont :

-Etat du tronc : plus les troncs d'arbres sont crevassés et plus la probabilité de mortalité est élevée et donc la probabilité de vitalité des arbres est faible (Z- valeur négative),

-Intensité du feu : plus l'intensité du feu subie aux arbres est élevée et plus la probabilité de de survie des arbres est faible (Z- valeur négative) et par conséquent la mortalité est élevée,

-Hauteur minimale proportionnelle du feu : on remarque que plus la hauteur minimale proportionnelle du feu est élevée et plus la probabilité de vitalité est faible (coefficient négatif),

-Hauteur totale des arbres : plus la hauteur totale des arbres est plus élevée et plus la probabilité de vitalité est élevée (Z- valeur négative),

-Épaisseur de liège : plus la couche du liège est épaisse et plus la probabilité de survie est grande. Autrement dit, plus le liège est mince et plus la probabilité de vitalité de l'arbre est faible (*Z-valeur positive*),

-Diamètre du bois et état d'exploitation des arbres : ces deux facteurs ont montré des effets significatifs ($P < 0.05$) : les gros arbres (âge de l'arbre) et les arbres non exploités ont une probabilité de survie plus élevée par rapport aux arbres jeunes (diamètre faible) exploités ou non. Ces sujets ont moins de chance de survie (forte mortalité).

Pour une interprétation plus détaillée des résultats du modèle logistique de régression, il est utile d'interpréter les odds ratios associés à chaque variable indépendante. Ces odds ratios ainsi calculés mesurent la variation du rapport de la probabilité de survie ou de mortalité des arbres pour un changement d'une unité dans la variable indépendante, tout en maintenant les autres variables constantes (**Figure 57**).

Importance de crevasse (ImCr) : L'odds ratio associé à l'importance des crevasses sur le tronc est $\exp(-0.0481) \approx 0.953$. Cela signifie que pour chaque augmentation d'une unité de l'importance des crevasses sur le tronc, les chances de survie des arbres diminuent d'environ 4,7 % (**Figure 57a**).

Intensité du feu (IF) : L'odds ratio associé à cet indice est $\exp(-0.839) \approx 0.432$. Cela suggère que pour chaque augmentation d'une unité de l'indice d'intensité du feu, les chances de survie des arbres diminuent significativement d'environ 56,8 % (**Figure 57b**).

Hauteur minimale proportionnelle du feu (HMinChar) : L'odds ratio associé à la hauteur minimale proportionnelle du feu est $\exp(-2.667) \approx 0.07$. Cela indique que pour chaque augmentation d'une unité de la hauteur minimale proportionnelle du feu, les chances de vitalité des arbres diminuent considérablement d'environ 93 % (**Figure 57c**).

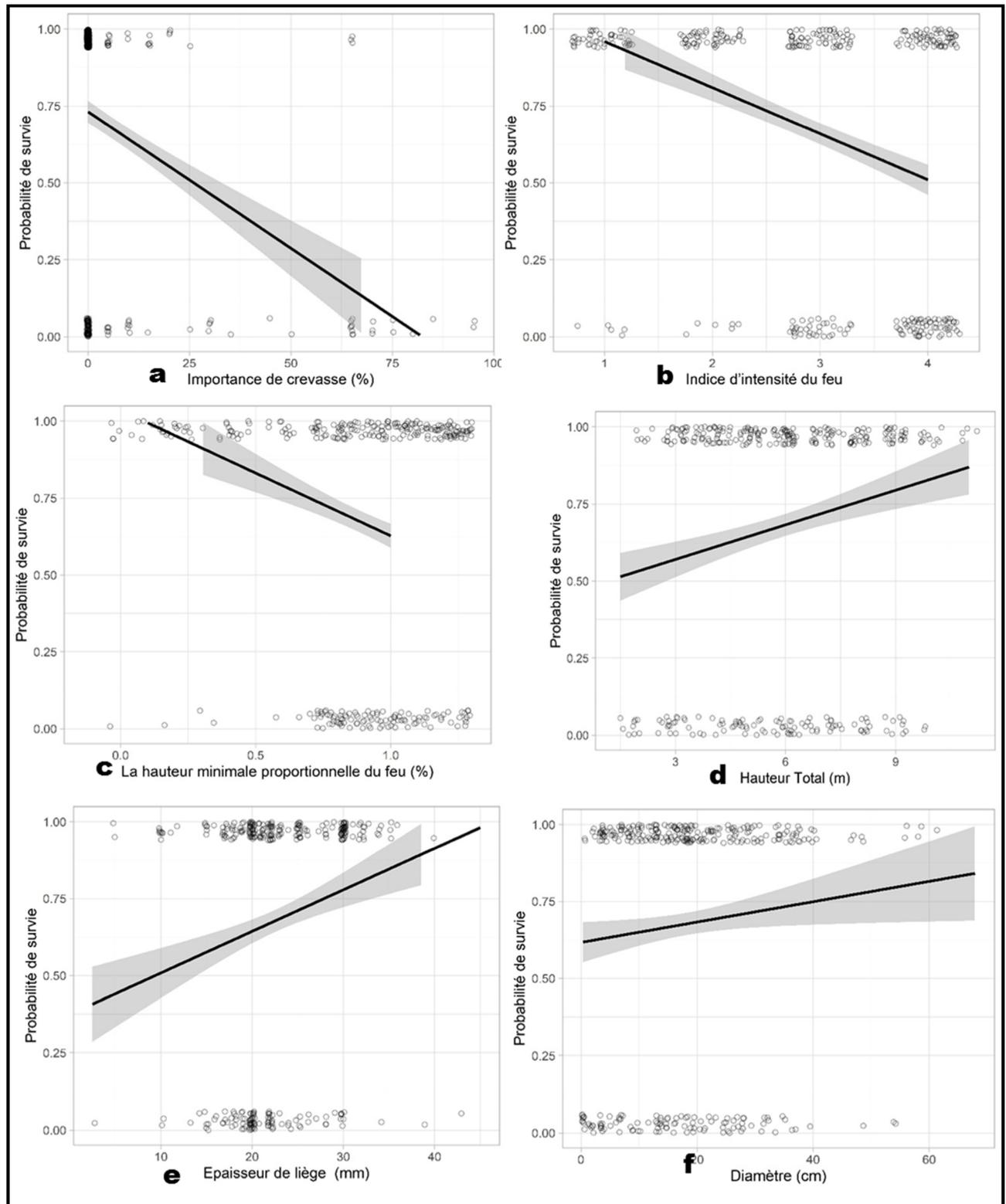


Figure 57 : La prédiction du model logistique généralisé univarié du probabilité du survie du chène-liège pour les six facteurs suivante : **a**- Importance des crevasse ; **b**- Indice d'intensité du feu **c**- Hauteur minimale proportionnelle du feu ; **d**-Hauteur totale **e**-Epaisseur de liège ; **f**- diamètre du bois

Épaisseur de liège (E) : L'odds ratio associé à la couche du liège (mâle : arbre non démasclé ; de reproduction ; arbre exploité) où à l'âge du liège de est $\exp(0.0645) \approx 1.066$. Cela signifie que pour chaque augmentation d'une unité de l'épaisseur de liège, les chances de survie des arbres augmentent d'environ 6,6 % (**Figure 57e**).

Il est important de noter que les autres variables indépendantes doivent également être prises en compte pour une interprétation complète des résultats. Les coefficients et les odds ratios des autres variables peuvent également fournir des informations complémentaires ou secondaires sur leur impact sur la probabilité de survie ou de mortalité des arbres. Par conséquent, il est essentiel d'opter pour une analyse multi-variée afin de considérer l'effet conjoint de toutes les variables et d'obtenir une image plus complète de la relation entre les variables et la probabilité de survie des arbres.

5.1.2-Analyses multi-variées

5.1.2.1-Modèle 1

Le tableau 19 révèle les résultats de l'analyse de 7 variables mesurées au niveau de 644 arbres échantillonnés brûlés sur la vitalité post-feu des feux. Il convient de rappeler que 67,7 % des arbres ont survécu au passage du feu de 2012 parmi eux 63 % étaient des arbres non exploités et 71 % des arbres exploités. Le type de réponse le plus courant chez les arbres survivants était la repousse de la couronne (60,6 %). Par ailleurs, la mortalité des tiges était exprimée par la repousse basale des arbres mais surtout de l'absence de toute trace de régénération (23,9 %).

Tableau 19 : Régression linéaire logistique multi-variée pour prédire la vitalité post-incendie des chênes lièges : un an après le feu (en octobre 2013). Modèles basés sur 644 arbres brûlés en 2012 (modèle complet).

Variables	Coefficient± standard error	Z-Valeur	P-value
β0 (constant)	-0.046±1.440	-0.031	0.975
Diamètre (D)	-2.399±1.869	-1.284	0.199 ns
Hauteur Totale (H)	0.272±0.087	3.151	0.002 **
Épaisseur de liège (E)	0.102±0.031	3.298	0.000 ***
Etat d'Exploitation (Ex)	1.051±0.483	2.178	0.029 *
Etat du tronc (ImCr)	-0.060±0.009	-6.486	0.000 ***
La hauteur minimale proportionnelle du feu	-0.978±0.830	-1.177	0.239 ns
La hauteur maximale proportionnelle du feu)	0.140±1.216	0.116	0.907 ns

Violence du feu subi aux arbres (VF)	-0.619±0.148	-4.189	0.000 ***
---	--------------	--------	-----------

* les coefficients du Model (\pm standard error): β_0 , intercept. Resultat du test du rapport de vraisemblance (Z-value), Degré de liberté et P-value: 0 '***', 0.001 '**', 0.010 '*', 0.050 '. La performance du model: multiple R-squares; 0.222, AIC: 640.39

Avant la formulation du modèle, une analyse statistique multi-variée a été effectuée et a révélé la présence d'une multicollinéarité entre les variables dendrométriques des arbres (diamètre et hauteur) et le paramètre d'exploitation du liège. Il a été observé que les arbres de grande taille, indicateur de croissance et de fertilité du site (Diamètre et hauteur : corrélation de 0,750) étaient systématiquement exploités et linéairement dépendants (corrélation de 0,624 et 0,648 respectivement entre l'exploitation, le diamètre et la hauteur). La variable du diamètre, qui est souvent associée à la mortalité des arbres après un feu (Moreira, 2009), n'a montré aucun effet significatif dans le modèle, contrairement à la hauteur des arbres. En fait, l'inclusion de cette variable a légèrement amélioré le modèle en termes de R² et de certaines estimations de prédicteurs.

La lecture du tableau montre la contribution significative de 5 variables sur la vitalité post-feu des arbres brûlés. En effet, l'épaisseur du liège, la violence du feu et l'état des troncs jouent un rôle hautement significatif dans la vitalité des arbres. Cette dernière augmente avec l'augmentation de l'épaisseur du liège et la diminution des crevasses et la violence du feu subie au tronc; ce qui veut dire que la mortalité des arbres est enregistrée plus chez les arbres ayant été exposés à un feu violent dont le tronc est recouvert d'une couche mince de liège et le bois est endommagé. La hauteur totale des arbres et l'état d'exploitation ont contribué d'une manière significative mais secondairement. Cela suggère une forte contribution de ces variables avec la probabilité de survie après l'incendie. La hauteur minimale et maximale proportionnelle du feu (HMinChar, HMaxChar) et le diamètre (D), ne présentent pas de signification statistique ; elles n'ont aucun impact sur la vitalité des arbres.

Le modèle obtenu n'est pas nécessairement le plus efficace et certaines variables peuvent ne pas avoir d'effet significatif sur la variable d'intérêt. Afin d'optimiser le modèle, il est possible de procéder à une suppression pas à pas des variables non significatives. La technique de sélection descendante pas à pas est une approche visant à améliorer le modèle explicatif. On commence par construire un modèle initial en incluant toutes les variables spécifiées, puis on évalue la possibilité d'améliorer le modèle en supprimant une des variables. Si plusieurs variables peuvent améliorer le modèle, on supprime celle qui apporte l'amélioration la plus

importante. On répète ensuite le processus pour évaluer si la suppression d'une deuxième variable peut encore améliorer le modèle, et ainsi de suite. Lorsqu'on ne peut plus améliorer le modèle en supprimant une variable, on s'arrête.

Nous avons également suivi la qualité du modèle en utilisant le critère de l'Information Criterion d'Akaike (AIC). Un AIC plus faible indique un meilleur modèle. Le modèle initial a un AIC de 640.39. À la première étape, nous avons constaté que la suppression des deux variables de la hauteur minimale maximale proportionnelle du feu (HMinChar, HMaxChar) et du diamètre (D) réduit l'AIC à 638.6. À la deuxième étape, toute suppression supplémentaire d'une autre variable augmenterait l'AIC. Par conséquent, la procédure s'arrête à ce stade.

5.1.2.2-Modèle 2

Le modèle développé pour prédire la vitalité à court terme (c'est-à-dire évaluée un an après l'incendie) a révélé que cette vitalité était significativement affectée par 4 principaux facteurs explicatifs. Selon l'ordre d'importance de contribution décroissant, on cite l'intensité ou violence du feu, les blessures au tronc, l'épaisseur du liège et la hauteur des arbres (**tableau 20**).

Tableau 20 : Régression linéaire logistique multi-variée pour prédire la vitalité post-incendie des chênes lièges : un an après le feu (en octobre 2013). Modèles basés sur 644 arbres brûlés en 2012. Les nombres entre parenthèses indiquent les résultats de l'inclusion de la hauteur des arbres (modèles réduit).

Model	Variables	Coefficient± standard error	Z-Valeur	P-value
Les facteurs affectant la vitalité des arbres	β_0 (constant)	2.145±0.611	-	-
		0.960±0.652	-	-
	Violence du feu subie aux arbres (VF)	-0.932±0.122	-7.668	<0.000
		-0.877±0.120	-7.298	(<0.000)
	Etat du tronc (ImCr)	-0.054±0.009	-6.208	<0.000
		-0.057±0.009	-6.401	(<0.000)
Epaisseur de liège (E)	0.072±0.018	4.111	<0.000	
	0.080±0.018	4.490	(<0.000)	
Hauteur Totale (H)	0.183±0.049	3.754	(<0.000)	

* les coefficients du Model (± standard error): β_0 , intercept. Resultat du test du rapport de vraisemblance (Z-value), Degré de liberté et P-value: 0 '***', 0.001 '**', 0.010 '*', 0.050 '. la performance du model: multiple R-squares; 0.245 (0.258), AIC: 638.6 (624.92).

En effet, la survie des arbres diminue (c'est-à-dire augmentation de la mortalité) avec une intensité d'incendie plus élevée, des blessures plus importantes au tronc, une diminution de l'épaisseur du liège et une diminution de la hauteur des arbres.

Selon les facteurs explicatifs, les résultats obtenus sur la vitalité à court terme des arbres sont représentés dans les figures suivantes. Celles-ci montrent ce qui suit

1-Violence du feu (VF) : Près de 68% (n=436) des arbres ont été exposés à un feu violent (VF₃) à très violent (VF₄) (**Figure 58**). Cette intensité de feu a causé une mortalité moyenne de 42% (n=183) ce qui représente un taux de 88% par rapport à la mortalité totale (n=208 ; 32.3%). Cette mortalité est répartie entre 29% pour les arbres de la classe 3 (VF₃ ; n=61) et 58% pour les arbres de la classe 4 (VF₄, n=122) (**Figure 58**).

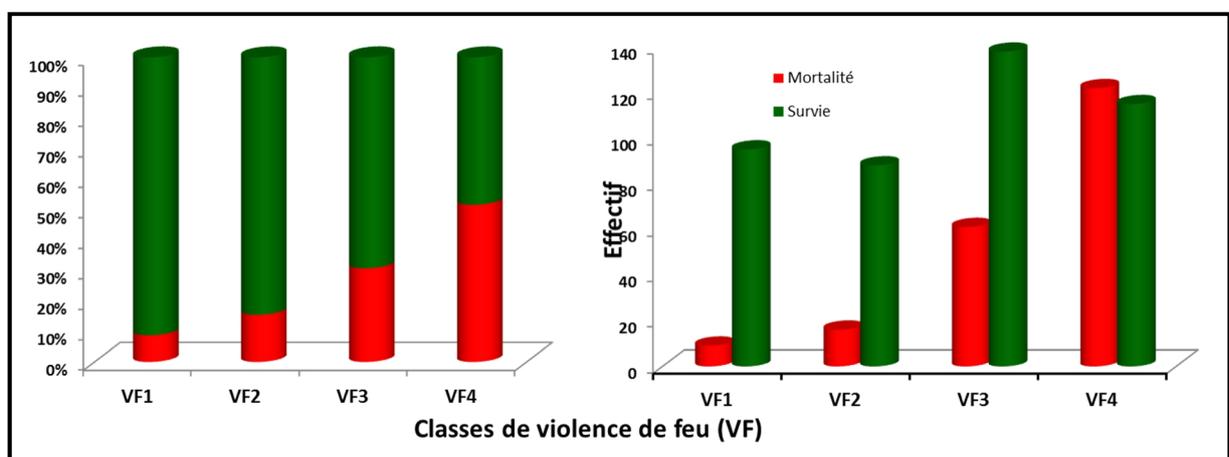


Figure 58 : Distribution des arbres selon leur vitalité (Taux et effectif : mortalité/survie) et l'intensité du feu (**inventaire automne, 2013**)

En examinant ces résultats, normalement avec une telle intensité de feu subie aux arbres, on devait s'attendre à une mortalité totale d'au moins de 37% de tous les arbres qui étaient exposés à un feu très violent de la classe 4 (n=237) voire une mortalité de 68% si nous ajoutons ceux de la classe 3. Mais en réalité, cette mortalité est atténuée de 26% et ce grâce à la survie de 49% des arbres de la classe 4 (n=115) et 69% des arbres de la classe 3 (n=138). Ceci indique que d'autres facteurs ont intervenu pour réduire la sévérité du feu (dommages) du feu.

Par ailleurs, les arbres soumis à un feu de faible intensité (VF₁ et VF₂) ont survécu avec un taux de 88% (n=183). Malgré le feu était moins violent chez ces arbres, on enregistre 12% (n=25) d'arbres sévèrement endommagés (mortalité) par rapport à la mortalité globale. D'autres facteurs sont à l'origine de cette augmentation de probabilité de mortalité.

-Épaisseur du liège : Les résultats d'évaluation des dommages causés par le feu montrent que la mortalité a affecté les arbres recouverts d'une couche de liège de reproduction de 18.38 (± 0.99 mm) ; cette couche oscille entre 2.5mm et 43mm avec une variation assez importante de 32%. Par contre la survie a concerné les arbres déjà exploités et recouverts de liège de reproduction d'épaisseur moyenne de 20.61 (± 0.65 mm) avec des valeurs extrêmes variant de 5 à 45mm. Le coefficient de variation reste toujours relativement élevé de 27%.

Le taux de mortalité des arbres varie selon les classes d'épaisseurs du liège (**Figure 59**). Il est de 20% pour les lièges épais (>25mm ; n=37) pour atteindre 42% pour les lièges minces (n=27). Autrement dit, la sévérité du feu s'observe plus chez les arbres de moins de 20mm du liège (42%). Ce taux est atténué chez les arbres au liège plus de 20mm pour atteindre 26%, qui reste toujours élevé. Donc, la survie des arbres est importante de 74% lorsque la couche de liège dépasse les 20mm.

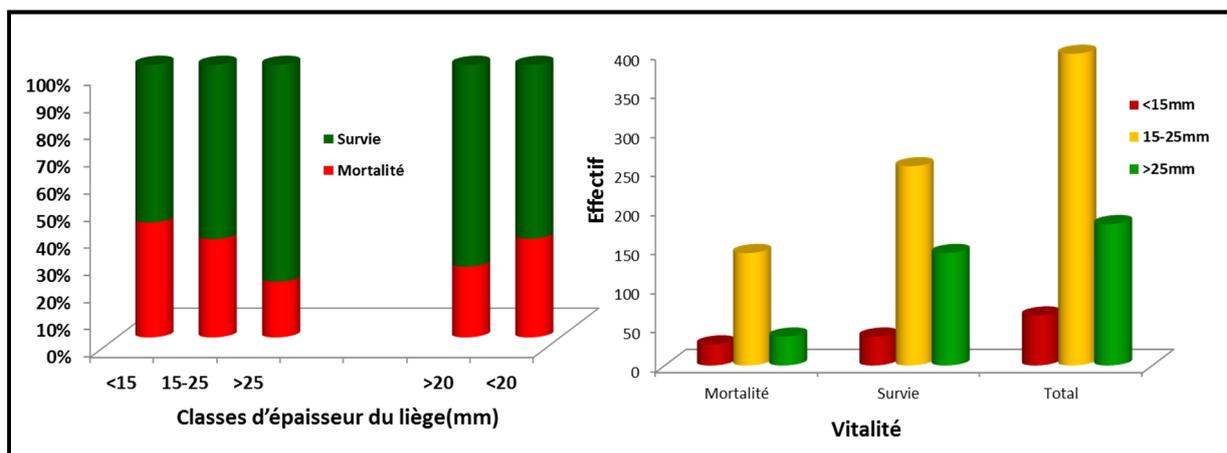


Figure 59 : Distribution des arbres déjà exploités selon les classes d'épaisseur du liège de reproduction (mm) et leur statut sanitaire.

-Relation entre la violence du feu et l'épaisseur du liège : la vitalité post-incendie des arbres varie simultanément entre la violence du feu et l'épaisseur du liège (**Figure 60**).

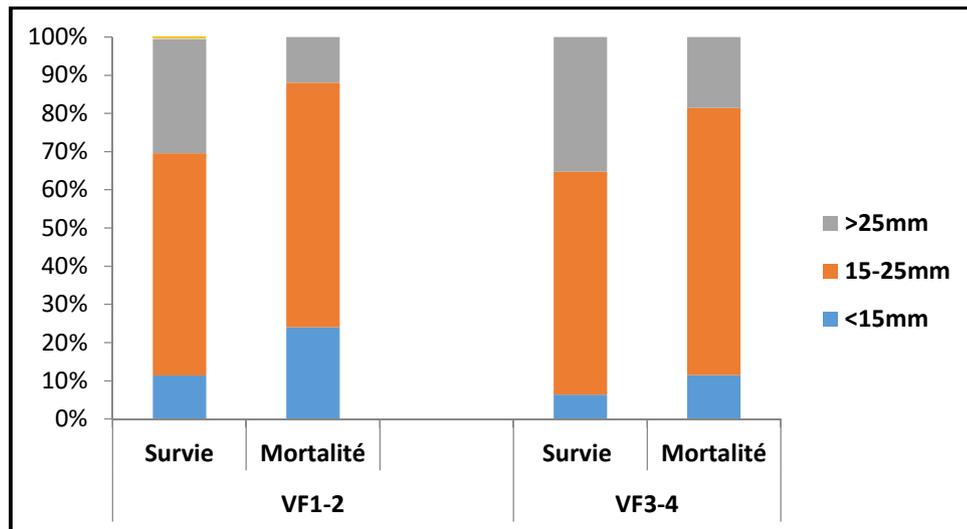


Figure 60 : Distribution de la vitalité des arbres selon l'épaisseur du liège et la violence du feu (n=644).

La lecture de cette figure montre que la mortalité des arbres qui ont été exposés à un feu de faible intensité (VF1-2) diminue avec l'augmentation de l'épaisseur du liège. En effet, elle est de 22% pour les épaisseurs inférieures à 15mm pour atteindre 5% seulement pour les épaisseurs supérieures à 25mm. Inversement, chez les arbres ayant subi un feu intense, la mortalité augmente avec la diminution de la couche du liège. Elle est de 27% pour les lièges épais (>25mm) pour atteindre 57% pour les lièges minces (<15mm).

-Etat de tronc : les résultats de distribution de la vitalité des arbres selon l'état de leur tronc sont présentés dans la **figure 61** suivante.

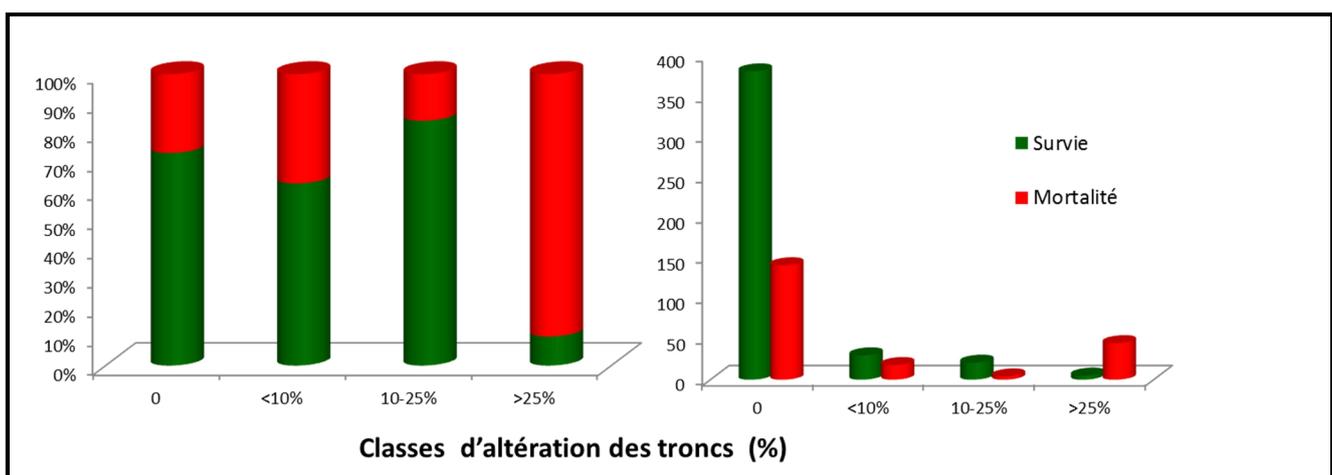


Figure 61 : Distribution de la vitalité des arbres selon leur état d'endommagement des troncs (n=644)

D'après cette figure, on remarque avant tout que les troncs sains non blessés de la classe 0 (0% endommagement) sont affectés d'une mortalité de 27% (n=141). Elle est dominée par

les arbres non démasclés de 58% (n=83). Cette mortalité est expliquée par la contribution d'un autre facteur que l'altération du tronc. Dans les autres classes d'endommagement, les troncs sévèrement endommagés des classes 3 et 4 (>25%) sont fortement affectés par la mortalité (90%) par rapport aux troncs faiblement à moyennement crevassés avec un taux de 35%.

-Relation entre l'état de tronc et l'épaisseur du liège : L'analyse de la **figure 62**, montre pour les arbres au tronc sain et recouverts d'une couche mince de liège de reproduction (<15mm) une mortalité de la tige de 75%. Cette mortalité est beaucoup atténuée chez les arbres non démasclés pour atteindre un taux de 31%. En ce qui concerne les arbres au tronc crevassé, la mortalité est enregistrée anormalement plus chez les arbres déjà récoltés et recouverts d'une couche de liège supérieure à 15mm avec un taux de 76% par rapport aux troncs altérés recouverts de couche mince de liège de reproduction.

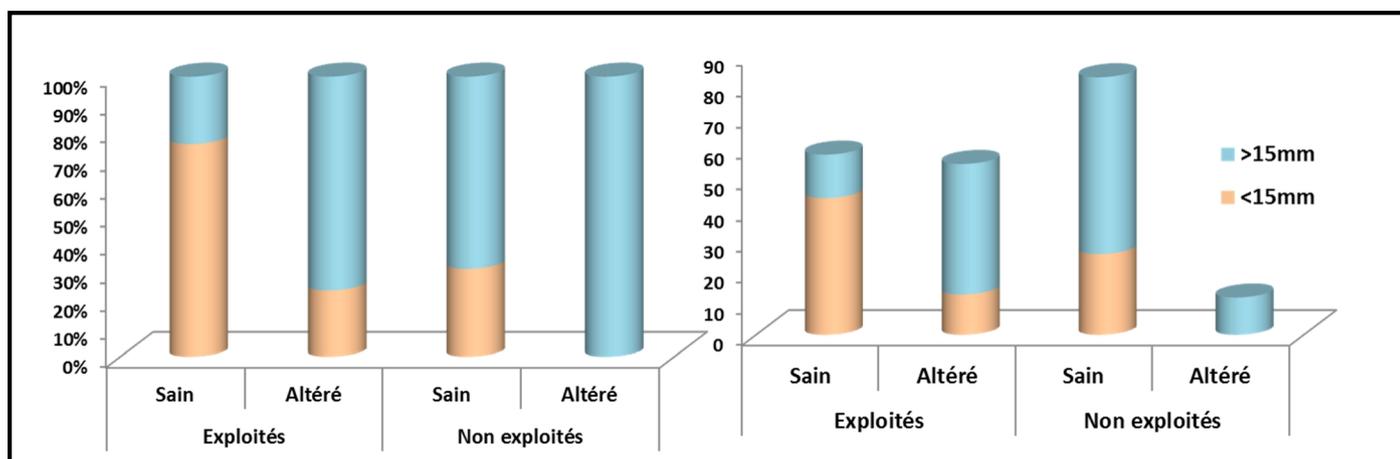


Figure 62 : Distribution des arbres morts par classe d'épaisseur du liège et état de troncs (n=208).

-Hauteur totale des arbres : les résultats montrent que la mortalité a affecté près de 71% des arbres moins hauts de la strate arbustive (<5m) par rapport aux arbres plus hauts. Dans cette catégorie, la mortalité a touché 15% des sujets ayant une hauteur totale oscillant entre 6 et 7m pour diminuer à 4% pour les arbres très hauts (>7m) (**Figure 63**).

La vitalité des arbres suit la même tendance générale selon la hauteur totale qu'ils soient exploités ou non encore démasclés. En effet, chez les arbres exploités, la mortalité des arbres varie entre 45% pour les hauteurs inférieures à 5m et 29% voire 17% pour les arbres plus hauts (supérieures à 6m).

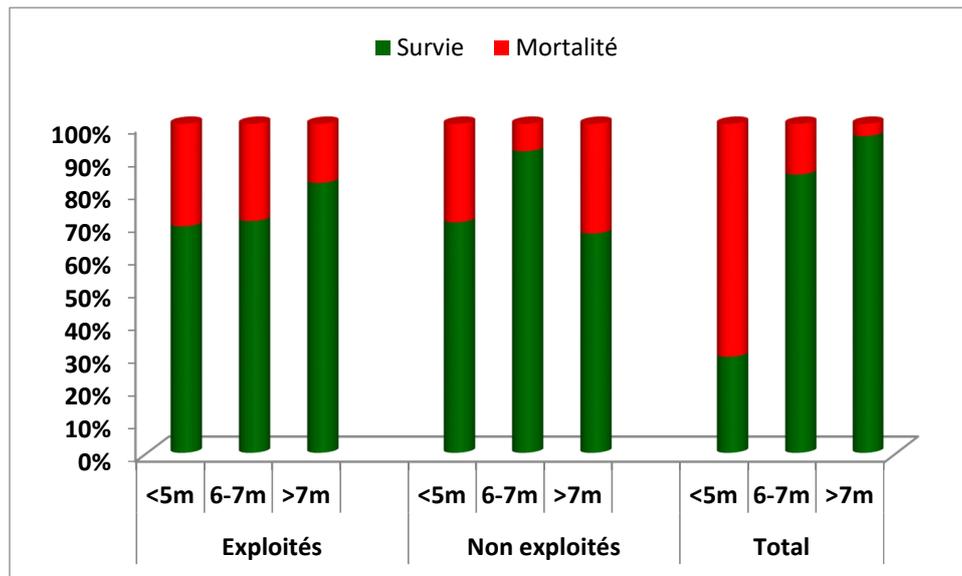


Figure 63 : Distribution des arbres selon leur vitalité, hauteur totale et état d'exploitation (n=582).

Pour les arbres non exploités, la mortalité reste toujours élevée pour les arbustes de chêne-liège par rapport aux autres hauteurs. Ces dernières sont peu représentées dans l'échantillon car ces types d'arbres sont normalement exploités.

Selon le modèle qui inclut la hauteur des arbres, on observe les effets suivants (**Figure 64**):

- 1-une augmentation unitaire de la violence du feu subi par les arbres (VF) réduit la probabilité logarithmique de survie de 0.932 (soit environ 6,7 % de réduction de la probabilité de survie),
- 2-une augmentation unitaire de l'importance des blessures au tronc réduit la probabilité logarithmique de survie de 0.054 (soit environ 5,4 % de réduction de la probabilité de survie),
- 3-une augmentation unitaire de l'épaisseur de liège (E) augmente la probabilité logarithmique de survie de 0.072 (soit environ 7,2 % d'augmentation de la probabilité de survie), et
- 4-une augmentation unitaire de la hauteur totale (H) augmente la probabilité logarithmique de survie de 0.183 (soit environ 18,3 % d'augmentation de la probabilité de survie).

La probabilité logarithmique de survie mesure l'effet de la variable indépendante sur l'odds ratio de survie, et il est important de noter que cela ne représente pas directement la probabilité réelle de survie, mais plutôt une mesure relative de l'effet de la variable sur les chances de survie.

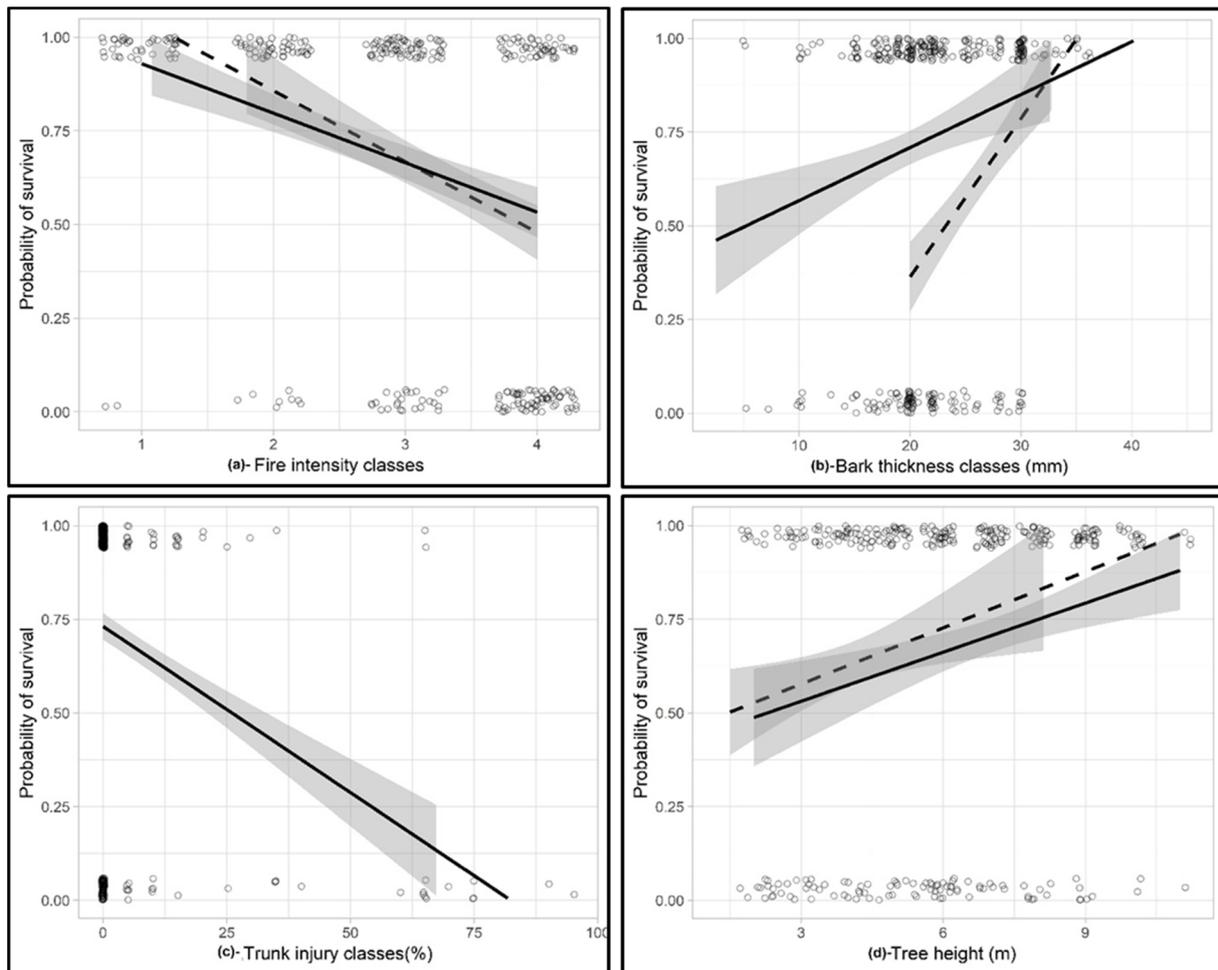


Figure 64 : Prédiction du modèle logistique de la survie du chêne-liège, basée sur le tableau 20. Chaque figure montre la probabilité de survie en relation avec (a) l'intensité du feu ; (b) épaisseur de liège; (c) état de crevasse, (d) hauteur totale de l'arbre. Chaque ligne représente des arbres non démasclés avec du liège mâle (ligne pleine), des arbres démasclés (ligne pointillée).

Par conséquent, si nous prenons en compte un arbre incendié d'une hauteur totale de 6 m, avec une épaisseur de liège de 24 mm, présentant un tronc moyennement crevassé avec un taux de 20% et ayant subi une violence de feu de classe 2 avec un feuillage et rameaux fins absents ou de nombreux rameaux fins peuvent encore être visibles ou peu touchés, selon le modèle, la probabilité de survie est estimée à 75,43%.

5.2-Importance de la reprise végétative de la couronne des arbres survivants à moyen terme

5.2.1-Qualité et classes de reprise végétative

Les résultats de la distribution de la qualité et classe de reprise végétative à moyen terme de la couronne des arbres sont représentés dans la **figure 65**.

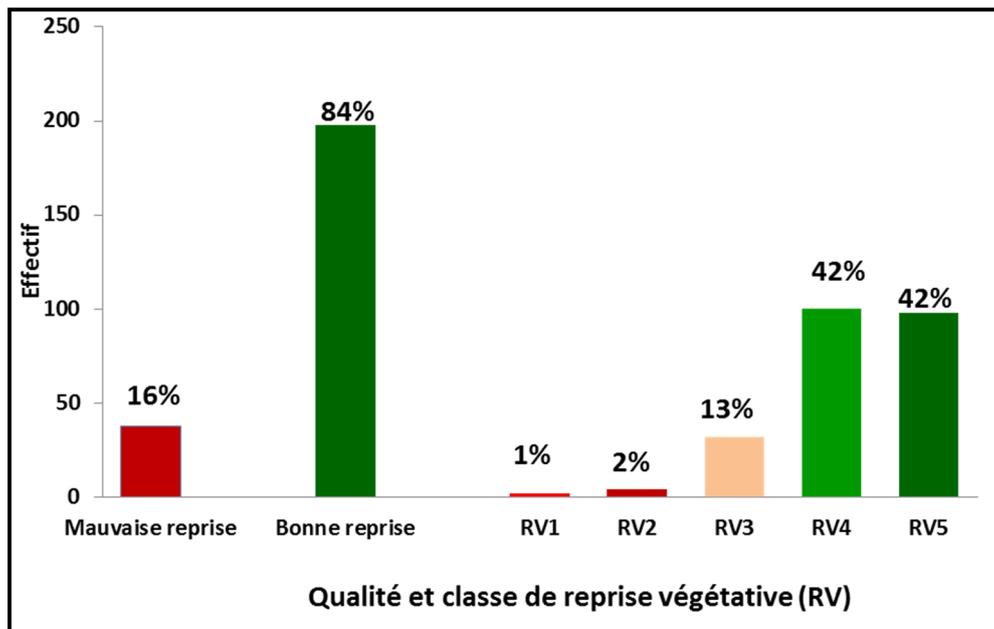


Figure 65 : Distribution par qualité et classe de reprise végétative à moyen terme de la couronne des arbres (n=236)

D'après cette figure, on constate la dominance de la bonne reprise végétative de la couronne des arbres (>60% du feuillage) avec un taux de 84% (n=198). Très peu d'arbres n'ont pas bien donc récupéré leur biomasse foliaire. Les arbres vigoureux ayant reconstitué plus de 60% de leur houppier sont répartis également entre les classes 3 et 4 avec un taux de 42% chacune. Les arbres en mauvais état sanitaire sont dominés par les arbres affaiblis ou moyennement récupérés de la classe 3 (<50% de récupération foliaire). Enfin, les arbres gravement dépéris ou dépéris sont rares (1 à 2% seulement).

5.2.2- Relation entre l'importance de reprise végétative et l'exploitation de liège

Lors du deuxième inventaire sanitaire, après quatre ans de l'incendie (octobre 2016), on peut observer que les arbres repris et déjà exploités sont prédominants et représentant près de 61% de l'échantillon (n = 143) (**Figure 66**). La majorité des arbres de cette catégorie ont récupéré plus de la moitié de leur feuillage initial (62%, n=122). En effet, la classe 4 (60 à 90% du houppier récupéré) participe avec un taux 29.4% au même titre que la classe 5 (plus de 90% du houppier récupéré). Un faible pourcentage, d'environ 2,2%, appartient aux classes 1 et 2, où ces arbres ont montré une faible récupération (<30%) de leur houppier initial.

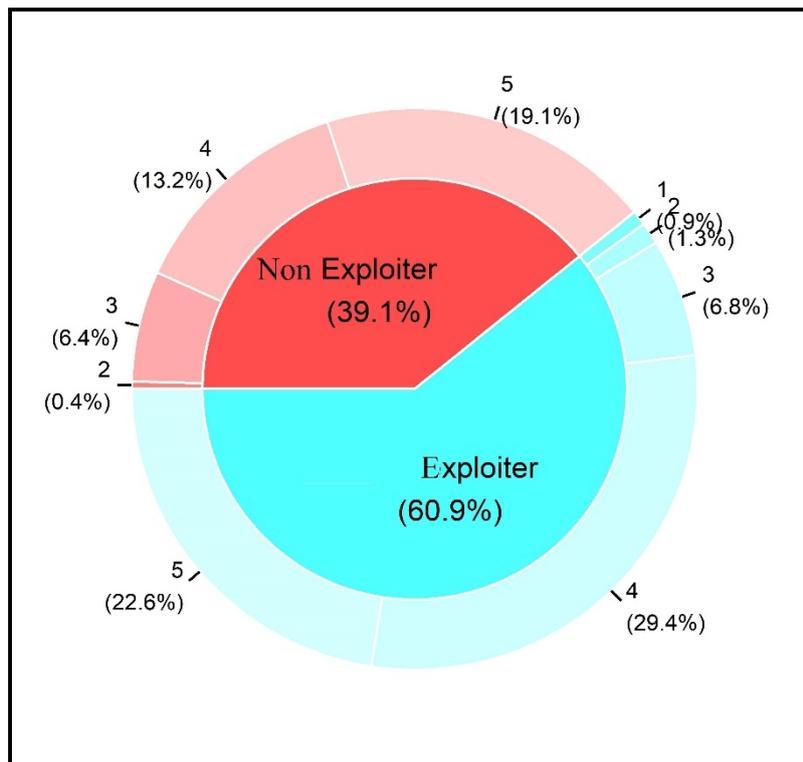


Figure 66 : Distribution des classes d'importance de reprise végétative à moyen terme des arbres survivants en fonction d'état d'exploitation (inventaire octobre 2016, n=236) (c'est l'inverse, exploités : 60.9% (n=143) et non exploités 39.1% (n=76).

Pour les arbres non exploités, on observe un taux de reprise végétative de 39% (n=92). Les classes de bonne reprise végétative sont généralement satisfaisantes avec un taux de 38% (n=76). Elles varient en effet, entre 19% pour la classe 5 (importance de reprise supérieure à 90%) et 13% pour la classe 4 (importance de reprise comprise entre 60 et 90%). Les arbres affaiblis sont moins représentés aussi dans cette catégorie.

Les résultats de l'évaluation de l'importance de reprise en fonction du facteur d'exploitation montrent qu'il n'y a pas d'effet significatif de l'exploitation sur l'importance de reprise, comme le montre la valeur de p du test-t de Student pour des séries appariées, qui est de $p = 0,222$. Cette valeur est supérieure au niveau de signification $\alpha = 0,05$. Par conséquent, nous pouvons accepter l'hypothèse nulle et conclure que dans notre échantillon, l'exploitation n'a pas d'effet significatif sur le taux de reprise après l'incendie.

5.2.3- Relation entre l'importance de reprise végétative et la hauteur d'écorçage

Les résultats d'évaluation de l'importance de la récupération sanitaire des arbres exploités et brûlés et la hauteur d'écorçage sont représentés dans la **figure 67** et le **tableau 21**.

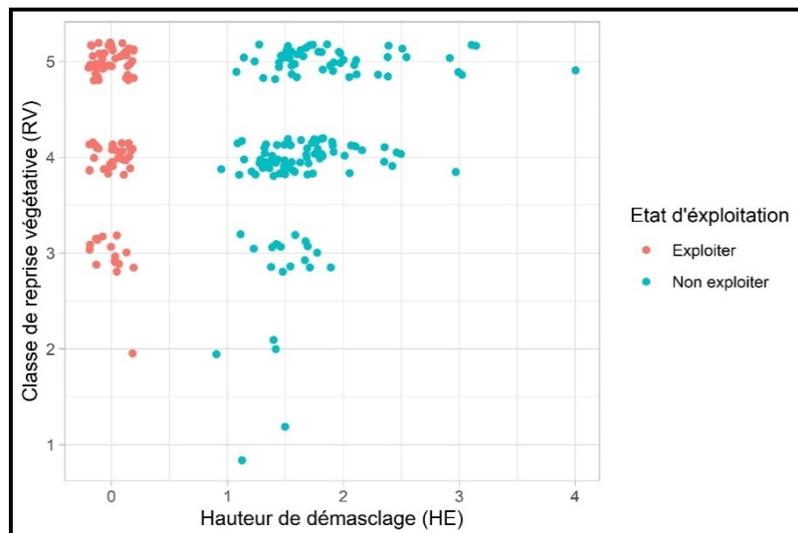


Figure 67 : Relation entre l'importance de reprise végétative (RV) et la hauteur du dernier écorçage (m) des arbres.

Tableau 21 : Analyses descriptives de la hauteur de démasclage (HE) en relation avec l'importance de reprise végétative (RV) (n = 122)

Importance de reprise (RV)	2	3	4	5	Globale
	(N=2)	(N=14)	(N=64)	(N=42)	
La hauteur de démasclage (HE)					
Moyenne (SD)	0.65 (0.92)	0.82 (0.76)	1.37 (0.64)	1.78 (0.71)	1.44 (0.74)
Mediane [Min, Max]	0.65 [0, 1.30]	1.13 [0, 1.80]	1.50 [0, 2.50]	1.70 [0, 30]	1.50 [0, 30]

Parmi les 143 arbres exploités de l'échantillon, près de 60% ont une valeur moyenne de hauteur de démasclage de 1,35 m. **La figure 67 et le tableau 21** montrent que plus de 87% des arbres exploités de l'échantillon ont repris la majorité de leur feuillage malgré des valeurs de hauteur de démasclage plus élevées (valeur moyenne de hauteur de démasclage de 1,5 à 1,7 m pour les classes 4 et 5).

Le fait que les résultats descriptifs obtenus soient contradictoires suggère que d'autres variables, qui ne sont pas directement liées aux caractéristiques des arbres, contribuent également à l'importance de reprise pour chaque individu.

5.2.4-Relation entre l'importance de reprise végétative (RV) et l'intensité du feu sur le tronc (IFT) et la cime (IFC).

Les résultats d'observation et d'évaluation de l'intensité du feu sur le tronc (IFT) et sur la cime (IFC) sont présentés dans le **tableau 22** et distribués par classes dans la **figure 68**.

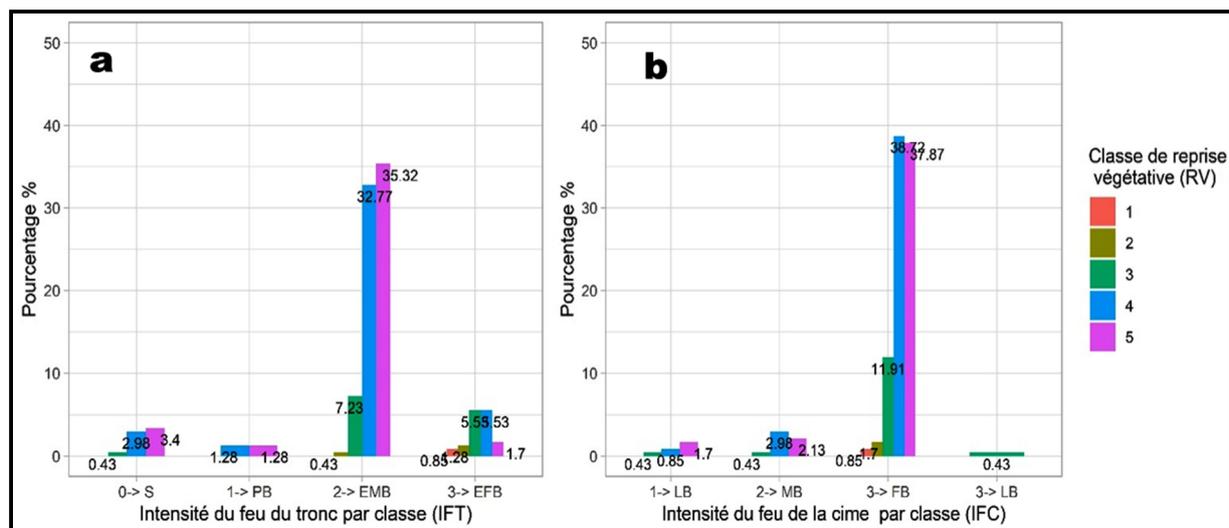


Figure 68 : Distribution des classes d'intensité du feu sur le tronc (IFT) (a) et sur la cime (IFC) (b) en fonction de la classe d'importance de reprise végétative (RV) ; classe d'IFT : S (non brûlé), PB (gris-brunâtre), EMB (brun-noirâtre), EFB (noirâtre) ; classe d'IFC : LB (gris-brunâtre), MB (brun-noirâtre), FB (noirâtre).

Tableau 22 : Analyses descriptives d'intensité du feu sur le tronc (IFT), et sur la cime (IFC) en relation avec l'importance de reprise végétative (RV) (n = 235).

Importance de reprise (RV)	1	2	3	4	5	Globale
	(N=2)	(N=4)	(N=31)	(N=100)	(N=98)	(N=235)
Intensité du feu sur le tronc (IFT)						
S: non brûlé	0 (0%)	0 (0%)	1 (3.2%)	7 (7.0%)	8 (8.2%)	16 (6.8%)
PB: gris-brunâtre	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	3 (3.0%)	3 (3.1%)	6 (2.6%)
EMB: brun-noirâtre	0 (0%)	1 (25.0%)	17 (54.8%)	77 (77.0%)	83 (84.7%)	178 (75.7%)
EFB: noirâtre	2 (100%)	3 (75.0%)	13 (41.9%)	13 (13.0%)	4 (4.1%)	35 (14.9%)
Intensité du feu sur la cime (IFC)						
LB: gris-brunâtre	0 (0%)	0 (0%)	2 (6.5%)	2 (2.0%)	4 (4.1%)	8 (3.4%)
MB: brun-noirâtre	0 (0%)	0 (0%)	1 (3.2%)	7 (7.0%)	5 (5.1%)	13 (5.5%)
FB: noirâtre	2 (100%)	4 (100%)	28 (90.3%)	91 (91.0%)	89 (90.8%)	214 (91.1%)

Le tableau 22 montre que la classe d'intensité brun-noirâtre est la plus fréquente (représentant près de 3/4 des arbres inventoriés). Globalement, les résultats d'évaluation de la relation entre l'intensité du feu sur le tronc (IFT) et l'importance de la reprise végétative (RV) montrent une prédominance des classes de reprise végétative 4 et 5.

En ce qui concerne l'intensité du feu sur la cime (IFC), la lecture de la partie correspondante du tableau montre que la majorité des arbres ont une cime brûlée devenue noirâtre (91% des arbres).

5.2.5-Relation entre l'Importance de reprise végétative et l'importance de crevasse

La valeur moyenne de l'importance de la crevasse est de 0,71 m. La **figure 69** et le **tableau 23** montrent que plus de 84 % des arbres inventoriés dans l'échantillon ont repris la majorité de leur feuillage (classe 4 : 42 % du houppier récupéré, classe 05 : plus de 41 % du houppier récupéré), malgré des valeurs de crevasse plus élevées dans ces deux classes (valeur moyenne de crevasse de 0,45 à 1,19 m pour les classes 4 et 5).

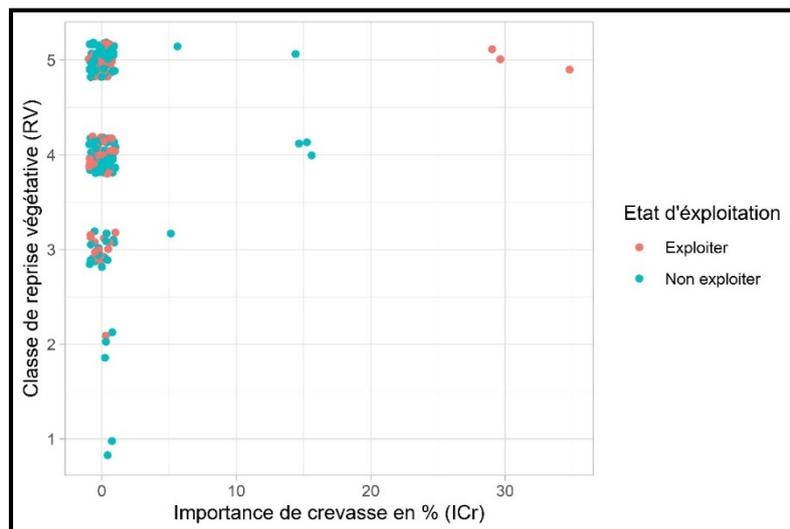


Figure 69 : Relation entre l'importance de reprise végétative (RV) et l'importance de crevasse (ICr)

Tableau 23 : Analyses descriptives de l'importance de crevasse (ICr) en relation avec l'importance de reprise végétative (RV) (n = 235).

l'importance de reprise (RV)	1	2	3	4	5	Globale
	(N=2)	(N=4)	(N=31)	(N=100)	(N=98)	(N=235)
l'importance de crevasse (ICr)						
Moyen (SD)	0 (0)	0 (0)	0.16 (0.90)	0.45 (2.57)	1.19 (5.72)	0.71 (4.07)

Le fait que les résultats descriptifs obtenus soient contradictoires ; ils peuvent être expliqués par le faible nombre d'arbres présentant des crevasses, ou par le fait que d'autres variables, qui ne sont pas directement liées aux caractéristiques des arbres, peuvent également contribuer à l'importance de la reprise pour chaque individu.

5.2.6- Analyse multivariée des facteurs affectant la bonne reprise des arbres

L'évaluation du taux de reprise végétative des 235 arbres survivants a montré que 84 % des arbres de la couronne (n = 198) ont reconstitué plus de 60 % de leur feuillage. Ceci indique

qu'après quatre ans du passage de l'incendie ; les arbres ont fortement récupéré leur état sanitaire.

Parmi les arbres récupérés, une grande partie (73 %, n = 144) était apte à être écorcée pour produire un nouveau liège sain de bonne qualité. Elle concerne 85 % (n = 122) de l'ensemble des arbres déjà exploités et seulement 30 % (n = 22) parmi les arbres non exploités dont la circonférence du tronc est supérieure à 60 cm (taille recommandée pour démasclage). Les arbres restants étaient soit trop jeunes pour la récolte de liège (60 %, n = 54), soit encore dépérissants (15 % des arbres démasclés et non démasclés, respectivement). Le modèle développé pour prédire le taux de reprise de la cime a montré que le rythme de la régénération est significativement affectée par ordre d'importance décroissant de : i) l'intensité du feu au niveau du tronc (IFT), ii) la hauteur totale des arbres et iii) l'épaisseur de liège (**Tableaux 24 et 25**).

Tableau 24 : Le modèle linéaire logistique de régression permettant de prédire reprise tardive des chênes lièges après feu s'est produit entre 2012 et 2016. Modèle basé sur 235 arbres vivants en Oct. 2016 (modèles complet).

Model	Variabes	Coefficient± standard erreur	Z-Valeur	P-value
Facteur de bonne reprise	β0 (constant)	9.239±3.157	2.926	0.003**
	Hauteur totale (H)	0.985±0.243	4.039	<0.000***
	Epaisseur de liège (E)	-0.118±0.041	-2.848	0.004**
	Diamètre (D)	-8.618±4.031	-2.138	0.032*
	Etat du tronc (ImCr)	0.121±0.129	0.937	0.349
	Intensité ou sévérité du feu au niveau de la cime (IFC)	-1.015±0.853	-1.189	0.234
	Intensité ou sévérité du feu au niveau du tronc	-1.999±0.465	-4.299	<0.000***
	Etat d'Exploitation (Ex)- Arbre Exploiter->1	-0.883±0.513	-1.720	0.085 .

* les coefficients du Model (± standard error): β0, intercept. and P-value: 0 '***', 0.001 '**', 0.010 '*', 0.050 '.'; performance du Model : (AIC: 170.84) ; Test du rapport de vraisemblance LRT $\chi^2 = 53.474$.

Tableau 25 : Le modèle linéaire logistique de régression permettant de prédire reprise tardive des chênes lièges après feu s'est produit entre 2012 et 2016. Modèle basé sur 235 arbres survivants en Oct. 2016 (modèles réduit).

Model	Variables	Coefficient± standard erreur	Z-Valeur	P-value
Facteur de bonne reprise (Oct. 2016)	β0 (constant)	5.640± 1.659	3.400	0.000 ***
	Hauteur totale (H)	0.932± 0.239	3.910	<0.000 ***
	Epaisseur de liège (E)	-0.098± 0.039	-2.530	0.011 *
	Diamètre (D)	-7.093± 3.916	-1.811	0.070 .
	Intensité ou sévérité du feu au niveau du tronc (ICT)	-1.951± 0.452	-4.313	<0.000 ***
	Etat d'Exploitation (Ex)- Arbre Exploiter->1	-0.935± 0.496	-1.885	0.059 .

* les coefficients du Model (± standard error): β_0 , intercept. and P-value: 0 '***', 0.001 '**', 0.010 '*', 0.050 '.'; performance du Model : (AIC: 170.33) ; Test du rapport de vraisemblance LRT $\chi^2 = 49.989$.

La probabilité d'une bonne réponse végétative augmentait avec la diminution de l'intensité du feu au niveau du tronc et l'épaisseur de liège et l'augmentation de la hauteur de l'arbre. Ceci explique qu'une bonne reprise de la cime ait été observée chez les arbres dont les troncs étaient affectés par un feu de faible intensité, même lorsqu'ils étaient recouverts d'une fine écorce de liège (10-20mm), et leurs cimes étaient plus hautes soit supérieures à 6m (81% pour les arbres exploités et 88% pour les arbres non exploités) (**Figure 70**). Une forte probabilité de bonne reprise de la cime a été observée pour les troncs peu brûlés et la cime était loin de la flamme (hauteur de la flamme). Mais cette bonne reprise a été davantage enregistrée sur les arbres non exploités que sur les arbres exploités. Ceci explique pourquoi la reprise végétative était plus élevée chez les arbres au tronc ayant subi des incendies moins intenses et lorsque leur cime était plus haute (>6m), même lorsque la couche de liège était mince. Au contraire, les jeunes arbres à cime basse (couche arbustive) exposés à de violents incendies de forêt régénèrent faiblement leur cime même lorsqu'ils sont recouverts d'une écorce épaisse (**Figure 70 a, b**). Ceci s'explique par la violence du feu qui a affecté la cime (était proche de la flamme). Cependant, les jeunes arbres de plus faible hauteur (< 6 m) recouverts d'une écorce même épaisse et exposés à des incendies violents reconstruisent faiblement leur cime (**Figure 70 b**). La probabilité de reprise de la cime était plus faible chez les arbres exploités que chez les non exploités. Concernant l'épaisseur du liège, son effet sur

le taux de régénération de la cime était faible car la majorité des arbres restants étaient déjà protégés par du liège ($E > 20$ mm) (**Figure 70 c**).

Donc les arbres qui trouvent de difficultés de reprise sanitaire (restent affaiblis), sont ceux qui ont été exposés à un feu intense au niveau du tronc en particulier, à croissance lente ou jeune (moins hauts) quel que soit l'épaisseur du liège (20-57mm).

Enfin, le test diagnostique de multi-colinéarité a détecté une forte dépendance linéaire entre le diamètre, la hauteur ($r = 0,811$) et l'exploitation des arbres ($r = 0,524$). L'inclusion de la hauteur (par rapport à la cime) dans le modèle a montré un effet très significatif.

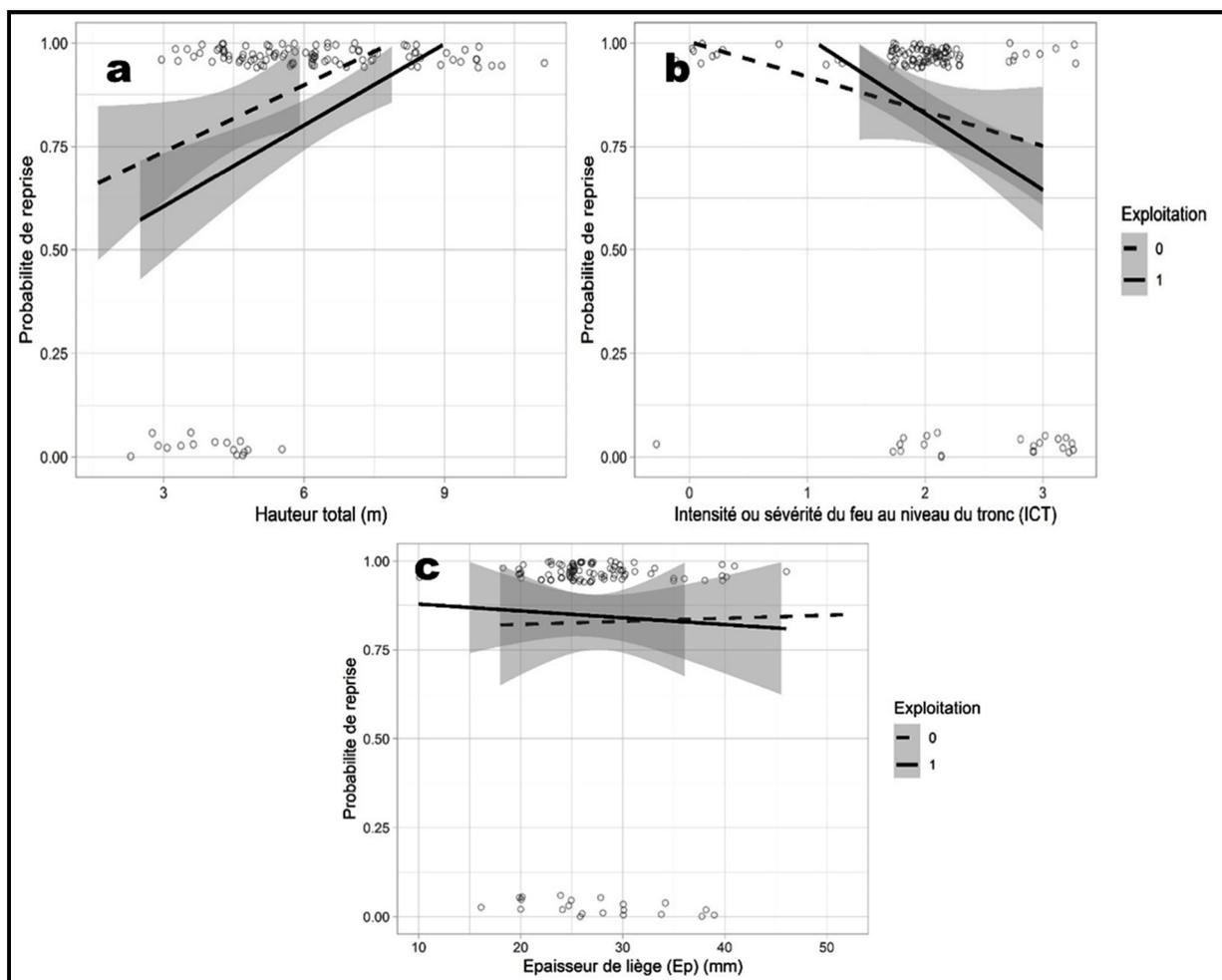


Figure 70 : Prédiction par modèle logistique de la probabilité de reprise de la cime des arbres survivants de chêne-liège. Chaque ligne représente des arbres non exploités avec du liège mâle (ligne pleine) et des arbres exploités (ligne pointillée)

Enfin, les autres variables testées n'ont pas montré un effet sur la reprise végétative et le rythme de récupération sanitaire. Il s'agit de : i) l'état de tronc, car la majorité des arbres repris ont présenté un tronc sain (troncs endommagés ont été morts), ii) Indice de feu au niveau de la cime, car la violence du feu à ce niveau est corrélée à la hauteur totale, et enfin

l'état d'exploitation des arbres. Les deux catégories ont présenté la même tendance de récupération sanitaire.

5.3-Vitalité des souches et capacité de production des rejets

5.3.1-Relevés dendrométriques : Circonférence des souches

Les résultats de mesures de la circonférence des souches-échantillons (n=105) après l'opération de coupe sont mentionnés dans la **figure 71**. Le **tableau 26** donne l'analyse descriptive des données obtenues.

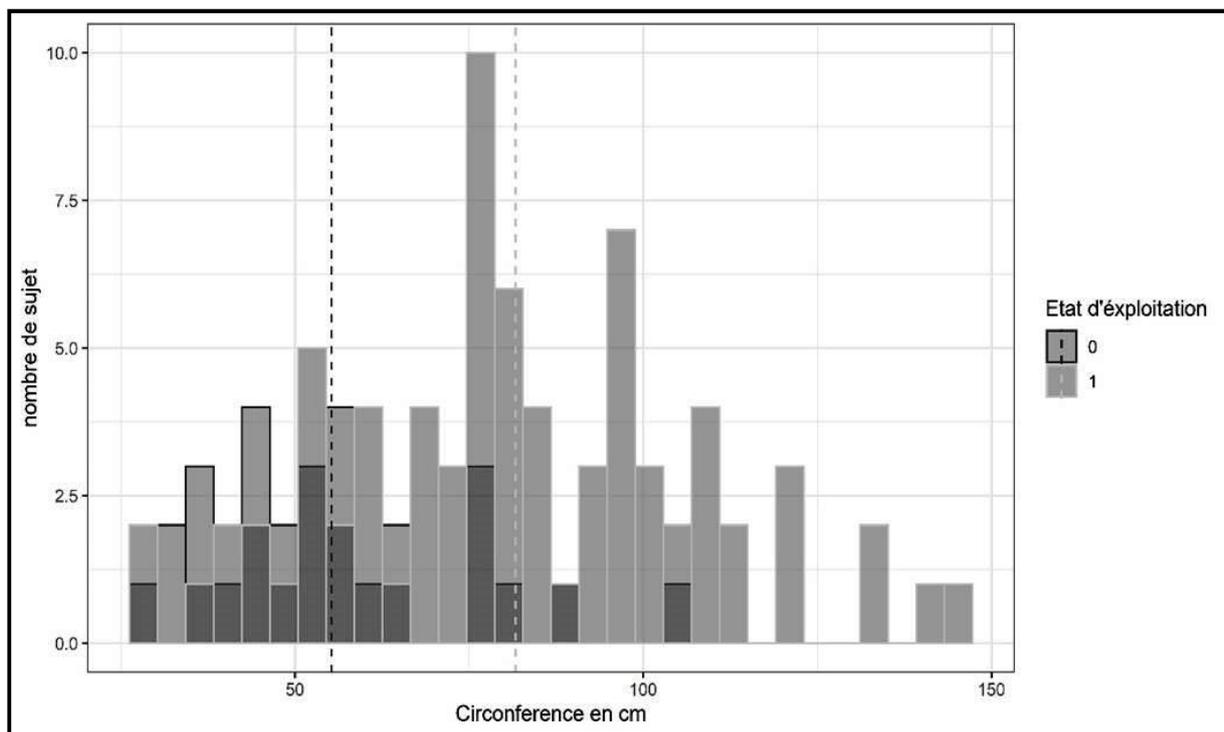


Figure 71 : Histogramme de distribution du nombre de souches (n=105) par classes de circonférence à l'échelle de la zone d'étude; * Etat d'exploitation, 0 : souche d'arbres non exploités ; 1 : souches d'arbres exploités

Tableau 26 ; Analyse descriptive de la circonférence des souches.

	N	Mo de la c x	Min	Max	$\frac{s.d.}{\bar{x}}$	CV	Kurtosis	Skewness
Echantillons Globale	105	72.68	28	145	28.26	0.39	2.59	0.39
Non exploiter	29	55.24	30	105	18.35	0.33	3.11	0.82
Exploiter	76	81.66	28	145	25.73	0.32	2.69	0.2

Pour un échantillon global composé de 105 souches, la circonférence moyenne est de

72.68 (± 5.47 cm), avec une valeur minimale de 28 cm et une valeur maximale de 145cm. L'écart-type est de 28.26, ce qui indique une dispersion importante des données. Le coefficient de variation (CV) est de 39% ce qui suggère une variabilité relative modérée par rapport à la moyenne.

En ce qui concerne la souche des arbres non exploités ($n=29$), la circonférence moyenne est de 55.24 (± 6.98 cm), avec une amplitude allant de 30 à 105cm. L'écart-type est de 18.35, indiquant une dispersion moindre par rapport à l'échantillon global. Le coefficient de variation est de 33%, ce qui suggère une variabilité relative modérée. En effet, les souches de faible grosseur (<50 cm) sont dominantes (**Figure 71**).

Pour les arbres exploités ($n=76$), la circonférence moyenne des souches est de 79.34 (± 6.54 cm) avec des valeurs extrêmes allant de 28 à 145cm. L'écart-type est de 28.63, indiquant une dispersion similaire à l'échantillon global. Le coefficient de variation est de 36%, ce qui suggère une variabilité relative assez forte. Les souches de taille moyenne à forte sont dominantes (>70 cm).

En termes de distribution, les valeurs de kurtosis (2.59 pour l'échantillon global, 3.11 pour les arbres non exploités et 2.69 pour les arbres exploités) indiquent une distribution légèrement plus aplatie que la distribution normale. Les valeurs de skewness (0.39 pour l'échantillon global, 0.82 pour les arbres non exploités et 0.2 pour les arbres exploités) indiquent une légère asymétrie positive dans la distribution.

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

Les résultats montrant la relation entre les mesures d'épaisseur du liège couvrant les souches et la vitalité de ces dernières (importance des rejets) sont présentés dans la **figure 72**. D'après cette figure, on constate l'existence d'une relation visible entre l'épaisseur du liège des souches et les indicateurs de bons rejets à savoir la vitalité de la souche et la croissance des brins (hauteur et circonférence du brin dominant).

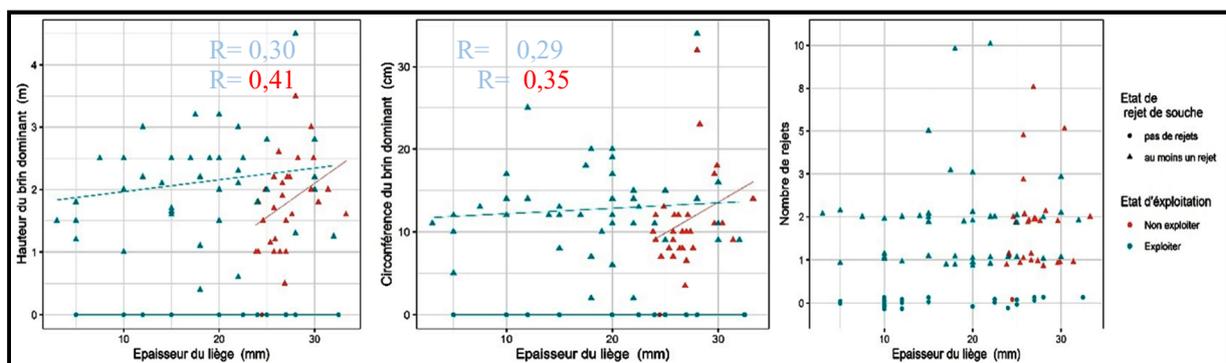


Figure 72 : Relation entre l'épaisseur et l'âge du liège et l'importance des rejets de souche

(Gauche : hauteur du brin dominant HBD, Milieu : Circonférence du brin dominant CBD, droite : Nombre de rejets) (n=105).

La corrélation entre l'épaisseur du liège et ces indicateurs est de 0,29 pour CBD et 0,30 pour HBD chez les arbres exploités. Cette corrélation s'intensifie pour les arbres non exploités, avec des valeurs de corrélation de 0,35 pour CBD et 0,41 pour HBD. Cela suggère que plus l'épaisseur du liège est importante, plus la souche est protégée contre la chaleur de la flamme et vigoureuse. Cette souche a plus de chances de rejeter des brins. Ces derniers se développent bien.

5.3.3-Relevés de recépage : Hauteur de coupe

Les résultats de mesures dendrométriques des rejets de souche en relation avec la qualité de recépage sont présentés dans la **figure 73**.

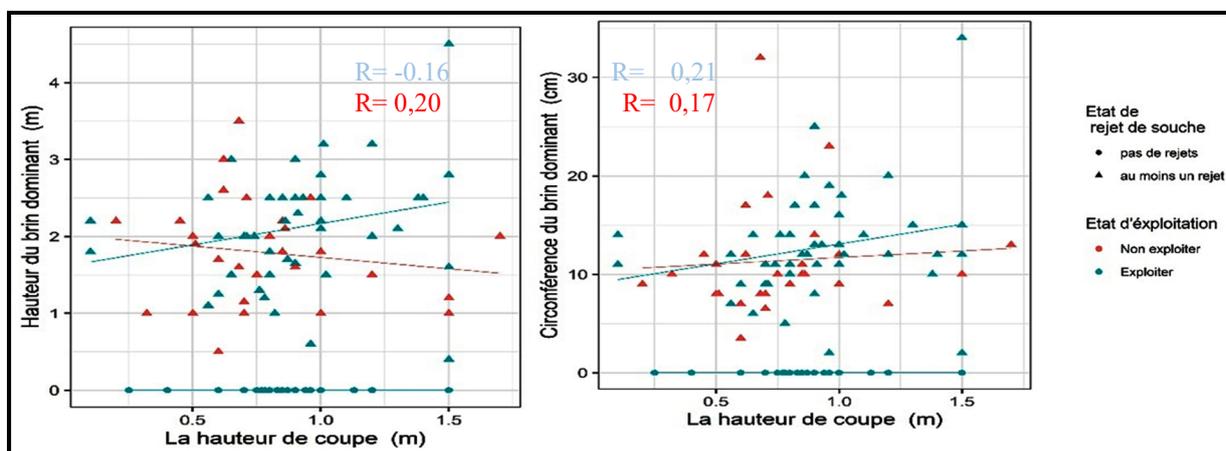


Figure 73 : Relation entre la hauteur de coupe et l'importance de rejet de souche (Gauche : hauteur du brin dominant, Droite : la circonférence du brin dominant) (n=105).

Cette figure, met en évidence une relation moins prononcée entre la hauteur de la coupe et les indicateurs de rejets de souche (importance des rejets. La corrélation entre la hauteur de la coupe et ces indicateurs est de 0.17 pour CBD et 0.20 pour HBD. On remarque également une différence de corrélation entre les souches d'arbres exploités et celles d'arbres non exploités pour l'indice de la hauteur du brin dominant. La corrélation est de 0.21 pour les arbres exploités, tandis qu'elle est de -0.16 pour HBD. Cela suggère que la hauteur de la coupe a une influence relativement limitée sur les indicateurs de bons rejets de souche. D'autres facteurs peuvent certainement intervenir pour expliquer la vitalité des souches.

5.3.4-Analyse multivariée des facteurs affectant la vitalité des souches

Le **tableau 27** présente les résultats du modèle linéaire logistique de régression pour prédire la vitalité des souches (importance des rejets et développement des brins) après le passage de l'incendie. Les variables incluses dans ce modèle étaient la hauteur de la coupe, l'épaisseur du liège, l'état d'exploitation des arbres et l'état du bois de la souche. Il convient de signaler que 26% seulement de la mortalité des tiges (n=54) ont pu émettre immédiatement au moins un rejet (régénération basale). Mais l'opération de recépage de 2014 a pu favoriser le départ de rejets de 13% seulement (n=20) des souches des tiges qui étaient mortes juste après le feu.

Tableau 27. Le modèle linéaire logistique de régression permettant de prédire la vitalité des souches après le feu (2012-2016). Modèle basé sur 105 souches d'arbres survivantes en Oct. 2016 ; Etat de rejets de souche (codage binaire; 0 pas de rejets, 1; au moins un rejet), (Model complet).

Model	Variabes	Coefficient± standard erreur	Z-Valeur	P-value
Facteurs post-feu de vitalité des souches (Model complet).	β_0 (constant)	2.817± 1.711	1.647	0.099.
	Hauteur de la coupe HC	-0.754± 0.955	-0.789	0.429
	Epaisseur du liège (E)	0.098± 0.0401	2.449	0.014 *
	Etat d'Exploitation (Ex)- Arbre Exploiter->1	-0.758± 1.242	-0.610	0.541
	Circonférence de la souche (CS)	-0.024± 0.011	-2.190	0.028 *
	Etat de bois de la souche (ES)	-1.96± 0.672	-2.919	0.003 **

* les coefficients du Model (\pm standard error): β_0 , intercept. and P-value: 0 '****', 0.001 '**', 0.010 '*', 0.050 '.'; performance du model: multiple R-squares: 0.383, AIC: 105.31; Test du rapport de vraisemblance LRT $\chi^2 = 34.117$; AU ROC : 0.8282.

Le modèle montre que l'épaisseur du liège, l'état d'exploitation des arbres et l'état du bois de la souche sont des facteurs significatifs pour prédire la vitalité post-feu des souches, tandis que la hauteur de la coupe a montré un effet non significatif. Le modèle présente une performance modérée avec une explication de 38,3% de la variabilité observée.

On a également suivi la qualité du modèle en utilisant le critère de l'Information Criterion d'Akaike (AIC). Un AIC plus faible indique un meilleur modèle. Le modèle initial a un AIC de 105.31. À la première étape, on a constaté que la suppression des deux variables de la Hauteur de la coupe et l'état d'Exploitation HC (HC, EX) réduit l'AIC à 102.48 À la deuxième étape, toute suppression supplémentaire d'une autre variable augmenterait l'AIC. Par conséquent, la procédure s'arrête à ce stade.

Le **tableau 28** présente les résultats du modèle linéaire logistique de régression **amélioré** pour prédire la vitalité des rejets de souche après quatre ans del' incendie soit sur une période de 2012 à 2016. Les variables incluses sont l'épaisseur du liège (E), la circonférence de la souche (CS) et l'état de la souche (ES).

Les résultats indiquent que l'épaisseur du liège est positivement et significativement corrélée à la vitalité des rejets de souche, et l'odds ratio est $\exp(0.110) = 1,116$. Cela indique qu'une augmentation de l'épaisseur du liège d'une unité est associée à une augmentation de 11,6% de chances de la vitalité des souches en émettant des rejets après le feu.

Tableau 28. Le modèle linéaire logistique de régression permettant de la vitalité des rejets de souche après feu s'est produit entre 2012 et 2016. Modèle basé sur 106 arbres vivants en Oct. 2016 (modèles réduit).

Model	Variabes	Coefficient± standard error	Z-Valeur	P-value
Facteurs de vitalité des souch après feu (Model complet).	β_0 (constant)	1.448± 1.040	1.392	0.163
	Epaisseur du liège (E)	0.110± 0.035	3.185	0.001 **
	Circonférence de la souche (CS)	-0.027± 0.010	-2.585	0.009 **
	Etat de la souche (ES)	-1.967± 0.599	-3.286	0.001 **

* les coefficients du Model (± standard error): β_0 , intercept. and P-value: 0 '***', 0.001 '**', 0.010 '*', 0.050 '.', ; performance du model: multiple R-squares: 0.395, AIC: 102.48 ; Test du rapport de vraisemblance $LRT \chi^2 = 32.945$; AU ROC : 0.8483.

En revanche, la taille de la souche et l'état de bois de la souche présentent une corrélation négative et significative avec la vitalité des souches. Cela suggère que les grosses souches avec un état de bois plus détérioré ont tendance à perdre de vitalité ou à produire des rejets moins importants. L'odds ratio de la circonférence de la souche est $\exp(-0.0267) = 0,974$. Cela indique qu'une augmentation de la circonférence de la souche d'une unité est associée à une diminution de 2,6% de chances de préserver sa vitalité après le feu. Pour l'état de la souche (ES), l'odds ratio est $\exp(-1.967) = 0,139$. Cela indique qu'une souche dans un état de bois moins bon est associée à une forte diminution de 86,1% de chances de préserver sa vitalité par émission des rejets après le feu.

Le modèle a une performance globale de R^2 multiple de 0.395, ce qui indique que les variables incluses expliquent 39,5% de la variabilité observée dans la vitalité des souches. Un R^2 de cette magnitude est considéré comme modéré. L'AIC du modèle est de 102,48, ce qui est

relativement bas et indique une bonne qualité du modèle par rapport à d'autres modèles possibles.

Le test du rapport de vraisemblance LRT présente une valeur de χ^2 de 32,945, suggérant que le modèle amélioré est significativement meilleur qu'un modèle nul, renforçant ainsi sa validité pour prédire la vitalité des rejets de souche.

L'aire sous la courbe ROC (AU ROC) est de : 0.8483, ce qui indique une performance modérément bonne du modèle pour prédire la vitalité des souches. Une valeur proche de 1 indiquerait une meilleure performance du modèle.

En somme, le modèle linéaire logistique de régression amélioré fournit des informations sur les variables clés (épaisseur du liège, circonférence de la souche et état de la souche) qui influencent la vitalité des souches après un incendie. Le modèle présente une performance modérée et une bonne qualité par rapport à d'autres modèles, ce qui en fait un outil utile pour prédire la vitalité des souches dans de telles situations.

5.3.5-Analyse multivariée des facteurs affectant le développement des rejets

D'après le **tableau 29** selon le modèle complet, l'épaisseur du liège et l'état de la souche sont les variables significatives pour prédire le bon développement des rejets de souche après un incendie. Une plus grande épaisseur de liège est associée à une plus grande probabilité de bonne croissance des brins, tandis que les souches qui sont dans un état moins favorable ont une probabilité réduite de développement des rejets. Les autres variables, y compris la hauteur de la coupe et l'état d'exploitation des arbres, ne sont pas statistiquement significatives pour prédire le bon rejet de souche.

Le modèle développé amélioré pour prédire la bonne croissance des rejets fixée un diamètre de 5 cm de diamètre comme critère de choix de bon rejet ; a montré que cette croissance était significativement affectée par l'épaisseur du liège (E), l'état de la souche (ES) et circonférence de la souche (CS) (**tableau 29**, **tableau 30** et **figure 74**). En fait, une forte probabilité de bon rejet de souche a été observée pour les troncs avec une couche de liège plus épais, cette probabilité diminue avec l'augmentation circonférence de la souche (CS) et l'importance des blessures au tronc (ES).

Tableau 29 : Le modèle linéaire logistique de régression permettant de prédire le bon développement des rejets de souche après quatre ans du passage du feu. Modèle basé sur 105 souches survivantes en Oct. 2016 (modèles complet).

Model	Variabes	Coefficient± standard error	Z-Valeur	P-value
Fixant 5 cm de diamètre de rejet comme critère de choix de bonne croissance de brins	β_0 (constant)	2.337±1.488	1.570	0.116
	Hauteur de la coupe HC	-0.840±0.861	-0.976	0.329
	Epaisseur du liège (E)	0.079±0.036	2.134	0.032 *
	Etat d'Exploitation (Ex)- Arbre Exploiter->1	-0.575±0.970	-0.592	0.553
	Circonférence de la souche (CS)	-0.019±0.010	-1.845	0.065.
	Etat de la souche (ES)	-1.611±0.617	-2.610	0.009**

* les coefficients du Model (\pm standard error): β_0 , intercept. and P-value: 0 '***', 0.001 '**', 0.010 '*', 0.050 '.'; performance du model: Nagelkerke R-squares : 0.318, AIC: 117.1; Test du rapport de vraisemblance LRT $\chi^2 = 27.134$; AU ROC : 0.8074 0.785

Tableau 30 : Le modèle linéaire logistique de régression permettant de prédire le bon rejet de souche après feu s'est produit entre 2012 et 2016. Modèle basé sur 105 souches en Oct. 2016 (modèles réduit).

Model	Variabes	Coefficient± standard error	Z-Valeur	P-value
Fixant 5 cm de diamètre de rejet comme critère de choix de bonne croissance de brins	β_0 (constant)	1.0327±0.9744	1.060	0.28922
	Epaisseur du liège (E)	0.0906±0.0311	2.910	0.00361 **
	Etat de la souche (ES)	-1.5961±0.5552	-2.875	0.00404 **
	Circonférence de la souche (CS)	-0.0208±0.0093	-2.216	0.02668 *

* les coefficients du Model (\pm standard error): β_0 , intercept. and P-value: 0 '***', 0.001 '**', 0.010 '*', 0.050 '.'; performance du model: multiple R-squares: 0.302, AIC: 114.61; Test du rapport de vraisemblance LRT $\chi^2 = 25.632$; AU ROC : 0.8074.

Le modèle linéaire logistique de régression améliore analyse l'odds ratio pour prédire le bon rejet de souche après un incendie. L'épaisseur du liège (E) présente un odds ratio d'environ 1.094, ce qui indique qu'une augmentation de l'épaisseur du liège augmente les chances d'avoir un bon rejet de souche d'environ 9.4%. En revanche, l'état de la souche (ES) a un odds ratio d'environ 0.203, ce qui signifie qu'une augmentation de l'état de la souche diminue les chances d'avoir un bon rejet de souche d'environ 79.7%.

Pour la circonférence de la souche (CS), l'odds ratio est d'environ 0.979, suggérant qu'une augmentation d'une unité dans la circonférence de la souche est associée à une diminution d'environ 2.1% des chances d'avoir un bon rejet de souche. Ces résultats fournissent des

informations essentielles pour la gestion forestière et la prédiction de la vitalité des souches et l'avenir des brins s après un incendie.

Enfin, si tous les coefficients du prédicteur sont hautement significatifs, les bonnes corrélations sont vérifiées entre le facteur de bon rejet, Epaisseur du liège (E) ($r = 0.315$) et la circonférence de la souche (CS) ($r = -0.320$). Bien que ces coefficients soient faibles dans le modèle et que les effets soient limités, ces deux variables seules ne peuvent déterminer la vitalité de l'arbre que lorsqu'elles sont associées à l'état du tronc (ES), et l'état d'exploitation (EX).

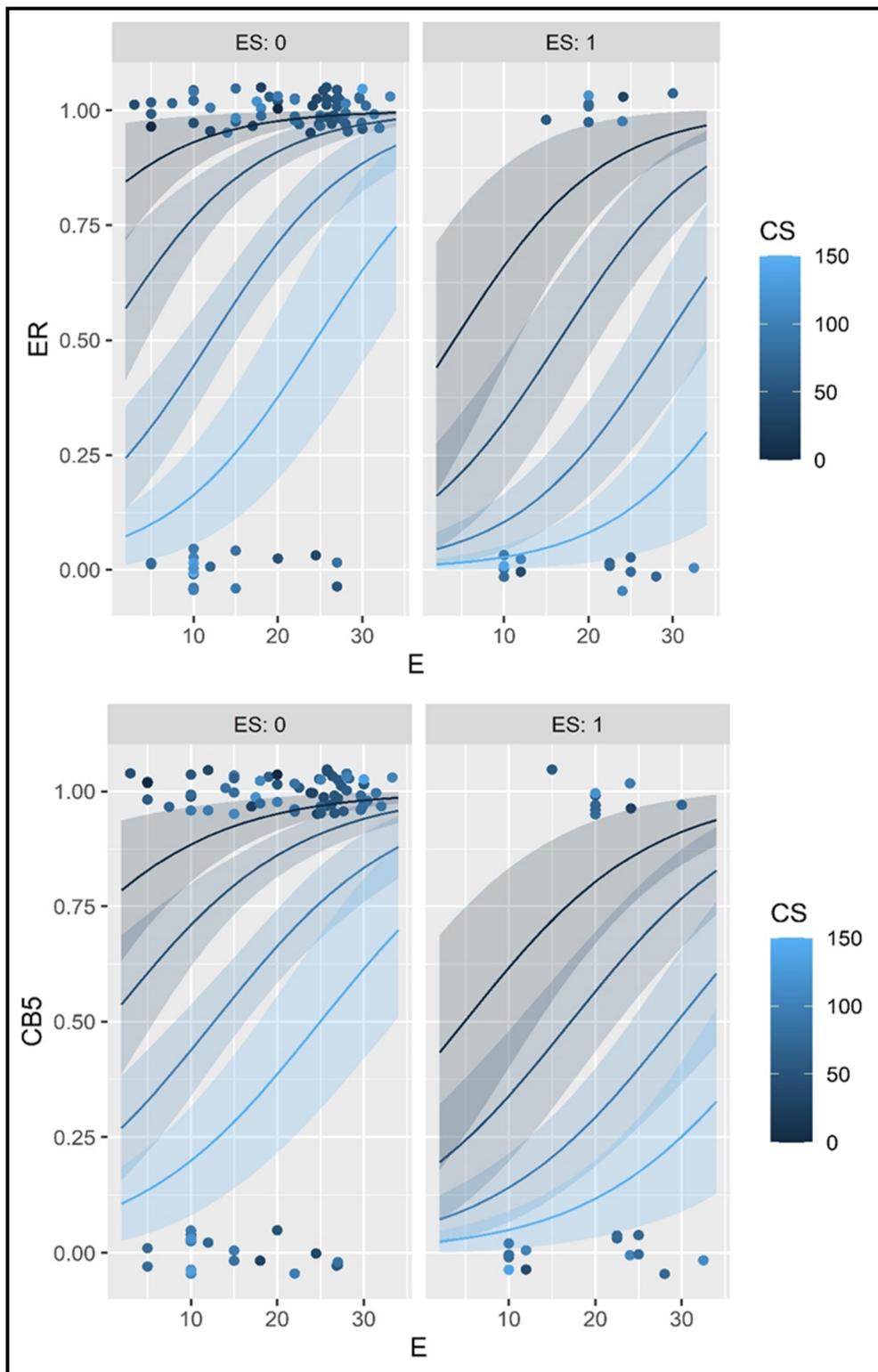


Figure 74 : Prédiction du modèle logistique multivarié de la bonne reprise du chêne-liège, CB5 : Indicateur de qualité de croissance de rejet (si la circonférence du brin dominant (cm) $CBD < 5\text{cm}$, code 0, et si $CBD > 5\text{cm}$, code 1) et ER : Etat de rejet de souche (codage binaire; 0 pas de rejets, 1; au moins un rejet) basée sur le tableau 30. Chaque figure montre la probabilité de bonne reprise en relation avec épaisseur de liège en abscisse et circonférence de la souche en légende.

Chapitre V :

Discussion

1-Effet de l'incendie sur la typologie des peuplements

Les mesures de diamètre des arbres recensés dans le site d'étude ont révélé que la catégorie prédominante avant le passage du feu était celle des petits bois à bois moyens. Cela indique que notre peuplement est une jeune futaie en début de production de liège. Ce type de peuplement est naturel, les arbres sont des franc-pieds issus de semis et donc de reproduction sexuée. La plupart des arbres ont un tronc unique et rarement des rejets de souche résultant des incendies passés. La répartition des diamètres des arbres est non paramétrique, montrant une prédominance des perches à bois moyens (20,52% de perches, 45,52% de petits bois et 29,04% de bois moyens). Selon **Oswald (1980)** et **Lanier (1986)**, cette structure indique une forte concurrence entre les arbres au sein du peuplement, ce qui explique un faible taux de régénération naturelle dans ce peuplement de chênes lièges. À cet égard, **Vignes (1990)** souligne que le chêne-liège a du mal à prospérer et finit par disparaître à l'ombre.

D'autres études antérieures réaffirment également le fait que les arbres de plus grande taille, avec un diamètre à hauteur de poitrine plus élevé et généralement plus anciens, sont davantage vulnérables aux dommages causés par le feu par rapport aux arbres plus petits (**Catry et al. 2009 ; Moreira et al. 2009**). Cette vulnérabilité accrue des arbres plus grands peut s'expliquer par le fait que les individus plus âgés ont subi des écorçages répétés au cours de leur vie et ont probablement été plus fréquemment soumis à de mauvaises pratiques de gestion, comme des tailles excessives ou des dommages par écorçage, ce qui diminue leur vitalité (**Natividade, 1950**).

Après l'incendie, on observe encore une forte présence des catégories de bois allant des perches aux petits bois, ce qui suggère que la structure des arbres tend à adopter une configuration similaire à un jardin. Cependant, il est difficile d'obtenir cette structure dans les peuplements naturels existants (**Messaoudène, 2000**). L'objectif est de créer une discontinuité horizontale et verticale au sein des peuplements afin de permettre des récoltes régulières et de réduire les risques de mortalité après les incendies (**Schaffhauser et al., 2012**). Un modèle théorique, appelé distribution idéale, est proposé. **Vignes (1990)** accorde une grande importance à la classe juvénile, qui devrait représenter 63% du nombre total des tiges par hectare, avec une diminution progressive dans les autres classes. Suite à l'opération de recépage, le peuplement a conservé sa typologie car les différents types de bois ont été coupés de manière proportionnelle. Le nouveau peuplement attendu dans les années à venir tend vers un taillis sous futaie en cas d'absence des travaux d'éclaircies. Le recouvrement des brins des cépées

dépasseront les 65%.

2-Vitalité des arbres affectés par le feu

2.1-Effet des paramètres physiques du site d'étude

Dans nos conditions d'étude, la plupart des arbres situés dans les expositions orientés vers le nord étaient favorables pour une vitalité et une bonne reprise du houppier. En effet, dans les études antérieures, plusieurs auteurs ont signalé l'effet du relief sur la sévérité du feu. C'est ainsi que les arbres situés dans les expositions sud sont plus vulnérables au feu (Catry et al., 2009 ; Moreira et al., 2007).

En Méditerranée, les expositions sud sont généralement sèches et plus chaudes, avec un couvert végétal faible et une couche de sol mince (Kutiél et Lavee 1999) ; elles sont également plus vulnérables à l'érosion des sols (Marques et Mora 2003). Des études réalisées dans la forêt d'Yfri, après les pluies, Morsli (2013) a signalé que les sols en pente après l'incendie, se sont appauvris plus rapidement en matières organiques et ont devenu plus vulnérables à l'érosion et au dessèchement. En effet, sur les pentes abruptes du site et dans la première année suivant l'incendie, les conditions pluviométriques agressives ont causé les pertes de terre évaluées à plusieurs dizaines de tonnes par hectare. Les phénomènes d'érosion mécanique du sol étaient plus rapides et plus graves dans les parties encore découvertes de végétation.

2.2-Influence de l'épaisseur de liège, de l'exploitation et de la taille de l'arbre.

Des recherches antérieures ont montré que l'épaisseur de liège est le principal facteur de réponse du chêne-liège après un incendie (Catry et al., 2009, 2010a,b ; Moreira et al., 2007, 2009 ; Pausas 1997). La vulnérabilité des arbres au feu diminue considérablement avec l'augmentation de l'épaisseur de liège jusqu'à ce que le liège atteigne environ 4 cm d'épaisseur. Dans notre cas, une augmentation d'une unité de l'épaisseur de liège entraîne une augmentation de chances de survie des arbres d'environ 6,6 %.

Les chênes lièges dont l'écorce mesure plus de 3 à 4 cm d'épaisseur sont bien protégés contre les dommages causés par la chaleur dégagée du feu ; ceux-ci ont une très faible probabilité de mourir ou de souffrir de la mortalité de la tige. En ce qui concerne la mortalité des tiges, il est à noter que pour une épaisseur d'écorce inférieure à 3 cm, le chêne-liège est apparemment plus résistant au feu que les autres feuillus méditerranéens (Catry et al., 2010a). Cela peut s'expliquer par la haute isolation thermique fournie par le liège, en raison de sa forte proportion d'air et de sa faible densité (Pereira 2007).

Concernant l'incendie du forêt d'Yfri, les arbres exploités d'épaisseur de liège supérieure à 20 mm survivent car ils sont recouverts d'une couche de liège de reproduction considérée suffisamment épaisse. Ce paramètre est positivement et significativement corrélé à la vitalité des arbres ou l'odds ratio est $\text{logit_inverse}(-2.5753+0.1196*20 +1.1597) = 0.7263$ cela indique la probabilité de survie est donc très élevé de 72,63%.

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 (<15mm) ; ce qui correspond à un âge du liège de moins de 4 ans.

La récolte du liège ne réduit pas seulement considérablement l'épaisseur de liège, mais elle a également des effets supplémentaires. Il a été constaté que l'exploitation du liège en soi augmentait considérablement la vulnérabilité des arbres au feu, la mortalité étant jusqu'à 40 % plus élevée sur les arbres exploités, même pour des individus ayant la même épaisseur de liège (**Moreira et al., 2007**). Par exemple, en Sardaigne, **Barberis et al. (2003)** ont constaté que les chênes lièges écorcés plus souvent présentaient une mortalité plus élevée après le feu (~37%) que les arbres écorcés une seule fois (~17%). Concernant la forêt d'Yfri, l'exploitation a diminué la probabilité de survie de ~20%. L'écorçage est un facteur de stress majeur pour les arbres et a été associé à une perte de vigueur (**Natividade 1950**). L'extraction de l'écorce entraîne des pertes d'eau considérables à travers la surface du tronc dépouillé, ce qui peut affecter négativement l'activité photosynthétique et la productivité des arbres (**Correia et al., 1992**). Les blessures causées par les opérations de récolte du liège peuvent également être associées à la perte de vigueur des arbres (**Costa et al., 2004**). En fait, les arbres blessés se sont avérés moins résistants au feu que les arbres non endommagés (**Catry et al., non publié**). Les arbres blessés sont plus vulnérables parce que l'écorce est généralement absente ou beaucoup plus fine près des blessures, ce qui rend le tronc plus sensible à la chaleur et plus vulnérable aux autres agents externes (**Miller, 2000**). Les blessures sont également susceptibles de réduire la vigueur de l'arbre, à la fois en raison des ressources énergétiques nécessaires à la cicatrisation et parce que le xylème actif tué réduit le taux d'absorption d'eau (**Rundel, 1973**).

La probabilité de mortalité enregistrée peut également être expliquée par la taille des arbres, notamment leur hauteur totale. On suppose que la relation entre la hauteur des arbres et leur 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 souligné l'importance de la hauteur de carbonisation dans la vulnérabilité du chêne-liège au feu, tout comme cela a été observé pour de nombreuses autres essences forestières (**Catry et al., 2010**).

De plus, chaque augmentation d'une unité de la hauteur totale des chênes lièges entraîne une multiplication des chances de survie par 1.201 (soit environ une augmentation de 54,5% de la probabilité de survie).

2.3-Influence de la sévérité du feu et l'état du tronc

En utilisant les indices précédemment mentionnés, l'évaluation de la violence du feu subie par les arbres a montré la contribution significative de cette variable. En effet, les arbres qui présentent après le feu un feuillage visible et roussi avec quelques feuilles encore vertes, indiquent que la sévérité du feu est moindre. La majorité de ces arbres (>70%) ont survécu après l'incendie en donnant des repousses au niveau du houppier. En revanche, les arbres ayant subi une forte intensité du feu succombent complètement, avec un taux de mortalité pouvant atteindre un niveau tragique d'environ 90%.

Les arbres morts exploités carbonisés ont soufferts d'un feu intense. Aucune brindille n'est visible dans 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.

De plus, pour chaque augmentation d'une unité de la violence du feu, les chances de survie des chênes lièges sont multipliées par 1/3. Toutes les autres variables sont maintenues constantes. Cela signifie qu'une augmentation d'une catégorie de la violence du feu réduit considérablement la probabilité de survie des chênes lièges (~0.28%). La carbonisation du tronc dépend de l'impact direct du potentiel de feu sur l'arbre. Cet indicateur de chaleur reçue par l'arbre est déterminé par la température atteinte, l'importance de la végétation inflammable et la durée d'exposition au feu (**Miller, 2000 ; Rigolot, 2004**).

Les effets du régime d'incendie, tels que l'intensité, la sévérité, la fréquence et la saison des incendies, jouent un rôle déterminant dans les réponses des arbres après un incendie. Les indicateurs potentiels de dommages causés par le feu, tels que la hauteur carbonisée, la profondeur carbonisée ou le volume de couronne endommagé, ont été utilisés pour évaluer l'intensité et la sévérité du feu. Des études antérieures ont montré que la vulnérabilité du chêne-

liège au feu augmente de manière significative avec l'augmentation de la hauteur de la flamme (HMinChar et HMaxChar) (Catry et al., 2009 ; Moreira et al., 2007), ce qui est également observé chez d'autres espèces (Catry et al., 2010).

La probabilité élevée de mortalité est également déterminée chez les arbres dont le tronc est fortement endommagé. Selon le modèle préalablement établi, pour chaque augmentation d'une unité de l'importance des blessures au tronc, les chances de survie des chênes-lièges sont multipliées par 0.947, toutes les autres variables étant maintenues constantes. Cela signifie qu'une augmentation d'une catégorie d'endommagement du tronc réduit considérablement la probabilité de survie des chênes-lièges. Par exemple, un quart de la surface endommagée du tronc peut induire une forte mortalité d'environ 68%. En effet, la majorité des arbres morts présentent un taux d'altération du tronc inférieur à 10%, tandis qu'un taux d'environ 5% des arbres ayant une surface endommagée du tronc de plus de 40% sont morts. Ces dommages sont principalement 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 blessures les plus importantes, qui couvrent une grande surface, ne se referment pas correctement (Saccardy, 1937 ; Natividade, 1956).

Parmi ces lésions, on trouve notamment les incisions longitudinales trop profondes qui atteignent le bois, ainsi que l'enlèvement complet de l'écorce. Ces dommages surviennent généralement en raison de perturbations climatiques extrêmes telles que les canicules et les fortes pluies, qui entraînent un ralentissement du flux de sève dans l'arbre. Lorsque le bois est exposé à l'atmosphère, il se dessèche et meurt. De plus, après des périodes de pluie, des champignons pathogènes peuvent s'installer, aggravant davantage les blessures (Natividade, 1956).

Lorsqu'un incendie se produit, même à faible intensité, il est facile pour le feu de pénétrer à l'intérieur du tronc, ce qui réduit considérablement la probabilité de survie des arbres après l'incendie (IML, 2016). En raison des lésions préexistantes et de la vulnérabilité accrue de l'arbre, il devient plus difficile pour lui de se remettre et de se régénérer après un incendie.

3-Mécanisme de récupération foliaire de la couronne des arbres brûlés

Le schéma général observé de récupération rapide de la couronne des arbres est similaire à celui déjà rapporté par Bellingham et Sparrow (2003) ainsi que Moreira et al. (2009). Ce modèle repose sur deux modes de réponse épécormique hiérarchiques : la régénération de la

cime uniquement et la régénération simultanée de la cime et du collet. Ces modes de réponse dépendent des facteurs suivants :

- Les dommages causés par le feu au tissu cambial des organes de l'arbre,
- La quantité de rejets éplicormiques formés à partir des bourgeons dormants, protégés contre la chaleur,
- La quantité de réserves glucidiques accumulées dans le système racinaire,
- Le volume de nutriments mobilisés pour reconstituer la nouvelle biomasse.

Les arbres les plus hauts, mesurant plus de 7 mètres, ont une forte probabilité de récupérer rapidement leur cime, avec une probabilité supérieure à 90 % , car les dommages causés aux organes étaient faibles (feuillage grillé ou partiellement disparu et rameaux fins sont peu atteints) ; ces arbres 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.

En revanche, les arbres de faible hauteur, mesurant moins de 4 mètres, ont une faible biomasse aérienne, présentent des signes de dépérissement et deviennent des cibles privilégiées pour les attaques d'insectes xylophages. Ils sont également sujets à une mortalité retardée (**Catry et al., 2017**). Il convient de noter que ces résultats sont basés sur les études citées et ne reflètent pas nécessairement toutes les variations possibles dans la réponse des arbres au rétablissement de leur cime après des dommages causés par le feu.

En effet, dans les troncs recouverts d'une épaisse couche de liège, les tissus conducteurs de sève (xylème) sont protégés contre les feux de forte intensité, ce qui leur permet de continuer à remplir leurs fonctions. Le volume de nourriture mobilisé au niveau du collet, notamment les réserves énergétiques sous forme de glucides, est important (**Catry et al., 2012**). 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.

Chez les grands arbres qui ont subi peu de dommages aux organes en raison d'une faible intensité du feu, on observe de nombreuses pousses de bourgeons préventifs et de courts rameaux dormants (appelés épicorniques axillaires) dès la première année après le feu (**Saccardy, 1937**). De plus, des bourgeons dormants des branches tels que les bourgeons épicorniques de branche, sont également présents. Cependant, lorsque les arbres sont de plus petite taille, les bourgeons des organes fins sont endommagés par la chaleur. Par conséquent, la régénération de la cime dépend uniquement des bourgeons des branches. Les pousses se développent rapidement et produisent de nouvelles branches qui, en quelques années, remplacent tous les organes perdus et reconstituent ainsi la couronne.

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 reprise étant un processus très énergivore, les réserves de glucides accumulées dans les racines diminuent rapidement (**Xue et al., 2013**). En effet, avant l'incendie, les arbres avaient des réserves racinaires disponibles, accessibles aux jeunes pousses lors de leur formation initiale. Cela inclut les racines profondes qui n'ont pas été exposées à la chaleur et la vigueur de l'arbre avant l'incendie. Après chaque saison de croissance, les réserves sont régénérées et utilisées pour produire de nouvelles feuilles, contribuant ainsi à rétablir la santé de l'arbre.

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**).

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.

Dans la forêt d'Yfri, des études ont révélé une corrélation négative et significative entre l'intensité du feu au niveau du tronc et la capacité de reprise des arbres de chêne-liège. Les arbres dont la surface du liège présente un degré de carbonisation partiellement élevé ou totalement faible (couleur : gris-brunâtre), présentent une probabilité de survie plus élevée (95%) par rapport aux troncs présentant une carbonisation intense sur toute la surface (44%) (Couleur : noirâtre).

Ce mécanisme a permis aux arbres de récupérer plus de 60 % de la cime détruite par l'incendie dès la troisième année suivant celui-ci, sans compromettre leur survie. Le liège carbonisé a pu être récolté sans effet néfaste sur l'arbre. En Europe, il est recommandé d'attendre un minimum de 2 à 3 ans avant de procéder à la récolte du liège brûlé, en s'assurant que l'épaisseur de l'écorce soit d'au moins 2 cm. Pendant cette période, les arbres auraient récupéré plus de 75 % du volume de cime qu'ils avaient avant l'incendie (Catry et al., 2012 ; IML, 2016).

4-Vitalité des souches après le feu : Mortalité à court terme

Il est intéressant de noter que le recépage traditionnel du tronc des arbres de chêne-liège gravement affectés par le feu a été observé pour produire de bons résultats en termes d'amélioration de la viabilité des souches, du développement rapide des rejets et du démasclage rapide de ces rejets (Barberis et al., 2003 ; Sirca et al., 2014). Cette pratique consiste à couper sévèrement le tronc des arbres touchés par le feu, généralement au niveau du collet, en enlevant les parties endommagées ou mortes. Cette technique permet de stimuler l'émission des rejets et la croissance de nouveaux rejets à partir de la souche existante.

Dans notre cas, l'incendie de forêt d'Yfri a entraîné une mortalité considérable immédiate des arbres, avec une consommation complète de la cime des arbres. Cette mortalité a été évaluée au début de la première saison végétative suivant l'incendie, en raison des dommages importants observés à différentes parties de l'arbre. Au niveau du tronc en particulier, la capacité de protection des bourgeons et des tissus internes contre la chaleur varie en fonction de l'épaisseur du liège qui recouvre le tronc (Dehane et al., 2015 ; Catry et al., 2010).

les arbres soumis au recépage ont montré un taux de survie des souches satisfaisante de 70.48 % par rapport aux taux de 62 et 97% observés dans les subéraies Sardes pour les arbres exploités ou non respectivement (Barberis et al., 2003 ; Sirca et al., 2014).

Trois facteurs explicatifs induisant la mortalité et la bonne reprise de ces souches sont

montrés par nos modèles logistiques.

Premièrement, on trouve l'épaisseur du liège. Les résultats montrent que cette épaisseur était le principal facteur déterminant de la mortalité ou de la survie des arbres à court terme. Ceux-ci sont en accord avec plusieurs études antérieures. Mais le taux de mortalité et la probabilité de régénération basale sont très variables dans ces études (**Cabezudo et al., 1995; Moreira et al., 2009 ; Catry et al., 2013**).

Dans la forêt d'Yfri, il a été observé une corrélation positive et significative entre l'épaisseur du liège et la vitalité des souches évaluée par la reprise des rejets. Les souches avec une écorce mince présentent une probabilité de survie plus faible après recépage. Plus spécifiquement, dans la tranche d'épaisseur de liège comprise entre 10 et 15 mm, ainsi que pour une épaisseur de liège supérieure à 20 mm, la probabilité de survie augmente de 75% à 90% ; ce taux est similaire à celui rapportait par **Lamey (1893)** pour le chêne-liège algérien (90 à 100%). Ce taux semble plus élevé lorsque l'on compare avec les données d'autres études au Portugal où il varie entre 41 et 65% (**Moreira et al., 2007; Catry et al., 2012**). Le taux de survie après coupe (90%) reste valable par rapport aux résultats donnés par **Pausas (1997)** où tous les arbres morts ont régénéré à la base. Pour le chêne-liège Européen, le taux de mortalité des arbres avant la coupe varie entre 46% en Espagne (**Cabezudo et al., 1995**) à plus de 70% en Portugal (**Moreira et al., 2009 ; Catry et al., 2012**). Ce taux peut être amélioré de 10 à 30% selon l'âge des arbres (**Sirca et al., 2014**). D'une manière similaire une augmentation de l'épaisseur du liège d'une unité est associée à une augmentation de 11,6%.

Le second facteur qui a contribué à augmenter la probabilité de mortalité des souches réside dans l'état du tronc des souches. En effet, la mortalité a affecté la majorité des souches dont les troncs d'arbres ont présenté des crevasses et des parties perdues de la surface basale du tronc.

De nombreux agents d'ordres biotique et abiotique peuvent altérer le bois en modifiant sa structure (**Schweingruber, 1996**). Dans notre cas, plusieurs anomalies anatomiques visibles sont relevées dans les zones endommagées du bois ; elles concernent les crevasses, galeries d'insectes xylophages mais surtout la coloration anormale du bois et la décomposition du bois avec détachement de fibres.

La majorité de ces altérations sont engendrées par les blessures graves pratiquées lors des récoltes périodiques ultérieures du liège (arrachage du liber, coups de hache) (**Saccardy 1937**). Bien que le chêne-liège possède une grande faculté de cicatrisation des lésions après la récolte, celles les plus importantes provoquées sur une grande surface ne se ferment pas.

Parmi ces blessures, on trouve les incisions longitudinales trop profondes arrivant jusqu'au bois et l'arrachage de toute l'écorce (phloème et phellogène) à cause des problèmes de remonté de sève liés aux événements climatiques (forte chaleur et pluies). Le bois est exposé à l'atmosphère, meurt et se dessèche. Après l'action des eaux de pluies, s'installe progressivement les champignons pathogènes (**Natividade 1956**). Avec le temps, ces champignons envahissent de grandes surfaces des tissus du bois (xylème) en altérant leurs structures et perturbent le flux d'eau et des nutriments. Bien que les racines encore fonctionnelles, les bourgeons protégés au niveau du collet et sur la hauteur de coupe sont privés de l'eau et des réserves souterraines causant leur mortalité. A ces altérations s'ajoutent d'autres moins importantes observées sur quelques souches comme les galeries de l'insecte *Platypus cylindrus* produites dans le bois des arbres déjà affaiblis (**Belhoucine et al., 2011 ; Roula et al., 2020**). Dans cette catégorie d'arbres, la croissance du liège diminue (**Dehane et Bouhraoua, 2010**), l'arbre perd de son importance (**Costa et al., 2004**) et devient alors plus vulnérable au feu (**Machouril et al., 2008**). Ces crevasses bloquent la circulation de l'eau et des éléments nutritifs sur une partie de la section transversale de l'aubier (**Nahezhdha 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**). Même si les arbres les plus âgés ont une écorce épaisse, les blessures et les cicatrices peuvent les rendre plus vulnérables aux feux (**Costa et al., 2004, Machouri et al., 2008, Catry et al., 2012**).

Dans la forêt d'Yfri, les recherches ont montré une corrélation positive et significative entre l'endommagement de la surface basale des souches et la vitalité des souches. Les crevasses ont été identifiées comme un facteur clé ayant un impact significatif sur la probabilité de survie des souches et leur capacité de reprise. Les souches avec des crevasses ont une probabilité de survie environ 7 fois plus faible que celles sans crevasses. De plus, la capacité de reprise des rejets de souche est réduite d'environ 5 fois lorsque des crevasses sont présentes. Ces résultats soulignent l'importance de prendre en compte les dommages causés par les crevasses lors de l'évaluation de la santé des arbres après un incendie.

Enfin, la probabilité de mortalité des souches augmentait avec l'augmentation du diamètre. Cette variable est liée à l'âge de l'arbre et donc au nombre de récoltes précédentes, malgré que les souches aient la capacité de rejeter jusqu'à un âge très avancé après un incendie (**Lamey, 1893; Natividade, 1956**). Les dimensions des souches peuvent intervenir dans la

sensibilité au feu et l'augmentation des risques de mortalité. Mais cette taille dépend non seulement de l'âge mais aussi de la croissance en largeur des arbres et la qualité du milieu (**Costa et al., 2003 ; Corona et al., 2010**). Selon le modèle logistique développé, il existe une corrélation négative et significative entre la circonférence de la souche et l'état de bois avec la vitalité des souches et leur capacité d'émettre des rejets. Plus précisément, les résultats indiquent que les souches de circonférence de 20 cm ont une probabilité de survie d'environ 75%. En revanche, les grandes souches de circonférence de 50 à 60 cm présentent une probabilité de survie d'environ 60%.

Les études antérieures ont indiqué que les vieux arbres aux gros troncs sont plus sensibles aux dommages causés par les incendies que les jeunes arbres (**Moreira et al., 2009 ; Catry et al., 2012**). Cette faible résistance des arbres âgés aux feux peut être expliquée par le fait qu'ils sont affaiblis à cause de plusieurs facteurs tels que les blessures causées lors de plusieurs récoltes au cours de leur vie, l'épuisement des matières de réserves accumulées dans la souche, (**Natividade 1950, Veille 2004, Barberis et al., 2003, Machouri et al., 2008**). **Pimont et al., (2014)** indiquent que la zone d'attachement de la flamme qui est plus étendue sur les troncs au grand diamètre. Ceci augmente le taux de carbonisation et la mortalité de l'arbre.

6-Mode de gestion post-incendie

Devant cette situation, un mode de gestion doit être rapidement mis en place afin de récupérer le maximum de la subéraie brûlée et de la remettre en production dans les meilleurs délais. Ce mode de gestion se base sur un ensemble d'interventions planifiées dans le temps.

L'abattage des arbres morts, et qui ayant repris faiblement avec une épaisseur du liège faible non économiquement rentables est indispensable. En plus des arbres gravement crevassés, cela est justifié pour des raisons de sécurité (risque de chute), ainsi que pour favoriser les rejets de souche vigoureux et bien portants pouvant s'adapter rapidement au milieu. En outre, les arbres fortement crevassés constituent des abris favorables aux ravageurs, particulièrement à la spongieuse *Lymantria dispar* (dépôt des pontes, abri aux chenilles âgées contre les ennemis naturels et la chrysalidation) (**Villemant, 1991**).

Une des principales questions que les gestionnaires doivent souvent faire après un passage d'incendie dans les peuplements de chêne-liège est de décider rapidement sur les arbres brûlés qui doivent être recépés ou pas. Pour les subéraies où les arbres sont gravement endommagés, le recepage peut présenter une meilleure solution qu'on peut s'attendre pour reconstituer le peuplement. C'est ainsi que beaucoup de nos forêts de chêne-liège se sont conservées par cette

méthode dans le temps malgré les nombreux grands incendies qui les ont parcourus (**Lamey ,1893**). Ces coupes de recepage va réduire significativement la densité du peuplement, en minimisant la concurrence intra spécifique vers les ressources naturelles. les capacités de reprise précieuses du houppier constituent une solution de récupération et d'avantage pour les sujets non fortement endommagés (**Barberis et al.2003 ; Pintus et Ruiu 2004**).

On outre, si la plupart des arbres sont dans un mauvais état physiologique, le retardement des travaux de recepage peut avoir un effet positif et une meilleure stratégie pour maintenir une protection contre l'érosion des sols et un soutien pour l'écosystème. Certains auteurs suggèrent de retarder les coupes de recépage jusqu'au printemps après l'incendie, ou même à l'automne suivant, pour évaluer l'état de chaque arbre (**Amo et Chacón, 2003**).

Sur le plan organisationnel de la récolte du liège, le temps minimum requis pour commencer à exploiter à nouveau le liège sain de bonne qualité est environ 30 ans pour les arbres issus de rejets de souche, et 10 ans au maximum pour les arbres ayant une bonne reprise du houppier (**Cardillo et al. 2007 ; Barberies et al. 2003**).

**Conclusion générale et
recommandations de
gestion:**

Les forêts de chêne-liège sont des écosystèmes très importants qui offrent à l'homme de nombreux biens socio-économiques et services écologiques. Les chênes lièges sont à l'origine exceptionnellement résistants au feu et leur peuplement résilient. Il est l'une des rares espèces d'arbres forestiers en Europe à pouvoir repousser leur cime après des incendies majeurs et ce grâce à leur écorce isolante. En plus, nous pensons que le chêne-liège est un arbre idéal pour les programmes de reboisement dans les zones sujettes aux incendies en raison de sa capacité exceptionnelle de repousse.

Afin de réduire les dommages causés par les incendies de forêt au peuplement de chêne-liège, il existe une variété d'actions préventives ou complémentaires qui peuvent être prises :

- la sylviculture préventive qui vise la diminution du combustible de surface ;
- la gestion des activités de récolte du liège (par exemple, le jardinage qui consiste à ne pas écorcer tous les arbres la même année dans le même site).
- veillé à la qualité de l'exploitation du liège afin de réduire les blessures et augmenter le cycle d'écorçage. Les résultats obtenus montrent que la récolte du liège peut avoir un impact significatif sur la réduction des dommages causés par le feu
- le suivi des méthodes de gestion forestière et la planification des actions de récupération de la subéraie. Le mode de traitement de la forêt en taillis sous futaie est un élément clé pour atténuer l'impact grave de l'incendie sur la forêt et rétablir par conséquent la production de liège dans les meilleurs délais.

Ceci recommande des actions de gestion telles l'élagage des arbres survivants par élimination des branches mortes non régénérées, la taille de formation des brins, les éclaircies, ect. Les gestionnaires forestiers peuvent décider du moment d'agir en fonction de certains indicateurs de l'évènement tels que la gravité du feu, la récupération de la couronne et l'épaisseur de l'écorce.

Selon le rythme de récupération sanitaire des arbres survivants, la gestion post-feu visant la récolte du liège flambé des peuplements incendiés dans un temps minimal 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**). 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 (**Tekkouk, 2022**).

Enfin, la mauvaise qualité de démasclage et les graves blessures au tronc exposent les arbres à une forte probabilité de mortalité après un incendie, même si l'écorce est épaisse. Par conséquent, il est nécessaire d'employer un démasclage de liège expérimenté, qui est plus qualifié pour enlever le liège sans endommager l'arbre. La bonne croissance de cette récupération est d'abord conditionnée par la quantité de réserves présentes dans la souche, la fertilité de la station, les caractéristiques dendrométriques et l'âge des arbres et enfin l'épaisseur du liège. Les incendies de forêt récurrents, ainsi que la sécheresse et d'autres stress, peuvent affecter négativement la survie des arbres après un incendie (**Aronson et al., 2009**). De plus, les invasions d'insectes xylophages et leur installation sur les arbres survivants restant affaiblis après le feu peuvent affecter davantage l'état de santé du peuplement. Ce phénomène s'observe beaucoup en Portugal **Catry et al., (2017)**. En plus, un incendie affectant les arbres récemment exploités les expose à un risque très élevé de mortalité. L'aménagiste forestier doit être conscient de cette menace. Ceci dit, que les zones programmées pour la récolte du liège restent très vulnérables au feu et ce pendant 3 à 4 ans plus tard. Durant cette période, l'arbre a formé une couche de liège protectrice supérieure à 15mm (probabilité de mortalité est inférieure à 50% (**Lamey, 1894**)).

La plantation des zones brûlées (par semis direct de préférence ou par plantation) est indispensable pour récupérer la densité initiale du peuplement. Cette opération est généralement coûteuse, plus lente et moins efficace que la régénération naturelle des plantes (pousses). En plus, les plantations en chêne-liège en particulier se heurtent à des contraintes techniques et écologiques ayant entraîné des taux d'échec très élevés (plus de 90%) (**Bouhraoua et al., 2014**). Les animaux domestiques surtout et sauvages tels que les chèvres, les moutons et les sangliers peuvent entraver le succès de la restauration des forêts de chêne-lièges brûlées en consommant des glands, des semis et surtout des rejets de souche. Ces derniers se développent en touffe contrariant leur avenir sylvicole (**Roula et al., 2020**). Il est donc nécessaire de mettre en place des mesures de protection dans les zones à régénération post-feu (mise en défens).

Pour améliorer la croissance et éviter l'inclinaison des rejets de souche, les arbres à faible récupération foliaire doivent être coupés. Les touffes de pousses doivent être sélectionnées

deux ans plus tard afin de laisser une ou deux tiges vigoureuses par souche.

Enfin, cette étude fournira des informations de base aux gestionnaires forestiers pour créer une stratégie de gestion appropriée pour renforcer la résilience de ses forêts après le passage de feux graves. Les techniques de récupération de la forêt après le feu est indispensable, elles visent la restauration de la fonctionnalité de la subéraie et la réduction des pertes financières causées par le retard dans la récolte du liège flambé. Mais malheureusement, nous notons sur le terrain l'absence des travaux d'évaluation physiologique des arbres brûlés et leur classement en arbres survivants récupérables qui seront maintenus sur pied et ceux non récupérables morts ou affaiblis destinés au recépage pour qu'ils soient remplacés par des brins. Après les feux de forêt, les subéraies sont livrées à elles-mêmes, ne bénéficient que rarement de certaines actions sylvicoles inadéquates. Devant cette situation de gestion, les subéraies perdent de surface progressivement après chaque passage de feu ce qui explique l'état sylvicole et économique de la filière liège en Algérie. L'administration forestière doit impérativement penser à établir un cahier de charges propre à la restauration des forêts de chêne-liège après chaque passage de feu et ce selon un programme d'action déjà connu dans les autres pays subéricoles.

Références

bibliographiques :

- Abric E.F., 1974:** Pertes dues au passage du feu et dépréciation des bois brûlés. *Rev. Frest. Franç.*, N° Spécial : Les incendies des forêts : 207-211.
- Acácio V., Holmgren M., Rego F., Moreira F., Mohren G.M., 2009:** Are drought and wildfires turning Mediterranean cork oak forests into persistent shrublands? *Agrofor Syst* 76:389–400
- Acha A., Newing H.S., 2015:** Cork oak landscapes, promised or compromised lands? A case study of a traditional cultural landscape in Southern Spain. *Human Ecol* 4(43):601–611
- A.E.F.C.O., 1914 :** Fascicule de gestion de la forêt domaniale d'Yfri, Non paginé.
- Aime S., 1976 :** Contribution à l'étude écologique du chêne-liège. Etude de quelques limites. Thèse Doctorat de spécialité, Univ. NICE, France, 180 p.
- Alcaraz C., 1982 :** La végétation de l'ouest algérien. Thèse Doct. Es-sci. Univ. Perpignan, 415p + annexes
- Alcaraz C., 1991 :** Contribution à l'étude des groupements à *Quercus ilex* sur terra rosa des monts de Tessala (Ouest algérien). *Rev. Ecol. Médit.*, XVII, Marseille, pp 1-10.
- Allili N., 1983 :** Contribution à l'étude de la régénération du chêne-liège dans la forêt domaniale de Béni-Ghobri, Tizi-Ouzou. Thèse d'Ing ; INA El-Harrach, 53p.
- Amandier L., 2002 :** La subéraies : biodiversité et paysage. (En ligne). Vivexpo biennale Du 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. In Colloque Vivexpo 2004 : 'Le chêne-liège face au feu.
- Amhajer M., 1997 :** La régénération artificielle du chêne-liège en relation avec les facteurs du milieu : cas de la forêt de la Maâmora. Mémoire de 3ème cycle, ENFI, Salé, 99p.
- Amo E., & Chacón C. 2003 :** Recomendaciones selvícolas para alcornocales afectados por el fuego (Mérida: Cuadernos Forestales, IPROCOR).
- 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.

- ANRH., 2012** : la carte pluviométrique de l'Algérie du Nord des cinq dernières années.
- APCOR., 2009**: APCOR yearbook 2009. Associação Portuguesa de Cortiça, <http://www.realcork.org/userfiles/File/Publicacoes/AnuarioAPCOR2009.pdf>.
[Accessed 10 April 2011](#)
- APCOR., 2012** : Cork, the Portuguese Cork Association, Portugal. Disponible en ligne a:www.apcor.pt/userfiles/File/Publicacoes/AnuarioAPCOR2012.pdf.
- APCOR., 2016** : Associação Portuguesa da Cortiça. Anuario da cortiça. Boletim Estatístico 2016. <http://www.apcor.pt/wp-content/uploads/2016/09/Boletim-estatistico-2016.pdf>
- APCOR., 2018** : Montado de Sobro, Sistema Ecológico único.Cork Oak Forests. A Unique Ecological System. https://www.apcor.pt/wp-content/uploads/2018/12/Anuario_APCOR_2018.pdf
- 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].
- Aronson J., Pereira J.S., Pausas J., 2009** : Cork Oak Woodlands on the Edge: Conservation, Adaptive Management and Restoration, Island Press, New York.
- Bagnouls F., Gausсен H., 1953** : Saison sèche et indice xérothermique. Doct. Cart. Prod. Vég. Ser. Gen II, 1, art. VIII, Toulouse, 47 p. 1 carte.
- Bakry M., & Abourouh M.,1996** : pathogènes responsables de ces maladies sont: *Botryosphaeria stensii*, *stuartella formosa*, *lothiorella sp.*, *Coryneum sp.*, *Phomopsis sp.*, *Cytospora sp.*, *Ilypoxylon méditerranéum*, *Meripilus giganteus*, *l'omes sp.*, *Armillaria mellea*, *Fusarium oxysporum*, *Pythium sp.*, *Alternaria sp.*, *Auréobasidium sp.*, *Microsphaerea sp.*, *Elsinoë sp.* *Botrytis sp.*, *Mucor sp.*, *lerticillum sp.* et *Cylindrocarpon sp.* *Ann. Rech. For. Maroc*, 29, 24-39.
- Barberis A., Dettori S., Filigheddu M.R., 2003**:Management problems in Mediterranean cork oak forests: post-fire recovery. *J. Arid Environ.* 54.565–569p
- BASHAM J.T . 1957**: The deterioration by fungi of jack, red and white pine killed by fire in Ontario . *Canadian journal of botany*, vol . 35, 1957, pp . 155-172.
- Battistini E., 1938** : Les forêts de chêne-liège de l'Algérie. Imp. Victor Heintz, Alger, 197p.
- Becker M., 1989**: The role of climate on present and past vitality of silver fir forests in the

- Vosges mountains of northeastern France. *Canadian journal of forest research*, 19(9), 1110-1117.
- Bekdouch F., 2010** : Évolution après feu de l'écosystème subéraie de Kabylie (Nord algérien). Thèse de Doctorat d'État en Sciences Agronomiques. Option : écologie forestière. Université Mouloud Mammeri, Tizi Ouzou, 175 p.
- 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.
- Belahbib N., Pemonge M.H., Ouassou A., Sbay H., Kremer A., Petit R.J., 2001**: Frequent cytoplasmatic exchanges between oak species that are not closely related: *Quercus suber L.* and *Q. ilex* in Morocco. *Molecular Ecology* 10, 2003–2012.
- 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.
- 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.
- Bellingham P. J., & Sparrow A. D., 2009**: Multi-stemmed trees in montane rain forests: their frequency and demography in relation to elevation, soil nutrients and disturbance. *Journal of Ecology*, 97(3), 472-483.
- Beltran R., 2004** : Recommandations sylvicoles pour lessubéraies affectées par le feu: chêne-liège face au feu. Vivexpo.France. 27P.
- Benabdelli K., 1983** : Mise au point d'une méthodologie d'appréciation de la pression anthropozoogène sur la végétation de la région de Telagh (Algérie) (Doctoral dissertation, Thèse doctorat de 3e cycle, Aix-Marseille III).
- Bensaoula F., 2007** : Etude de la karstification à partir des données de forages: le cas des Monts de Tlemcen (Algérie). *Karstologia*, 49(1), 15-24.
- Bergot M., Cloppet E., Pérarnaud V., Déqué M., Desprez-Loustau M.L., 2004** : Simulation of potential range expansion of oak disease caused by *Phytophthora cinnamomi* under climate change. *Glob Chang Biol* 10:1539–1552

- Bernal C, 1999** : Guia de las plantas del alcornocal. Dpto. Recursos Naturales Renovables, Instituto CMC, Junta de Extremadura. Artes Gráficas Boysu, s.l., Mérida
- Berriah A., 2015** : Les reboisements de chêne liège dans l'Ouest Algérien : bilan et perspectives d'amélioration. Magister en Foresterie. Univ Abou Bakr Belkaïd-Tlemcen.127p.
- Boavida L.C., Silva J.P., Feijó J.A., 2001**. Sexual reproduction in the cork oak (*Quercus suber* L.). II. Crossing intra- and interspecific barriers. *Sexual Plant Reproduction* 14, 143–152.
- Boavida L.C., Varela M.C., Feijó J.A., 1999**: Sexual reproduction in the cork oak (*Quercus suber* L.). I. The progamic phase. *Sexual Plant Reproduction* 11, 347–353.
- Boissin H., 1957** : Quelques procédés de renforcement nominal en serbo-croate. *Revue des études slaves*, 34(1/4), 32-36.
- Bond W. J., & Midgley J. J., 2001**: Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in ecology & evolution*, 16(1), 45-51.
- Bond W. J., & Midgley J. J., 2003**: The evolutionary ecology of sprouting in woody plants. *International Journal of Plant Sciences*, 164(S3), S103-S114.
- Bond, W. J., van Wilgen, B. W., 1996**: Surviving fires—vegetative and reproductive responses. *Fire and plants*, 34-51.
- Borders Bruce & Souter R. & Bailey R. & Ware K., 1987**: Notes: Percentile-Based Distributions Characterize Forest Stand Tables. *Forest Science*. 33. 570-576.
- Bouchafra A., et Fraval A., 1991** : Présentation du chêne-liège et de la subéraie .In Villement C. et Fraval A. : La faune du chêne-liège. *Actes Editions*, Rabat, 26 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.
- Bouhraoua R.T., Roula S.E., Catry F., 2019** : Facteurs de vulnérabilité des suberaies algériennes aux incendies de forêts dans le contexte du changement climatique. Journées techniques du liège, 5es Journées techniques du liège ; Ramatuelle (Var), forêt méditerranéenne t. XL, n° 4, décembre 2019.
- Bouhraoua R.T., Bouazzaoui A., 2020** : Factors affecting post-fire crown resprouting of

- cork oak trees in a North western stand of Algeria. *Integrated Protection in Oak Forests IOBC-WPRS Bulletin Vol. 152, 2020 pp. 15-21*
- 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 :
- Bouhraoua RT., 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.
- Bradley K. L., & Pregitzer K. S., 2007:** Ecosystem assembly and terrestrial carbon balance under elevated CO₂. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(10), 538-547.
- Brown J., 1970 :** Physical fuel properties of ponderosa pine forest and cheatgrass. Intermountain forest and range experiment station .Research paper. INT.74P.
- Brown J. K., & Smith J. K. 2000:** Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 2. Ogden, UT: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 257 p., 42.
- Bugalho M.N., Caldeira M.C., Pereira J.S., Aronson J., Pausas J.G., 2011 :** Mediterranean cork oak savannas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services. *Front Ecol Environ*9:278–286
- Cabezudo B., Latorre A., Nieto J., 1995 :** After fire regeneration in a *Quercus suber L.* forest in the South of Spain (Istan. Malaga). *Acta Bot. Malacit.* 20, 143–151.
- Camus A., 1938 :** Les chênes : monographie du genre *Quercus*. Paul Lechevalier, Paris, Tome I, section Cerris et Mesobalanus, 686p.
- Canadell J., & López-Soria, L., 1998:** Lignotuber reserves support regrowth following clipping of two Mediterranean shrubs. *Functional Ecology*, 12(1), 31-38.
- Cardillo E, Bernal C, Encinas M., 2007:** El alcornocal y el fuego. ICMC. ISBN/978-84-612-0002-3. 91 pp
- Cardillo E., Bernal, C.J., 2006:** Morphological response and growth of cork oak (*Quercus suber L.*) seedlings at different shade levels. *Forest Ecology and Management* 222, 296–301.

- Caritat A., Molinas, M., & Gutierrez E., 1996:** Annual cork-ring width variability of *Quercus suber* L. in relation to temperature and precipitation (Extremadura, southwestern Spain). *Forest Ecology and Management*, 86(1-3), 113-120.
- Catry F. X., Moreira F., Pausas J. G., Fernandes P. M., Rego F., Cardillo E., & Curt T., 2012 :** Cork oak vulnerability to fire: the role of bark harvesting, tree characteristics and abiotic factors. *PLoS One*, 7(6), e39810.
- Catry F., Rego F., Moreira F., Fernandes P., and Pausas J.G., 2010 :** Post-fire tree mortality in mixed forests of central Portugal. *For. Ecol. Manag.* 260 (70): 1184-1192. doi: 0.1016/j.foreco.2010.07.010.
- Catry F.X., Moreira F., Cardillo E., and Pausas J.G. 2012:.** 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 FX., Branco M., Sousa E., Caetano J., Naves P and 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: 45–54.
- Catry FX., Moreira F., Duarte I and Acácio V., 2009:** Factors affecting post-fire crown regeneration in cork oak (*Quercus suber* L.) trees. *European Journal of Forest Research.* 128(3) : 231-240.
- Carrión, J.S., Parra, I., Navarro, C., Munueras, M., 2000 :** Past distribution and ecology of the cork oak (*Quercus suber* L.) in the Iberian Peninsula: a pollen-analytical approach. *Diversity & Distributions* 6, 29–44.
- Cavender-Bares J., Cortes P., Rambal S., Joffre R., Miles B., Rocheteau A., 2005 :** Summer and winter sen- sitivity of leaves and xylem to minimum freezing temperatures: a comparison of co-occurring Mediterranean oaks that differ in leaf lifespan. *New Phytologist* 168, 597–612.
- CFT., 2012 :** Message d’incendie de la forêt domaniale d’Yfri 2012 dans la commune d’Ain Fezza dans la wilaya de Tlemcen. 1p.
- CFT., 2013 :** Historique et situation géographique de la forêt Ifri. 2p.
- CFT., 2016 :** La situation de la commune D’Ain Fezza dans la wilaya de Tlemcen. 3p.

- CFT., 2020** : Bilan des incendies de la wilaya de Tlemcen. 3p.
- Chollet F., 1997** : La régénération naturelle du Hêtre. ONF -Bulletin techniques n°32.
- Correira O. A., Oliveira G., Martins-Loução M. A., Catarino F.M., 1992**: Effects of bark-stripping on the water relations of *Quercus suber* L. *Sci Guerund* 18. 195-204.
- 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.
- 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., Pereira H., Oliveira A., 2004** : The effect of cork-stripping damage on diameter growth of *Quercus suber* L. *Forestry* 77:1–8.
- 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.
- Cruz A., Pérez B., & Moreno J. M., 2003**: Resprouting of the Mediterranean-type shrub *Erica australis* with modified lignotuber carbohydrate content. *Journal of Ecology*, 91(3), 348-356.
- Daget P. 1977**: Le bioclimat méditerranéen, caractère généraux et modes de classification végétation. 34 :1-20.
- 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.
- De Beauccorps G., 1956** : Le sol. .Ses caractéristiques intrinsèques. *Ann Rech. For Maroc*, tome 4, Fascicule 2, pp29-46.
- Debazac, E. F., 1959** : La végétation forestière de la Kroumirie. *Annales de l'Ecole Nationale des Eaux et Forêts et de la Station de Recherches et Expériences Forestières*, 16(2), 1-133.
- Debrach J., 1953** : Introduction à une théorie générale la méditerranéité. *Bull. Soc. Bot. Fr. Act. Bot.*, (2/3/4) :31-36.
- Dehane B., 2012** : Incidence de l'état sanitaire des arbres du chêne liège sur les accroissements annuels et la qualité du liège de deux subéraies oranaises : M'sila (w

- Oran) et Zariffet (w Tlemcen). These. Doct. Dept. Forest.Fac. Sci., Univ.Tlemcen, 293 p.
- Dehane B., & Bouhraoua R. T., 2010 :** Influence du dépérissement sur les accroissements annuels du liège de quelques suberaies du nord-ouest algérien. *Integrated Protection in Oak Forests IOBC/wprs Bull*, 57, 41-44.
- 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
- Dettori S, Filigheddu MR 2016:** Il sughero in enologia: analisi della filiera nazionale. *L’Ital Fore e Mont* 71(6):331–343
- Dettori S, Filigheddu MR, Deplano G, Escamilla Molgora J, Ruiu M, Sedda L 2018:** Employing a spatio-temporal contingency table for the analysis of cork oak cover change in the Sa Serra region of Sardinia. *Sci Rep* 8:16946. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-35319-1>
- DG Environment 2007 :** Interpretation manual of European Union habitats—EUR 27. p 142.(http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/2007_07_im.pdf)
- DGF., 2003 :** Statistiques des produits forestiers. Min. Agri, Alger, 1 p.
- DGF., 2003 :** Troisième session du forum des nations unies sur les forêts. Genève, du 26 Mai au 06 Juin 2003. pp 9.
- DGF., 2016 :** Statistiques des incendies de forêts en Algérie 15 p.
- DGF., 2018 :** Bilan final des incendies de forêts, Alger, pp. 70.
- Di Castri F., Hadley M., & Damlamian J., 1981:** MAB: the man and the biosphere program as an evolving system. *Ambio*, 52-57.
- Díaz-Fernández P.M., Climent J., Gil L., 2004:** Biennial acorn maturation and its relationship with flowering phenology in Iberian populations of *Quercus suber L.* *Trees* 18, 615–621.
- Douzon G., 2004 :** Bilan de la santé des forêts en 2003. DSF, France. 2p.
- Dubois C., 1990 :** Comportement du chêne-liège après incendie, mémoire E.N.I.T.E.F., Université Paris VI, Laboratoire Arago, Banyuls-sur-Mer, 97 p.
- Durand C., Bellanger M. Et Decoust M., 2004 :** Etat sanitaire de la subéraie varoise ;

- Impact du démasclage et de la présence de l'insecte *Platypus cylindrus* f. Maîtrise de Biologie des Populations et des Ecosystèmes. Univ. Aix-Marseille III, France. 21p.
- EEA., 2007:** European forest types. Categories and types for sustainable forest management reporting and policy. European Environment Agency (EEA) *Technical Report* no 9/2006, 2nd edn, Copenhagen.
- Elena-Rosselló J.A., Lumaret R., Cabrera E., Michaud H., 1992 :** Evidence for hybridization between sympatric holm-oak and cork-oak in Spain based on diagnostic enzyme markers. *Vegetatio* 100, 115–118.
- 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.
- Enright N. J., & Goldblum D., 1999:** Demography of a non-sprouting and resprouting *Hakea* species (Proteaceae) in fire-prone Eucalyptus woodlands of southeastern Australia in relation to stand age, drought and disease. *Plant Ecology*, 144, 71-82.
- Escarré J., 1979 :** Etude des successions végétales dans la séquence à *Quercus lanuginosa* Lamk. des garrigues montpellieraises. Thèse doct. spéc.
- Escudero A. Delarco J.M., Sanz I.C., Ayala J., 1992:** Effects of leaf longevity and retranslocation efficiency on the retention time of nutrients in the leaf biomass of different woody species. *Oecologia* 90, 80–87.
- FAO., 2006 :** Global Forest Resources. Assessment 2005. Main Report. FAO, Rome, Italy.
- FAO., 2009 :** Situation des forêts du monde, Rome 2009. Rome, Italy.152 p. (<http://www.fao.org/docrep/011/i0350f/i0350f00.htm>).
- FAO., 2013 :** Etat des forêts méditerranéennes 2013. , Rome, 195 p.
- FAO.,2013 :** State of Mediterranean forests. p 174. <http://www.fao.org/docrep/017/i3226e/i3226e.pdf>
- Fialho C., Lopes F., Pereira H., 2001:** The effect of cork removal on the radial growth and phenology of young cork oak trees. *Forest Ecology and Management* 141, 251–258.
- Fielding J. M., 1967:** The influence of silvicultural practices on wood properties. In

- International review of forestry research* (Vol. 2, pp. 95-126). Elsevier.
- Finegan B., 1984:** Forest succession. *Nature*, 312(5990), 109-114.
- F.O.S.A., 2007:** Document national de prospective d'Algerie.6p.
- Foucard J.C., 1994 :** Filière pépinière: de la production à la plantation. Lavoisier Paris, 428 p
- Franceschini A., 1994 :** Manifestation de dépérissement du chêne-liège en Sardaigne in Integrated production in Oak forests, *IOBC* vol. 22 (3), 17p.175.
- Frochot H., & Lévy G., 1986 :** Facteurs du milieu et optimisation de la croissance initiale en plantations de feuillus. *Revue forestière française*, 38(3), 301-306.
- Gaouar A., 1980 :** Hypothèses et réflexions sur la dégradation des écosystèmes forestiers dans la région de Tlemcen (Algérie). *forêt méditerranéenne*, t. II, 2 :131-146.
- Garcia-Mozo H., Hidalgo P.J., Galan C., Gomez-Casero M.T., Domingues E., 2001 :** Catkin frost damage in Mediterranean cork-oak (*Quercus suber* L.). *Journal of Plant Sciences* 49, 41–47.
- Ghalem A., Barbosa I., Bouhraoua R.T., Costa A., 2018 :** Climate signal in cork-ring chronologies: A case study at Portugal (Benavente) and Algeria (Hafir Zarieffet). *Tree-Ring Research*, 74 (1): 15-27. <https://doi.org/10.3959/1536-1098-74.1.15>
- Ghouil H., Montpied P., Epron D., Ksontini M., Hanchi B., Dreyer E., 2003:** Thermal optima of photosynthetic functions and thermostability of photochemistry in cork oak seedlings. *Tree Physiology* 23, 1031–1039.
- Gil L., et Varela M.C., 2008 :** EUFORGENT Technical Guidelines For genetic conservation and use For Cork oak (*Quercus suber* L.). Biodiversity International, Rome, Italy.6p.
- Gill A. M., & Bradstock R. A., 1992:** A national register for the fire responses of plant species.
- Gill A. M., 1981:** Adaptive responses of Australian vascular plant species to fire. In 'Fire and the Australian Biota'. (Eds A. M. Gill, R. H. Groves and I. R. Noble.) pp. 243-72. (Australian Academy of Science: Canberra.

- Gogorcena Y., Molias N., Larbi A., Abadía J., & Abadía A., 2001:** Characterization of the responses of cork oak (*Quercus suber L.*) to iron deficiency. *Tree Physiology*, 21(18), 1335-1340.
- Hachemi N., Hasnaoui O., Benmehdi L., Bouazza M., 2013 :** Bilan chiffré des feux de forêts des deux dernières décades dans la région de Tlemcen (Algérie occidentale).
- Halimi A., 1980 :** L'Atlas blidéen: climats et étages de végétation. *OPU, Alger*, 533p.
- Hamrouni A., 1994 :** Végétation forestière et pré forestière de la Tunisie : Typologie et éléments pour la gestion. *Revue Des régions arides*, 6/94, Inst. Reg. Arides, Medenine : pp.42
- Herrera J., 1995 :** Acorn predation and seedling production in a low density population of cork oak (*Quercus suber L.*). *Forest Ecology and Management* 76, 197–201.
- Hosmer D., Lemeshow S., 2000 :** Applied Logistic Regression, 2^o Edition John Wiley and Sons. New York.
- IML., 2016 :** Guide de Sylviculture du chêne-liège dans les Pyrénées-Orientales. Institut Méditerranéen du liège, Vives, 58p.
- Iwasa Y. O. H., & Kubo T., 1997 :** Optimal size of storage for recovery after unpredictable disturbances. *Evolutionary ecology*, 11, 41-65.
- Jacamon M., 1987 :** Guide de dendrologie. Tome 2 : Feuillus .E.N.G.R.E.F. Nancy, 256p.
- 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
- JRC., 2010 :** Forest fires in Europe 2009. Joint Research Centre, Ispra
- Julien B., 2014 :** La régénération des subéraies Varoises, Master Professionnel Management Public Environnemental. Institut de management publique et gouvernance territorial. Aix. Marseille.Univ.36p.
- Julieta A., Rosell., 2016 :** Bark thickness across the angiosperms: more than just fire. *New Phytologist*, <https://doi.org/10.1111/nph.13889>
- Kabeya D., & Sakai S., 2005:** The relative importance of carbohydrate and nitrogen for the resprouting ability of *Quercus crispula* seedlings. *Annals of Botany*, 96(3), 479-488.
- Keeley J. E., & Zedler P. H., 1978:** Reproduction of chaparral shrubs after fire: a comparison

- of sprouting and seeding strategies. *American Midland Naturalist*, 142-161.
- Kleijn D., Sutherland W.J., 2003 :** How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology*40(6), pp.947– 969.doi:10.1111/j.1365-2664.2003.00868.x .
- Kutiel P., & Lavee H., 1999:** Effect of slope aspect on soil and vegetation properties along an aridity transect. *Journal of Plant Sciences*, 47(3), 169-178.
- Lamey A., 1893 :** Le chêne-liège, sa culture et son exploitation. Berger-Levrault et Cie Éditeurs, Paris Nancy. pp. 289.
- Lampin-Maillet C., 2009 :** Caractérisation de la relation entre organisation spatiale d'un territoire et risque d'incendie: le cas des interfaces habitat-forêt du sud de la France (Doctoral dissertation, Docteur en géographie-Analyse spatiale, Université de Provence, Aix-Marseille I).
- Lanier L., 1986 :** Précis de Sylviculture. E.N.G.R.E.F. (Nancy), 486 p.
- Le Houerou, H. N.,1980 :** L'impact de l'homme et de ses animaux sur la forêt méditerranéenne. 2ème partie. Forêt méditerranéenne, 2(2), 155-174.
- Leonardi S.,Rapp M., Failla M., Komaromy E., 1992 :** Biomasse, mineralomasse, productivite et gestion de certains elements biogenes dans une foret de *Quercus suber* L. en Sicile (Italie).*Ecologia Mediterranea* 18 : 89 – 98.
- Lepart J., & Escarre J., 1983 :** La succession végétale, mécanismes et modèles: analyse bibliographique. *Bulletin d'écologie*, 14(3), 133-178.
- Lepoutre B., 1965 :** Régénération artificielle du chêne-liège et équilibre climatique de la subéraies en forêt de Mamora. *Ann. .Rech. For, Maroc*, 279p.
- Letreuch- Bélarouci, N., 1991 :** Les reboisements en Algérie et leur perspective d'avenir. OPU, Alger, vol. 1, 294 p.
- Letreuch-Belarouci A., Boumediene M., Letreuch-Belarouci N., & Aumasson P. , 2010:** A development and conservation strategy for the Cork Oak Forests in the Tiemcen Hills (Algeria). *Revue forestière française*, 62(1), 25-42.
- Lloret F., & López-Soria L., 1993:** Resprouting of *Erica multiflora* after experimental fire treatments. *Journal of Vegetation Science*, 4(3), 367-374.
- Luciano P, Roversi P.F., 2001 :** Fillofagi delle querce in Italia. Industria Grafica Poddighe

s.r.l, Sassari, p. 161

- Lumaret R., Tryphon-Dionnet M., Michaud, H., Sanuy A., Ipotesi E., Born C., Mir C., 2005.** Phylogeographical variation of chloroplast DNA in cork oak (*Quercus suber* L.). *Annals of Botany*, 96, 853–861.
- Macarthur R. S., 1994:** The Cork Oaks and Cork: A New Zealand Perspective. RS Macarthur.
- Machado D., 1938.** Poligamia do sobreiro. Publicações da Direcção Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas 5, 37–41.
- Machouril N.R., Laouina A., 2008 :** Problématique de dégradation des subéraies atlantiques marocaines. *Ann. Rech. For. Maroc.* **39:** 74-84.
- Madoui A., 2002 :** Les incendies de forêt en Algérie. Historique, bilan et analyse. *Forêt méditerranéenne*, tome 23, n° 1, 23 p.
- Maire R., 1916 :** la flore de l’Afrique du Nord. Vol.7. Paul Lechevalier, Paris, 329p.
- Maire R., 1926 :** Note phytogéographique de l’Algérie et de la Tunisie avec carte/ Alger.
- Mann Jr, W. F., & Gunter E. R., 1960:** Predicting the fate of fire-damaged Pines. *Forests and People*, 10(1), 26-43.
- Marc P., 1916 :** Les incendies de forêt en Algérie. Notes sur les forêts de l’Algérie. Typographie Adolphe Jourdan imprimeur libraire-Editeur, Alger, Algérie:331.
- Margerit J., 1998 :** Modélisation et simulations numériques de la propagation de feux de forêts. Thèse, Doctorat. Inst. National polytechnique de lorraine. Nancy, France. 260 p.
- Marion J., 1950 :** La régénération naturelle du chêne-liège en Mamora. *Ann. Rech. Forest.* Rabat, 1, 25-57.31- 35 et pp 115- 174.
- Marques A.V., Pereira H., Meier D., Faix O., 1994 :** Quantitative analysis of cork (*Quercus suber* L.) and milled cork lignin by FTIR spectroscopy, analytical pyrolysis, and total hydrolysis. *Holzforschung*, 48: 43-50.
- Mendes A. M. S. C., & Graça, J. A. R., 2009:** Cork bottle stoppers and other cork products. Cork oak woodlands on the edge: conservation, *adaptive management, and restoration*. Island Press, Washington, DC.

- 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.
- 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.
- Messaoudenne M., 2000 :** Réflexion sur la structure des peuplements de chêne-liège (*Quercus suber* L) en Algérie. *Arti. Rev. Forêt Algérienne*.pp5-9.
- Miller M., 2000:** Fire autecology. In: Brown JK, Smith JK (eds) *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora*. General Technical Report. RMRS-GTR-42-vol 2, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden
- 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
- Molinas M.L., 1991:** The stomata of the cork-oak, *Quercus suber* L. – An ultrastructural approach. *Nordic Journal of Botany* 11, 205–212.
- Montero G., Canellas I., 1999 :** Manual de reforestación y cultivo de alcornoque. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación – Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Madrid.
- Montoya J.M., 1988 :** Los alcornocales. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación – Secretaria Nacional Técnica, Madrid.
- Moreira F., Catry F., Duarte I., Acácio V. and Silva J., 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, 77-85.
- Moreira F., Duarte I., Catry F and Acácio V., 2007:** Cork extraction as a key factor determining post-fire cork oak survival in a mountain region of southern Portugal. *Forest Ecology and Management*. 253(1-3): 30-37.
- Moreno J. M., & Oechel W. C., 1991:** Fire intensity and herbivory effects on postfire resprouting of *Adenostoma fasciculatum* in southern California chaparral.

- Oecologia*, 85, 429-433.
- Nait Messaoud A., 2008** : La réhabilitation en ligne de mire. Article paru dans le journal Dépêche de la Kabylie. 3p.
- Nardini A., Lo Gullo M.A., Salleo S., 1999**: Competitive strategies for water availability in two Mediterranean *Quercus* species. *Plant Cell and Environment* 22, 109–116.
- Natividade J.V., 1956** : Subericulture, édition française de l'ouvrage portugais « subireculture ». E.N.E.F (Nancy) .303p.
- Oliveira G., Correia O., Martins Louçao M., Catarino F.M., 1994**: Phenological and growth patterns of the mediterranean oak *Quercus suber* L. *Trees* 9, 41–46.
- Oliveira V., Lauw A., Pereira H., 2016**: Sensitivity of cork growth to drought events: insights from a 24-year chronology. *Clim Chang*137:261–274
- O.N.M., 2016** : Office National de Météorologie. Station Météorologie Safsaf de Tlemcen.
- Oswald H., 1980** : Une expérience d'espacement de plantation de sapin de Vancouver (*Abies grandis*). *Rev.For.Fr.*n°1.
- Ouadah-Benkheira N., 2019** : Contribution à l'étude spatiale des surfaces incendiées de forêts dans deux wilayas du Nord de l'Algérie (Blida et El Tarf) et approche analytique fonctionnelle au niveau de la station (régénération post-incendie). Thèse Doct. , Ecologie et Environnement, USTHB, Alger. 192p.
- Oubrahim H., Boulmane M., Bakker, Augusto L., Halim M., 2015**: Carbon storage in degraded cork oak (*Quercus suber* L.) forests on flat lowlands in Morocco. *iForest* 9:125–137
- Ouelmouhoub S., Benhouhou S., 2007** : Evolution floristique des suberaies incendiées dans la région d'El Kala (nord-est Algérie). *Ecol. Mediterr.*, 33: 85 - 94.
- Pardos M., Jimenez M.D., Aranda I., Puertolas J., Pardos J.A., 2005**: Water relations of cork oak (*Quercus suber* L.) seedlings in response to shading and moderate drought. *Annals of Forest Science* 62, 377–384.
- Paula S., & Ojeda F., 2006** : Resistance of three co-occurring resprouter Erica species to highly frequent disturbance. *Plant Ecology*, 183, 329-336.
- Paula S., Arianoutsou M., Kazanis D., Tavsanoğlu Ç., Lloret F., Buhk C., Pausas J. G. 2009**: Fire-related traits for plant species of the Mediterranean Basin: Ecological

- Archives E090-094. *Ecology*, 90(5), 1420-1420.
- Pausas J.G., 1997** : Resprouting of *Quercus suber* L. in NE Spain after fire. *Journal of Vegetation Science*, 8(5). 703-706p.
- Pausas J.G., 2004** : Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). *Climatic Change*, 63, 337-350.
- 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., 2007**: Acorn dispersal estimated by radio-tracking. *Oecologia* 153:903–911
- Pausas J. G., 2015**: Bark thickness and fire regime. *Functional Ecology*, 29(3), 315-327. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12372>
- Pausas J.G., 1997**: Resprouting of *Quercus suber* L.in NE Spain after fire. *Journal of Vegetation Sciences* 8, 703–706. doi: 10.2307/3237375.
- 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., 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 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)
- Pearce J., Ferrier S., 2000**: An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. *Ecological Modeling* 128, 127–147.
- Pereira Coutinho A.X., 1939**: Flora de Portugal. Bertrand Irmãos Ltd, Lisboa.
- Pereira H., 2007**: Cork: Biology, Production and Uses. Elsevier. Ed. Oxford. UK. 329p.
- Petrov M., Genov K., 2004**: 50 Years of cork oak (*Quercus suber* L.) in Bulgaria. *Nauka za Gorata (For Sci)* 3:93–101
- 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 méditerranéen. *For. Med.* **35**(1): 17–30.
- Pintus A, Ruiu P 2004** : La réhabilitation des suberaies incendiées. Colloques Internationaux Vivexpo 2004: Le chêne-liège face au feu.
- Plaisance G., 1974** : Conséquence des incendies. *Revue forestière française*, 26(S), 194-197.
- Plieninger T., Hui C., Gaertner M., & Huntsinger L., 2014**: The impact of land abandonment on species richness and abundance in the Mediterranean Basin: a meta-analysis. *PloS one*, 9(5), e98355.
- Puyo J.Y., 2013** : Grandeurs et vicissitudes de l'aménagement des suberaies algériennes
- Quezel P., et Santa S., 1962** : Nouvelle flore d'Algérie et des régions désertiques méridionales. Tom 1. CNRS, Paris, 565p.
- Quezel P., 1976** : Les forêts du pourtour méditerranéen, in forêts et maquis méditerranéens UNESCO. Notes techniques du MAB 2. Paris.
- Quezel P., 2000** : Réflexions sur l'évolution de la flore et de la végétation au Maghreb méditerranéen. Ibis Press, Paris, 117p.
- Quilhó T., Lopes F., Pereira H., 2003**: The effect of tree shelter on the stem anatomy of cork oak (*Quercus suber L.*) plants . *IAWA Journal* 24, 385–395.
- Rigolot E., 2004**: Predicting post-fire mortality of *Pinus halepensis* Mill. And *Pinu spinea L.* *Plant Ecology* 171, 139–151.
- Robert B., Caritat A., Bertoni G., Vilar L., Molinas M., 1996**: Nutrient content and seasonal fluctuations in the leaf component of cork oak (*Quercus suber L.*) litterfall. *Vegetatio* 122, 29–35.
- 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.
- Roula B., 2010** : Etude de la qualité du liège de reproduction des suberaies de la région de Jijel. Mémoire Magistère en Sciences Agronomiques, option gestion des écosystèmes, forestiers, E.N.S.A- El Harrache Alger 82p.

- Roula S.E., Bouhraoua R.T and Catry FX., 2020:** Factors affecting post-fire regeneration after coppicing of cork oak (*Quercus suber* L.) trees in northeastern Algeria. *Can. J. For. Res.* 50: 371–379.
- Rundel P., W., 1973 :** The relationship between basal fire scars and crown damage in giant sequoia. *Ecology*, 54(1). 210-213p.
- 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 et le liège en Algérie. Bulletin de la Station de Recherche Forestière Nord Africaine 2, 271-374.
- Salis M., Arca B., Alcasena-Urdiroz F., Massaiu A., Bacciu V., Bosseur F., ... & Duce P., 2019 :** Analyzing the recent dynamics of wildland fires in *Quercus suber* L. woodlands in Sardinia (Italy), Corsica (France) and Catalonia (Spain). *European Journal of Forest Research*, 138, 415-431.
- Sarl Cabinet la grande Bleue., 2016 :** Rapport sur produits dangereux. Description de l'environnement ; Immédiat du projet et du voisinage. Station Ouchba. 40p.
- Sauvage C.H., 1952 :** La richesse de la flore Marocaine. Bull. Ens. Pub. Maroc, 216: 6-11.
- Sauvage C., 1961 :** Recherches géobotanique sur les subéraies marocaines. Trav, Inst. Sci. Chérif. Bot., 21. 45p.
- Saveland J. M., & Neuenschwander L. F., 1990:** A signal detection framework to evaluate models of tree mortality following fire damage. *Forest Science*, 36(1), 66-76.
- Schaffhauser A., 2009 :** Impacts de la récurrence des incendies sur la végétation, son inflammabilité et sa combustibilité. Application en Provence cristalline (massif des Maures, Var, France), Thèse d'université soutenue le 15 juin 2009 à l'université Paul Cézanne (Aix-Marseille), site de Saint-Jérôme. *Ecologia Mediterranea*, 35(1), 103-104.
- Schaffhauser A., Curt T., Vela E. & Tatoni T., 2012b:** Recurrent fires and environment shape the vegetation in *Quercus suber* L. woodlands and maquis. *Comptes Rendus Biologies* 335, 424-434
- Schaffhauser A., Curt T., Vela E., Tatoni T., 2012a :** Fire récurrence effects on the abundance of plants grouped by traits in *Quercus suber* L. woodlands and maquis. *Forest ecology and management*, 282, 157-166.

- Schaffhauser A., Pimont F., Curt, T., Cassagne N., Dupuy J. L., & Tatoni T., 2015** : Effets de la récurrence des incendies sur le comportement du feu dans des suberaies (*Quercus suber* L.) et maquis méditerranéens sur les cinquante dernières années. *Comptes Rendus Biologies*, 338(12), 812-824.
- Schweingruber F. H., 1996**: *Tree rings and environment: dendroecology*. Paul Haupt AG Bern.
- Sebei H., Albouchi A., Rapp M., El Aouni M.h., 2001** : Évaluation de la biomasse arborée et arbustive dans une séquence de dégradation de la suberaie à Cytise de Kroumirie (Tunisie). *Ann. For. Sci.* Volume 58, Number 2, pp 175-191. DOI: 10.1051/forest:2001117.
- Seigue A., 1987** : La Forêt méditerranéenne française. Aménagement et protection contre les incendies. Aix-en-Provence, Edi sud.
- Seltzer P., 1946** : Le climat de l'Algérie. Trav. Inst. Météo. et Phys. Globe. Université d'Alger, Typo. Litho, Alger, 219 p.
- Shingo A.L., 1967**: Successions of organisms in discoloration and decay of wood. International review of forestry research N.Y., vol . 2, 1967, pp . 237-299.
- Sigfried A., 1943** : Vue générale de la Méditerranée.: Ed. Gallimard, Paris, 190 p.
- Silva JS, Catry F., 2006**: Forest fires in cork oak (*Quercus suber* L.) stands in Portugal. *Int J Environ Stud* 63:235–257
- 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://aisf.dotit.files.wordpress.com/2016/03/vol_1_2cis_rev.pdf.
- Soltner D. (1992)** : Phytotechnie générale: les bases de la production végétale. Tome 1: le Sol et son amélioration. Tome 2: Climat, Météorologie. *Pédologie, Bioclimatologie. Série Agronomie*.
- Stephens S. L., & Finney M. A., 2002**: Prescribed fire mortality of Sierra Nevada mixed conifer tree species: effects of crown damage and forest floor combustion. *Forest Ecology and Management*, 162(2-3), 261-271.

- Taferka S., 2008 :** Libérer notre liège des réseaux mafieux. Jour. « Le jour d’Algérie », 2p.
- Tekkouk F., Bouhraoua R.T., 2022 :** Rythme de récupération sanitaire post-incendie du chêne-liège (*quercus suber* l.) Et aptitude à la récolte précoce du liège flambé, *Revue Agrobiologia* (2022) 12(1): 2941-295
- Tlili N., 2003 :** Etude synchronique de la dynamique post-incendie dans les subéraies de plaine du parc national d’El-Kala (Wilaya d’El Tarf). Mémoire Ing. Agro. Univ d’El Tarf. 53P+annexes.
- Toumi L., Lumaret R., 1998.** Allozyme variation in cork oak (*Quercus suber* L.): the role of phylogeography and genetic introgression by other Mediterranean oak species and human activities. *Theoretical and Applied Genetics* 97, 647–656.
- Trabaud L., 1983 :** 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
- Valette A., 1992 :** La subéraie maghrébine. Actes du colloque «les subéraies méditerranéennes », Vives: 90-97.
- Van Wilgen B. W., & Forsyth G. G., 1992:** Regeneration strategies in fynbos plants and their influence on the stability of community boundaries after fire. *Fire in South African Mountain Fynbos: ecosystem, community and species response at Swartboskloof*, 54-80.
- Varela M., 2013 :** Méthodes de régénération du chêne-liège au Portugal. Journées techniques du liège. 2ème édition. *Plan de la Tour*. France.21et 22 novembre 2013.
- Veille J.F., 2004 :** Régénération et sylviculture des suberaies incendiées. Les assises varoises de la forêt méditerranéenne, *Forêt méditerranéenne* t. XXV, n° 4, décembre 2004.
- 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.
- Vennetier M., 2019 :** Feux et sécheresses répétés accroissent mutuellement leur impact sur la suberaie. *Dossier «5es Journées techniques du liège» Ramatuelle (Var), 4 et 5 octobre 2019*, 387.
- Vesk P. A., & Westoby, M., 2004:** Sprouting ability across diverse disturbances and

- vegetation types worldwide. *Journal of Ecology*, 310-320.
- Vicioso C., 1950** : Revision del genero *Quercus* en Espana. IFIE, Madrid.
- Vigne E., 1990** : Sylviculture des suberaies varoises. *Forêt méditerranéenne*, tome XII, n° 2. pp 125-131.
- Villemant C., 1993** : Les prédateurs-démanteleurs des pontes de *Porthetria* dispar dans les subéraies marocaines (Doctoral dissertation, Orléans).
- Villemant C., Fraval A., 1991**: La Faune du chêne-liège. – Actes Editions, Rabat : 336 p.
- 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
- Wade D. D., 1986**: Effects of fire on southern pine: observations and recommendations (Vol. 41). US Department of Agriculture, Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station.
- Wade D. D., 1993**: Thinning young loblolly pine stands with fire. *International Journal of Wildland Fire*, 3(3), 169-178.
- Whelan R.J., 1995**: The ecology of fire. Cambridge University -a short interval between fires in California chaparral.
- Wojterski T. W., 1990**: Degradation stages of the oak forests in the area of Algiers. *Vegetatio*, 87, 135-143.
- Xue Y., Zhang W., Zhou J., Ma C., M. L., 2013** : Effects of stump diameter, stump height, and cutting season on *Quercus variabilis* stump sprouting. *Scandinavian j for Res* 28 :223-231. doi: 10.1080/02827581.2012.723742.
- Yessad S.A., 2000** : Le chêne-liège et le liège dans les pays de la méditerranée occidentale. Edit. MRW, 123p.
- Zair M., 1989** : Influence des méthodes de plantation et d'élevage en pépinière sur la reprise des plants de chêne-liège (*Quercus suber* L.). Thèse. Institut National Agronomique .El Harrach, Dépt.de Foresterie, Alger, Algérie. 50 pp.
- Zeraia L., 1982** : Le chêne-liège : phytosociologie, édaphique, phénologie, régénération et productivité. INRF, 152 p.

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.

Etude des modalités de reprise végétative des arbres du chêne-liège après incendie

Le chêne-liège (*Quercus suber* L.) est une espèce adaptée au feu grâce à la protection des bourgeons dormants situés sous son écorce de liège. La reprise post-incendie à partir de ces bourgeons est un moyen efficace d'adaptation des plantes. Dans cette étude, nous avons examiné les différents types de réponse de 644 arbres après un feu de forêt survenu à l'été 2012, à l'automne 2013 pour évaluer les dommages causés par le feu, et au printemps 2016 pour suivre l'évolution de la reprise végétative des couronnes des arbres survivants ainsi que la croissance des rejets de souche des arbres morts après l'opération de coupe réalisée à l'automne 2014, dans la région de Tlemcen. De plus, nous avons déterminé les variables influençant la probabilité de vitalité des arbres à l'aide d'une régression logistique univariée et multivariée. La réponse dominante est la reprise de la cime (67,7 %), suivie de la mortalité des arbres (23,9 %) et de la repousse basale (8,4 %). La probabilité de vitalité des arbres diminue avec l'augmentation de l'intensité du feu, associée à l'importance des blessures au tronc, à la diminution de l'épaisseur de l'écorce et de la hauteur des arbres. Pour évaluer le taux de récupération environ quatre ans après le feu, nous avons estimé le taux de reprise de 235 arbres à l'aide d'une régression logistique binaire basée sur les arbres vigoureux (> 60 % de récupération de la cime) et les arbres dépérissant. Les résultats ont montré que la probabilité d'un bon rétablissement sanitaire augmente avec la diminution de l'intensité du feu sur le tronc, l'augmentation de l'épaisseur de l'écorce de liège et de la hauteur des arbres. Un minimum de trois ans est nécessaire pour extraire le liège brûlé des arbres vigoureux. Cette étude met en évidence l'importance du recépage traditionnel du tronc des chênes lièges gravement affectés par le feu pour obtenir de bons résultats en termes d'amélioration de la viabilité des souches et de développement rapide des rejets (taux de survie des souches satisfaisant de 70,48 %).

Mots-clés : feu de forêt, mortalité des arbres, chêne-liège, rejets de souche, croissance des rejets, modalité de reprise, Modèle de récupération.

Model of post-fire resprouting study of cork oak trees

Abstract: The cork oak (*Quercus suber* L.) is a species well-adapted to fire due to the protective nature of the dormant buds located beneath its cork bark. Post-fire recovery from these buds serves as an effective mechanism for plant adaptation. In this study, we investigated the various response patterns exhibited by 644 trees following a forest fire that took place during the summer of 2012. We assessed the extent of fire-induced damage during the fall of 2013 and tracked the subsequent vegetative recovery of surviving tree crowns and the growth of stump shoots from dead trees following a cutting operation conducted in autumn 2014 in the Tlemcen region. Furthermore, we employed univariate and multivariate logistic regression to determine the variables influencing tree vitality probabilities. The primary response observed was crown regrowth (67.7%), followed by tree mortality (23.9%) and basal regrowth (8.4%). The likelihood of tree vitality decreased with increasing fire intensity, which was associated with greater trunk injuries, reduced bark thickness, and diminished tree height. To assess the recovery rate approximately four years post-fire, we utilized a binary logistic regression to estimate the recovery rate of 235 trees, distinguishing between vigorous trees (>60% crown recovery) and declining trees. The results revealed that the probability of achieving a successful recovery increased with lower fire intensity on the trunk, greater cork bark thickness, and taller tree stature. It is necessary to wait a minimum of three years to extract burned cork from vigorous trees. This study underscores the significance of traditional trunk coppicing for heavily fire-affected cork oaks, yielding favorable outcomes in terms of enhancing stump viability and facilitating the rapid development of suckers (with a satisfactory stump survival rate of 70.48%).

Keywords: forest fire, tree mortality, cork oak, stump sprouts, sprout growth, recovery mode, recovery model.

دراسة نموذج التجديد الخصري بعد الحريق لأشجار بلوط الفلين

الخلاصة : بلوط الفلين (*Quercus suber* L.) هو نوع مقاوم جيد للنار بفضل الطبيعة الوقائية للبراعم الكامنة الموجودة تحت لحاء الفلين. يعتبر الاسترداد بعد الحريق من هذه البراعم آلية فعالة لتكثيف النبات. في هذه الدراسة، قمنا بدراسة أنماط الاستجابة المختلفة التي تظهرها 644 شجرة بلوط الفلين بعد حدوث حريق في الغابة في صيف عام 2012. قمنا بتقييم الأضرار الناجمة عن الحريق في خريف عام 2013، ومتابعة الانتعاش الخصري للشجرات الناجية ونمو الأغصان الجذعية من الأشجار الميتة بعد عملية التقليم التي تمت في خريف عام 2014 في منطقة تلمسان. بالإضافة إلى ذلك، استخدمنا تحليل الانحدار اللوجستي أحادي المتغير ومتعدد المتغيرات لتحديد المتغيرات التي تؤثر على احتمالية حيوية الشجرة. كانت الاستجابة السائدة هي إعادة نمو التاج (67.7%)، تليها نسبة وفاة الأشجار (23.9%) وإعادة النمو من القاعدة (8.4%). تنخفض احتمالية حيوية الشجرة مع زيادة شدة الحريق، وهذا مرتبط بحجم الإصابات في الجذع، وانخفاض سمك لحاء الشجرة وارتفاعها. لتقييم معدل الاسترداد بعد مرور حوالي أربع سنوات من الحريق، قمنا بتقدير معدل الاسترداد لـ 235 شجرة باستخدام تحليل الانحدار اللوجستي الثنائي، مع التمييز بين الشجرات القوية (> 60% استرداد التاج) والشجرات المتضائلة. أظهرت النتائج أن احتمالية تحقيق انتعاش جيد تزداد مع انخفاض شدة الحريق على الجذع، وزيادة سمك لحاء الفلين، وارتفاع الشجرة. يلزم الانتظار لمدة ثلاث سنوات على الأقل لاستخراج الفلين المحروق من الأشجار القوية. تسلط هذه الدراسة الضوء على أهمية تقليم جذع بلوط الفلين التقليدي لتخفيف تأثير الحرائق الشديدة، مما يؤدي إلى نتائج إيجابية فيما يتعلق بتحسين قابلية بقاء الجذع وتعزيز التطور السريع للأغصان (معدل بقاء الجذع مرضي بنسبة 70.48%).

الكلمات المفتاحية: حرائق الغابات، موت الأشجار، بلوط الفلين، براعم الجذع، نمو البراعم، طريقة الاسترداد، نموذج الاسترداد.