République Algérienne Démocratique Et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Université Abou Bekr Belkaid
Tlemcen Algérie
جامعة أبي بكر بلقايد
تلمسان الجزائر

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et Sciences de la Terre et de l'Univers

Département Des Ressources Forestières

Thèse

Présentée Par : LACHGUEUR Mohammed

En vue de l'obtention du diplôme de :

Doctorat en science

Thème

Etude de la réhabilitation des subéraies de la wilaya de Tlemcen dans la perspective d'une gestion durable

Soutenu le:
Devant le jury composé de :

Président	Merzouk Abdessamad	Professeur	Univ. Tlemcen
Directrice de thèse	Bouchaour-Djabeur Sabiha	Maître de conférences A	Univ. Tlemcen
Examinateur	Medjahdi Boumediene	Professeur	Univ. Tlemcen
Examinateur	Belgharbi Benameur	Professeur	Univ. Mascara
Examinateur	Chihab Mounir	Maître de conférences A	Univ. Ain Temouchent
Examinateur	Amara Mohammed	Maître de conférences A	Univ. Ain Temouchent

2025 / 2026

Remerciements

Cette section de remerciements marque pour moi l'achèvement de la rédaction de ce manuscrit. J'exprime ma gratitude à toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce travail. Cette formule est certes classique, mais elle reflète pleinement ce que je ressens.

Je souhaite avant tout remercier très chaleureusement ma directrice de thèse, **Madame Bouchaour- Djabeur Sabiha**, Maître de conférences A à l'Université de Tlemcen, qui m'a accordé sa confiance tout au long de ces années. Toujours à l'écoute, patiente et profondément humaine, vous m'avez laissé la liberté nécessaire pour mener à bien cette recherche, tout en m'offrant un encadrement exigeant et complémentaire qui a largement contribué à l'enrichissement de mes connaissances et de mes compétences.

Je tiens également à exprimer mes vifs remerciements à l'ensemble des membres du jury pour l'honneur qu'ils me font en acceptant d'évaluer ce travail et pour le temps précieux qu'ils y consacrent.

– **Monsieur Merzouk Abdessamad**, Professeur à l'Université de Tlemcen, président du jury, pour la confiance accordée, l'attention portée à ce manuscrit et ses remarques et suggestions qui améliorent la qualité.

– **Monsieur Medjahdi Boumediene,** Professeur à l'Université de Tlemcen, examinateur, pour l'intérêt qu'il porte à cette étude, la richesse de ses commentaires et la rigueur de ses observations scientifiques.

– **Monsieur Belgharbi Benameur,** Professeur à l'Université de Mascara, examinateur, pour ses critiques constructives, ses conseils méthodologiques et sa disponibilité, qui ont constitué un apport précieux lors de la finalisation du manuscrit.

– **Monsieur Chihab Mounir**, Maître conférence A à l'Université de Aïn Témouchent, examinateur, pour le temps consacré à l'expertise de ce travail, la pertinence de ses questionnements et la qualité des échanges scientifiques que nous avons eus.

– **Monsieur Amara Mohammed,** Maître de conférences A à l'Université de Aïn Témouchent, examinateur, pour sa patience, sa bienveillance et ses remarques détaillées qui m'ont aidé à prendre du recul et à clarifier plusieurs aspects de cette recherche.

– **Monsieur Regagba Mohammed,** Chercheur à l'INRF, pour sa grande disponibilité, le partage généreux de son expérience de terrain et ses observations fines sur la cartographie et l'utilisation du SIG

– **Monsieur Meghraoui Maamar,** Chercheur à l'INRF, pour ses compétences en écologie et en gestion forestière et pour ses suggestions avisées en matière de cartographie et l'utilisation du SIG.

– **Monsieur Morsli Boutkhil,** directeur de la station INRF Tlemcen, pour son accueil et ses encouragements

- **Monsieur Azzi Rachid** vice doyen à la faculté des sciences de la nature et de la vie, science de la terre et de l'univers pour son aide précieux et ses encouragements.

À chacune et chacun d'entre vous, j'adresse l'expression de ma profonde reconnaissance et de mon grand respect pour l'intérêt porté à ce travail et pour la qualité des échanges scientifiques et humains qui ont accompagné son aboutissement.

Dédicaces

Comment pourrais-je oublier toutes celles et tous ceux qui m'entourent au-delà du cadre strict de ce travail. Merci de m'avoir soutenu, encouragé et d'avoir fait preuve d'une si grande patience ; je promets de retrouver enfin une vie sociale plus normale. Parce que de simples remerciements ne suffisent pas toujours, je dédie cette thèse à ma famille.

Une pensée toute particulière va à mes parents **Boumediene** et **Touileb Rekia** aujourd'hui disparus, dont la mémoire, les valeurs et les sacrifices ont guidé chacune de mes étapes. Que Dieu, dans Sa miséricorde, les accueille dans Son vaste paradis.

À **ma femme** que j'aime, pour son amour, sa compréhension et son soutien indéfectible dans les moments de doute comme dans les périodes d'intense travail ; merci d'avoir accepté mes absences, mes priorités bousculées et d'avoir, si souvent, porté seule le quotidien.

Je souhaite aussi exprimer toute mon affection à mes deux fils, **Boumediene** et **Islam** qui sont une source inépuisable de motivation et de fierté. Vos sourires, votre patience et votre capacité à accepter que cette thèse prenne parfois trop de place m'ont donné la force d'aller jusqu'au bout.

Mes remerciements les plus sincères vont également à **mes frères et sœurs,** à **mes neveux** et **nièces**, ainsi qu'à mes **beaux-parents**, pour leurs encouragements, leurs prières, leurs mots de réconfort et leur présence discrète mais essentielle tout au long de ce parcours.

À tous, je dis ma profonde gratitude. Que toute omission soit comprise non comme un manque de reconnaissance, mais comme une simple défaillance de la mémoire humaine.

Mohammed

Résumé

Notre travail porte sur l'étude floristique, écologique et spatiale de la subéraie de Hafir (Tlemcen, Algérie), d'une contenance de 10 157,55 ha. Ce massif de chêne-liège est fortement vulnérable aux incendies, aux pressions pastorales et aux changements climatiques. Afin d'orienter sa réhabilitation dans une perspective de gestion durable, un inventaire phytoécologique standardisé de 120 relevés (120 placettes de 400 m² chacune) a été réalisé en 2022–2023. Ce dernier a mis en évidence 387 taxons appartenant à 67 familles et 264 genres, dominés par les Thérophytes (49%) et les Hémicryptophytes (21%), avec une nette prédominance du type biogéographique méditerranéen et la présence de 10 espèces endémiques. L'analyse des types biologiques, des spectres chorologiques, des catégories de rareté et des indices de diversité (richesse spécifique, Shannon, Simpson, équitabilité de Pielou, estimateurs Chao-1 et iChao-1) révèle un écosystème en état de stress, marqué par une simplification progressive des communautés et une augmentation des formes opportunistes.

Un indice de perturbation atteint une valeur moyenne élevée de 59,43, traduisant une « thérophytisation » avancée en réponse aux perturbations climatiques et anthropozoogènes. Cet indice est mis en relation avec les facteurs orographiques et les pressions anthropozoogènes par analyses statistiques univariées et multivariées, montrant des gradients nets de dégradation depuis les secteurs hauts et difficiles d'accès vers les zones basses, accessibles et fortement pâturées ou brûlées. La cartographie géostatistique a permis de spatialiser l'indice de perturbation, d'identifier des noyaux de forte à très forte perturbation, des zones refuges à meilleure diversité floristique, et de proposer des unités de gestion prioritaires pour la conservation, la restauration écologique et l'adaptation des subéraies de Hafir aux changements globaux.

Mots clés : Hafir, chêne-liège, diversité, indice de perturbation, géostatistique, gestion durable.

Abstract

Our study focuses on the floristic, ecological, and spatial analysis of the Hafir cork oak forest (Tlemcen, Algeria), covering 10157.55 ha. This cork oak stand is highly vulnerable to wildfires, pastoral pressures, and climate change. To guide its rehabilitation toward sustainable management, a standardized phytoecological inventory of 120 plots (400 m² each) was conducted in 2022–2023. This inventory revealed 387 taxa belonging to 67 families and 264 genera, dominated by Therophytes (49%) and Hemicryptophytes (21%), with a clear predominance of the Mediterranean biogeographic type and the presence of 10 endemic species.

Analysis of biological types, chorological spectra, rarity categories, and diversity indices (species richness, Shannon, Simpson, Pielou evenness, Chao-1 and iChao-1 estimators) reveals an ecosystem under stress, characterized by progressive community simplification and increasing dominance of opportunistic forms.

A disturbance index reaches a high average value of 59.43, indicating advanced "therophytization" in response to climatic and anthropogenic disturbances. This index correlates with orographic factors and anthropogenic pressures through univariate and multivariate statistical analyses, revealing clear degradation gradients from high, hard-to-access sectors to low, accessible areas heavily grazed or burned. Geostatistical mapping spatialized the disturbance index, identified hotspots of high to very high perturbation, refuge areas with better floristic diversity, and proposed priority management units for conservation, ecological restoration, and adaptation of Hafir cork oak forests to global changes.

Keywords: Hafir, cork oak, diversity, disturbance index, geostatistics, sustainable management.

ملخص

يركز عملنا على دراسة الغطاء النباتي ،البيئي و التوزيع المكاني لغابة بلوط حفير الفليني (تلمسان، الجزائر)، التي تغطي مساحة 10157.55 هكتارًا. تُعد هذه الغابة شديدة التأثر بالحرائق والرعي الجائر وتغير المناخ. ولتوجيه عملية إعادة تأهيلها من منظور الإدارة المستدامة، أُجريَ جرد نباتي معياري لـ 120 نقطة جرد (مساحة كل منها 400 متر مربع) خلال الفترة 2022-2023. اسفر هذا المسح عن احصاء 387 نوعًا نباتيًا ينتمي إلى 67 عائلة و264 جنسًا، يهيمن عليها النباتات الحولية (49%) والنباتات شبه المخفية (21%)، مع غلبة واضحة للنمط الجغرافي الحيوي المتوسطي ووجود 10 أنواع مستوطنة. يكشف تحليل الأنواع البيولوجية والأطياف الجغرافية وفئات الندرة ومؤشرات التنوع (الثراء النوعي، مؤشر شانون، مؤشر سيمبسون، تكافؤ بييلو و مُقَيِّم تشاو) عن نظام بيئي في حالة إجهاد، يتميز بتبسيط تدريجي للمجتمعات وزيادة في الأشكال الانتهازية.

بلغ مؤشر الاضطراب قيمة متوسطة عالية قدرها 59.43%، مما يعكس انتشارًا واسعًا للنباتات الحولية استجابةً للاضطرابات المناخية والبشرية. وقد رُبط هذا المؤشر بالعوامل التضاريسية والضغوط البشرية من خلال تحليلات إحصائية أحادية ومتعددة المتغيرات، كاشفًا عن تدرجات واضحة في التدهور من المناطق المرتفعة التي يصعب الوصول إليها إلى المناطق المنخفضة التي يسهل الوصول إليها والتي تعرضت للرعي الجائر أو الحرق. وقد مكّن رسم الخرائط الجيوإحصائية من تحديد التوزيع المكاني لمؤشر الاضطراب، وتحديد المناطق الأساسية ذات الاضطراب العالي إلى العالي جدًا، ومناطق اللجوء ذات التنوع النباتي الأكبر، واقتراح وحدات إدارة ذات أولوية لحفظ غابات بلوط حفير الفليني، وإعادة تأهيلها البيئي، وتكييفها مع التغيرات العالمية.

الكلمات المفتاحية: حفير، بلوط الفلين، التنوع، مؤشر الاضطراب، الجيواحصاء، الإدارة المستدامة.

Liste des tableaux

Tableau	Intitulé	Page
Tableau 3.1	Coordonnées géographiques de le forêts d'étude	68
Tableau 3.2	Caractéristiques des stations de référence et périodes d'observation	75
Tableau 3.3	Précipitations moyennes mensuelles (mm) pour les deux périodes de référence 1914 - 1938 (Seltzer, 1946) et 1980-2024 (A.N.R.H., 2025)	79
Tableau 3.4	Températures moyennes mensuelles et annuelles T (°C) pour les deux périodes de référence 1914 - 1938 (Seltzer, 1946) et 1980 - 2024 (A.N.R.H., 2025)	84
Tableau 3.5	Valeurs moyennes minimales (m°C) pour les deux périodes 1914 - 1938 (Seltzer, 1946) et 1980 - 2024 (A.N.R.H., 2025	84
Tableau 3.6	Valeurs moyennes maximale (M°C) pour les deux périodes 1914 - 1938 (Seltzer, 1946) et 1980 – 2024 (A.N.R.H., 2025)	85
Tableau 3.7	Indice de continentalité pour les deux périodes 1914 - 1938 (Seltzer, 1946) et 1980 – 2024 (A.N.R.H., 2025)	88
Tableau 3.8	Indice de sècheresse estivale pour les deux périodes 1914 - 1938 (Seltzer, 1946) et 1980 – 2024 (A.N.R.H., 2025)	89
Tableau 3.9	Etage de végétation du chêne-liège	90
Tableau 3.10	Indice de De Martonne pour les deux périodes 1914 - 1938 (Seltzer, 1946) et 1980 – 2024 (A.N.R.H., 2025)	91
Tableau 3.11	Valeurs du « Q2 » et étages bioclimatiques	93
Tableau 4.1	cantons de la forêt de Hafir (Sénatus consulte Hafir)	108
Tableau 4.2	Nombre de relevés par canton	111
Tableau 4.3	Répartition des Relevés par Classe d'Altitude et par Canton	118
Tableau 4.4	répartition des relevés par classe de pente	122
Tableau 4.5	Répartition des relevés par classes d'exposition	127
Tableau 5.1	Espèces rares à travers la forêt de Hafir	137-139
Tableau 5.2	Espèces très rares à travers la forêt de Hafir	139
Tableau 5.3	contribution des espèces dans les 3 axes de L'AFC.	144-

		148
Tableau 6.1	corrélation entre indices de diversité	157
Tableau 6.2	Corrélations par types biologique de Raunkiaer.	158
Tableau 7.1	Valeur moyenne de l'indice de parturbation par canton	172
Tableau 7.2	Matrice de corrélation linéaire (Pearson).	176
Tableau 7.3	Synthèse cantonale de relation (IP) et S dans la subéraie de Hafir	188

Liste des figures

Figures	Intitulé	Page
Figure 1.1	Répartition du chêne-liège dans le monde (Caudullo G. et al, 2017)	11
Figure 3.1	Carte de situation de la forêt de Hafir (Tlemcen, Algérie) (Lachgueur ,2025)	69
Figure 3.2	Extrait du schéma géologique du littoral Oranais (Gourinard, 1958 modifiée par Dehane, 2006).	71
Figure 3.3	Affleurement du substrat calcaire par endroits	73
Figure 3.4	Carte pluviométrique de l'Algérie, la région d'étude est encadrée (Pervillé, 2003)	77
Figure 3.5	Répartition annuelle des pluies de Hafir (1980 - 2024)	77
Figure 3.6	Précipitations moyennes mensuelles (mm) pour les deux périodes de référence 1914 - 1938 (Seltzer, 1946) et 1980-2024 (A.N.R.H., 2025)	81
Figure 3.7	Régime saisonnier des précipitations dans la forêt de Hafir 1914 - 1938 (Seltzer, 1946) et 1980-2024 (A.N.R.H., 2025)	81
Figure 3.8	Distribution des précipitations mensuelles à travers la forêt de Hafir (1980-2024)	82
Figure 3.9	Vitesse moyenne annuelle du vent (km/h) Hafir (A.N.R.H., 2025)	86
Figure 3.10	Diagrammes ombrothermiques de Bagnouls et Gaussen (1953) pour les deux périodes 1913 - 1938 (Seltzer, 1946) et 1980-2024 (A.N.R.H., 2025)	92
Figure 3.11	Quotient pluviothermique et climagramme d'Emberger au cours de la période ancienne (A.P) et nouvelle (N.P)	94
Figure 3.12	Evolution annuelle de la production du liège à Hafir (C.F.W.T., 1996 et 2012a)	99
Figure 3.13	Statistique des superficies incendiées à Hafir (C.F.WT., 2022)	100
Figure 4.1	Carte des cantons de la forêt de Hafir (Lachgueur, 2025).	107
Figure 4.2	Répartition des relevés à travers la forêt de Hafir (Lachgueur M., 2025)	112
Figure 4.3	Répartition des classes 'altitude à travers la forêt de Hafir (Lachgueur M., 2025).	116
Figure 4.4	Carte hypsométrique de la forêt de Hafir (Lachgueur,2025).	120
Figure 4.5	Carte des pentes de la forêt de Hafir (Lachgueur , 2025)	124
Figure 4.6	Répartition des superficies par catégories d'exposition	128
Figure 4.7	Carte des exposition Forêt de Hafir (Lachgueur M., 2025)	129
Figure 5.1	Répartition de la flore en groupes systématiques	132
Figure 5.2	Les genres les plus représentés	132
Figure 5.3	Les familles les plus représentées	133

Figure 5.4	Répartition de la flore par forme biologique	133
Figure 5.5	Répartition de la flore par type biologique	134
Figure 5.6	Répartition des types biologiques par familles	134
Figure 5.7	Répartition de la flore par type chorologique	135
Figure 5.8	Répartition des espèces par catégories de rareté	136
Figure 5.9	Répartition des familles par catégories de rareté	140
Figure 5.10	Répartition des types biologiques par catégorie de rareté	140
Figure 5.11	Plan factoriel des espèces (Axe 1 et Axe 2)	148
Figure 6.1	Richesse spécifique (Taxa S)	151
Figure.6.2	Indice de dominance D	152
Figure 6.3	Indice de Shannon	153
Figure 6.4	Équitabilité de Pielou (J')	154
Figure 6.5	Estimateur Chao-1	154
Figure 6.6	Estimateur iChao-1	155
Figure 6.7	Classification des relevés par catégories de richesse spécifique	156
Figure 6.8	Classification hiérarchique ascendante des indices de diversité par relevés	164
Figure 7.1	Carte de perturbation à travers la forêt de Hafir (Lachgueur M., 2025).	170
Figure.7.2	Surface des classes de perturbation à travers la forêt de Hafir	174
Figure 7.3	AFC des indices de perturbation (Facteurs 1,2,3 et 4)	180-181
Figure 7.4	Effectif du cheptel ovin , bovin et caprin à travers la forêt de Hafir, source DSA ,(2024)	184
Figure 7.5	Schéma du couplage feu–pâturage et de ses effets sur la libération des nutriments, la thérophytisation et la régression du chêne-liège dans la subéraie de Hafir	186
Figure 7.6	Relation IP vs Richesse spécifique (S) dans la subéraie de Hafir - Analyse des 120 relevés	187

Liste des abréviations

AFC : analyse factorielle des correspondances

ACP : analyses des composantes principales

ANRH : agence nationale des ressources hydriques

BNEDER : Bureau national des études pour le développement rural

CFT : conservation des forêts Tlemcen

DGF : Direction générale des forêts

DSA : direction des services agricoles

UGB: unité gros bétail

IP: indice de perturbation

Table des matières

Remerciements
Dédicaces
Résumé
Abstract
ملخص
Liste des tableaux
Liste des figures
Liste des abréviations
INTRODUCTION GÉNÉRALE 1
CHAPITRE 1 : CONSIDÉRATION GÉNÉRALE SUR LE CHÊNE-LIÈGE 5
1.1- Introduction : 5
1.2. Origine et répartition géographique 5
1.2.1. Diversité génétique et Origine évolutive 5
1.2.2. Répartition mondiale 9
1.3. Caractéristiques botaniques 12
1.3.1. Morphologie générale et architecture de l'arbre 12
1.3.2. L'écorce : composition et usages 13
1.3.3. Système racinaire et résilience écologique 14
1.3.4. Bois : caractéristiques et utilisations 14
1.3.5. Les feuilles : adaptation au climat méditerranéen 15
1.3.6. Fleurs et glands : reproduction naturelle 16
1.4. Résilience face aux perturbations 16
1.5. Habitat et conditions de croissance 17
1.5.1. Type de sol et besoins en nutriments 18
1.5.2. Gestion durable de l'habitat 21
1.5.3. Conditions climatiques 22
1.5.4. Intéractions mutualistes et symbiotiques 24
1.6. Les menaces et les vulnérabilités 25
1.6.1. Maladies causées par des champignons. 25
1.6.2. Maladies causées par des Insectes xylophages 25
1.6.3. Maladies causées par des Insectes xylophages 26
1.6.4. Le phénomène du changement climatique 26
1.6.5. Les impacts de l'activité humaine 27
1.7. Signification pour la gestion durable 27
1.8. Utilisations industrielles 29
1.9. Vers des usages innovants 29
1.9.1. Applications thérapeutiques et potentiel médical 30
1.10. Initiatives de conservation 31
CHAPITRE 2: PRESSIONS ANTHROPOZOOGÈNES SUR LA SUBÉRAIE : IMPACTS, DYNAMIQUES ET ENJEUX POUR LA RÉHABILITATION 33
2.1. Introduction 33
2.2. Contexte des subéraies 33
2.3. Pressions anthropozoogènes 34
2.3.1. Urbanisation et développement industriel 35
2.3.2. Agriculture intensive 36
2.3.3. Pollution et changements climatiques 38
2.4. Impacts sur l'écosystème de la subéraie 39
2.4.1. Perte de biodiversité 40
2.4.2. Dégradation des sols 41
2.4.3. Modification des cycles hydrologiques 42
2.5. Dynamiques de changement 43

2.5.1. Évolution historique des subéraies 44
2.5.2. Changements dans la structure des communautés 45
2.5.3. Résilience des écosystèmes 46
2.5.4. Scénarios futurs 47
2.6. Enjeux pour la réhabilitation 48
2.6.1. Stratégies de conservation 49
2.6.2. Restauration écologique 50
2.6.3. Rôle des acteurs locaux 51
2.6.4. Financement et politiques publiques 52
2.6.5. Réhabilitation réussie 53
2.6.6. Échecs et leçons apprises 54
2.7. Méthodologie de recherche 55
2.7.1. Approches qualitatives 55
2.7.2. Approches quantitatives 56
2.7.3. Collecte de données 57
2.7.4. Études de cas 58
2.7.5. Analyse des impacts 59
2.7.6. Évaluation des résultats 60
2.7.7. Comparaison avec d'autres écosystèmes 60
2.8. Perspectives futures 61
2.8.1. Recherche et innovation 62
2.8.2. Implication des communautés 63
2.9. Conclusion 64
CHAPITRE 3 : ETUDE DU MILIEU 65
3.1. Choix de la zone d'étude 67
3.2. Présentation géographique et administrative 68
3.3. Orographie et réseau hydrographique 69
3.5. Pédologie 72
3.6. Climat 73
3.6.1. Introduction 73
3.6.2. Choix des stations météorologiques 74
3.6.3. Facteurs climatiques 76
3.6.3.1. Précipitations 76
3.6.3.2. Températures 82
3.6.3.3. Autres facteurs 85
3.6.4. Synthèse climatique 87
3.6.4.1. Amplitude thermique extrême moyenne ou indice de continentalité 88
3.6.4.2. Indice de sécheresse estivale (Ie) 88
3.6.4.3. Etage de végétation ou zonation altitudinale 89
3.6.4.4. Indice de De Martone 90
3.6.4.5. Diagrammes Ombrothermiques de Bagnouls et Gaussen 91
3.6.4.6. Quotient pluviothermique et climagramme d'Emberger 92
3.7. Description forestière 94
3.7.1. La forêt de Hafir 95
3.8. Production subéricole 97
3.8.1. La subéraie de Hafir 98
3.9 Incendies 99
CHAPITRE 4 : MÉTHODOLOGIE 101
4.1. Méthodologie de travail 101
4.1.1. Echantillonnage 101
4.1.1.1. Plan d'échantillonnage floristique 101
4.1.2. Traitement des données 103
4.1.2.1. Analyse Statistique 104

4.1.3. Objectifs et Raisons de l'analyse géostatistique dans ArcGIS 104
4.2. Résultats 106
4.2.1.1. Présentation des cantons de la forêt de Hafir 106
2.1.1.1. Détail par Commune et Répartition Foncière 110
4.2.2. Analyse de l'Effort d'Échantillonnage et de la Couverture 111
4.2.2.1. Détail par Canton et Hiérarchisation de l'Intérêt Botanique 112
4.2.3. Analyse de la Répartition Topographique du Territoire 115
4.2.3.1. Détail par Classe d'Altitude et Importance Relative 115
4.2.3.2. Structure Altimétrique Générale 117
4.2.3.3. Détail par Classe de Pente et Implications Directes 122
4.2.3.4. Typologie des Cantons par situation des relevés 124
4.2.3.5. Détail par Classes des expositions et Implications Bioclimatiques : 126
CHAPITRE 5 : ANALYSE PHYTOECOLOGIQUE DE LA SUBÉRAIE DE HAFIR (TLEMCEN, ALGERIE) : DIVERSITE FLORISTIQUE ET STRATEGIES ADAPTATIVES DANS UN ECOSYSTEME MENACE 131
5.1. Introduction 131
5.2. Composition floristique 132
5.3. Types biologiques 134
5.4. Types biogéographiques 136
5.5. Catégories de rareté 137
5.6. Indice de perturbation 143
5.7. Discussion 143
5.8. Conclusion : 152
CHAPITRE 6 : ÉVALUATION DE LA DIVERSITÉ FLORISTIQUE : UNE ANALYSE BASÉE SUR LES INDICES DE DIVERSITÉ DANS DIFFÉRENTS HABITATS 153
6.1. La richesse spécifique 153
6.2. Indice de Dominance D 153
6.3. Indice de Shannon et Weaver (H') 154
6.4. Équitabilité de Pielou (J') 155
6.5. Estimateurs de Richesse Non-paramétriques 156
6.5.1. Estimateur Chao-1 156
6.5.2. Estimateur iChao-1 157
6.6. Classification des relevés par catégories de richesse : 158
6.7. Relations Fonctionnelles entre Indices 158
6.7.1. Lien Dominance-Diversité-iChao 159
6.7.2. Corrélations des types biologique de Raunkiaer 160
6.7.3. Gradient Écologique à Hafir 160
6.7.4. Implications Écologiques pour les Forêts de Chêne-Liège 161
6.8. Interprétations des Indices de Diversité 161
6.9. Discussion 162
6.10. Classification hiérarchique des relevés selon les différents indices de diversité 163
6.10.1. Analyse éco structurelle des communautés biologiques: caractérisation des groupes fonctionnels 167
CHAPITRE 7 : CARTOGRAPHIE DES INDICES DE PERTURBATION PAR APPROCHE DE TRAITEMENT GÉOSTATISTIQUE 169
7.1. Introduction 169
7.2. Méthodologies addoptée 169
7.3. Résultats 171
7.3.1. Répartition des surfaces par classes de perturbation 175
7.3.2. Influence des facteurs orographiques et anthropozoogènes sur la répartition spaciale de l'indice de perturbation 176
.7.3.3. Etude statistiques des indices de perturation: 177
7.3.3.1. Teste de corrélation 177

7.3.4. Typologie des relevés par K-means intégrant perturbation, facteurs orographiques et pressions anthropozoogènes 179
7.3.5.Analyse factorielle de correspondance 180
7.3.5.1. Rôle des facteurs orographiques 183
7.3.5.2. Interprétation écologique globale 183
7.3.5.3. Historique des incendies à travers la forêt de Hafir 184
7.3.5.4. Pression pastorale et impact du cheptel sur la dynamique de perturbation 185
7.3.5.5.couplage feu–pâturage et de ses effets sur la libération des nutriments, la thérophytisation et la régression du chêne-liège dans la subéraie de Hafir. 186
7.3.5.6. Relation indice de perturbation-diversité et dynamique de succession écologique dans la subéraie de Hafir 189
7.3.5.7. Dynamique de succession : la phase colonisation dominante à Hafir 190
DISCUSSION GENERALE 192
CONCLUSION GÉNÉRALE 195
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 198
ANNEXES 218

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La forêt méditerranéenne de chêne- liège constitue l'un des écosystèmes les plus emblématiques mais aussi les plus vulnérables du pourtour méditerranéen, fournissant des services essentiels tels que la protection des sols, la régulation hydrologique, la séquestration du carbone, la production de liège et le maintien d'une forte biodiversité (Blondel & Aronson, 1999; Plan Bleu, 2009). En Algérie, plusieurs travaux montrent que ces peuplements sont engagés dans une trajectoire de dégradation marquée par la régression du couvert arboré, la banalisation floristique et l'augmentation des surfaces incendiées, avec un risque de « steppisation » durable des paysages forestiers (Le Houérou, 1981).

La dynamique récente des incendies constitue un facteur structurant majeur : le régime pyrique méditerranéen a évolué au cours du dernier siècle d'épisodes rares mais étendus vers des feux plus fréquents, liés à l'extension des interfaces forêt-agrosystèmes et à la multiplication des ignitions anthropiques (Pausas & Vallejo, 1999; Pausas et al., 2008). Ces transformations modifient profondément la structure des peuplements : répétition des feux avant fermeture du couvert, échec de la régénération naturelle, substitution par des fourrés arbustifs inflammables et installation d'espèces opportunistes (Naveh, 1994). À Hafir, 3 441 ha ont été brûlés entre 1892 et 2020, avec des pics destructeurs en 1994-2005 compromettant la régénération (C.F.W.T., 2022; Pausas & Keeley, 2009).

Parallèlement, les pressions pastorales exercées par les troupeaux ovins et caprins constituent une contrainte diffuse mais continue, interagissant fortement avec le feu et la topographie. Dans les forêts méditerranéennes nord-africaines, le surpâturage – principal moteur de régression du chêne-liège – réduit la régénération ligneuse, favorise les espèces annuelles nitrophiles, accroît la sensibilité à l'érosion et abaisse le seuil d'inflammabilité (Le Houérou, 1981; Thirgood, 1981). La combinaison de fortes charges pastorales, pentes marquées et sols peu profonds accélère la dégradation des stations, se traduisant floristiquement par une augmentation des indices de perturbation et une homogénéisation des faciès (Djellouli et al., 2008; Kadi-Hanifi, 2010).

Dans ce contexte, l'évaluation de la perturbation écologique au moyen d'indices intégrant la composition floristique et la structure des types biologiques apparaît comme un outil central

pour diagnostiquer l'état de conservation des peuplements (Gauthier et al., 2010). L'utilisation de la classification de Raunkiaer et du poids relatif des Thérophytes et Chaméphytes est particulièrement adaptée aux milieux méditerranéens, ces formes de vie répondant rapidement aux changements d'usage et de régime de feu et traduisant efficacement les processus d'ouverture du couvert et de dégradation des sols (Gauthier et al., 2010). De nombreuses études réalisées dans les régions méditerranéennes et steppiques nord-africaines montrent que l'augmentation de la proportion de Thérophytes et Chaméphytes s'accompagne d'une simplification des communautés, d'une baisse des indices de diversité et d'un affaiblissement de la résilience des écosystèmes forestiers (Le Houérou, 1981).

Face à ces enjeux, la cartographie spatiale des indices de perturbation constitue un outil essentiel pour passer d'un diagnostic ponctuel, fondé sur les relevés phytoécologiques, à une vision continue des gradients de dégradation à l'échelle du massif. Les approches géostatistiques, en particulier l'analyse variographique et le krigeage, permettent de modéliser l'autocorrélation spatiale des indicateurs écologiques et de produire des surfaces interpolées intégrant à la fois l'information des relevés et la structure spatiale du paysage (Pausas & Vallejo, 1999; Kessell, 1974). Couplées à des analyses multivariées (AFC, K-means) intégrant les facteurs orographiques (altitude, exposition, pente) et anthropozoogènes (pâturage, incendies), ces cartes offrent un cadre puissant pour identifier des secteurs homogènes de perturbation, mettre en évidence des zones refuges et définir des unités de gestion prioritaires pour la conservation et la restauration des forêts de chêne-liège (Legendre & Legendre, 2012; Borcard, Gillet, & Legendre, 2018).

L'évaluation de l'état de conservation ne repose toutefois pas uniquement sur l'indice de perturbation : un ensemble d'indices de diversité floristique est mobilisé pour caractériser plus finement la structure interne des communautés. La richesse spécifique S, l'indice de Shannon–Wiener, l'indice de Simpson, l'équitabilité de Pielou et, lorsque nécessaire, des estimateurs de richesse comme Chao1, permettent de décrire le nombre d'espèces, la dominance et la répartition des abondances au sein de chaque relevé (Shannon, 1948; Simpson, 1949; Gotelli & Colwell, 2001). De nombreux travaux soulignent l'intérêt de combiner ces métriques pour appréhender simultanément richesse, hétérogénéité et stabilité potentielle des assemblages végétaux, en particulier dans des milieux soumis à des perturbations anthropiques intenses (Whittaker, 1972; Tuomisto, 2010).

À l'instar des forêts méditerranéennes, la forêt de Hafir subit continuellement une forte pression d'ordres naturel et anthropique. Le stress hydrique prolongé, les incendies récurrents ainsi que le surpâturage rendent cette forêt particulièrement vulnérable (Le Houérou, 1981). Face à ces enjeux critiques, plusieurs hypothèses structurent cette recherche.

- Le massif de Hafir présente-t-il un gradient spatial marqué de perturbation, caractérisé par des valeurs contrastées de l'indice de perturbation (IP) entre secteurs peu et fortement dégradés ?
- De tels gradients constituent'il une caractéristique structurante des forêts méditerranéennes soumises au feu et au pâturage, traduisant des contrastes nets d'IP selon les niveaux de dégradation?
- Dans les subéraies nord-africaines, la régression progressive du couvert des espèces ligneuses principales, en particulier *Quercus suber*, s'accompagne-t-elle d'une banalisation de la flore se traduisant par une simplification significative des communautés végétales et une dominance croissante d'espèces opportunistes ?
- Les facteurs orographiques (altitude, pente, exposition) structurent-ils significativement ce gradient de perturbation ?
- Les pressions anthropozoogènes, notamment le pâturage ovin/caprin et les incendies récents/répétés, constituent-elles les déterminants principaux des niveaux de perturbation ?
- La cartographie géostatistique de l'indice de perturbation met-elle en évidence des noyaux de forte à très forte dégradation coïncidant avec l'intersection des pressions pastorales, de l'historique incendiaire et de conditions topographiques favorables à l'accessibilité ?
- Les analyses univariées et multivariées permettent-elles d'identifier des types stationnels écologiquement cohérents, allant de faciès peu perturbés et spécifiques à des faciès fortement dégradés dominés par des taxons tolérants, pouvant servir de support opérationnel et de guide d'aide à la décision pour les gestionnaires des notre subéraies nord-africaines ?

Pour répondre à ces questions et hypothèses, le présent travail s'organise en sept chapitres complémentaires, structurés selon une progression logique allant du général au particulier, puis de l'analyse à la synthèse prospective :

- Chapitre 1 : Considérations générales sur le chêne-liège présente les caractéristiques botaniques, écologiques et économiques de *Quercus suber*, sa résilience face aux perturbations et ses vulnérabilités actuelles, constituant le socle scientifique de l'étude.

- Chapitre 2 : Pressions anthropozoogènes sur la subéraie : impacts, dynamiques et enjeux pour la réhabilitation analyse les facteurs de dégradation (urbanisation, agriculture intensive, surpâturage, incendies) et leurs conséquences sur la biodiversité, les sols et les cycles hydrologiques, en s'appuyant sur des approches qualitatives et quantitatives.

- Chapitre 3 : Étude du milieu décrit le contexte physique et historique de la forêt de Hafir (géographie, orographie, climat , pédologie, production subéricole, historique des incendies), justifiant le choix de cette zone d'étude paradigmatique.

- Chapitre 4 : Méthodologie détaille le protocole d'échantillonnage ainsi que les traitements statistiques et géostatistiques garantissant la robustesse des analyses.

- Chapitre 5 : Analyse phytoécologique de la subéraie de Hafir (Tlemcen, Algérie) : diversité floristique et stratégies adaptatives dans un écosystème menacé inventorie la composition floristique , les types biologiques et chorologiques, la rareté, et calcule l'indice de perturbation IP global de la forêt.

- Chapitre 6 : Évaluation de la diversité floristique : une analyse basée sur les indices de diversité dans différents habitats révélant les gradients de simplification communautaire.

- Chapitre 7 : Cartographie des indices de perturbation par approche de traitement géostatistique modélise spatialement les perturbations, identifie les zones refuges et foyers dégradés et propose une typologie pour une gestion différenciée.

Une discussion générale synthétise les résultats face aux hypothèses initiales et formule des recommandations opérationnelles, suivie d'une conclusion générale prospective pour la réhabilitation durable des subéraies nord-africaines.

CHAPITRE 1 : CONSIDÉRATION GÉNÉRALE SUR LE CHÊNE-LIÈGE

1.1- Introduction :

Le chêne-liège (*Quercus suber* L.) est un arbre forestier typique des écosystèmes méditerranéens. Il joue un rôle écologique en tant qu'espèce clé dans la stabilisation des sols, la régulation du cycle hydrologique et le maintien de la biodiversité (Aronson et al., 2009). De plus, il s'agit d'un atout économique capital grâce à la production de liège, un matériau naturel, renouvelable et durable utilisé dans les industries traditionnelles et modernes (Pereira, 2007). Les subéraies sont aujourd'hui confrontées à de graves menaces telles que le changement climatique, les incendies récurrents et les pressions anthropiques (Pausas & Keeley, 2009). Ce chapitre vise à présenter un aperçu détaillé sur le chêne-liège, notamment son origine, ses caractéristiques botaniques, son écologie et son importance économique et écologique.

1.2. Origine et répartition géographique

1.2.1. Diversité génétique et Origine évolutive

Le chêne-liège (*Quercus suber* L.) est décrit pour la première fois par le suédois Linneo (L) en 1753 dans son livre « Spécies plantarum » (Natividade, 1956 In Bouchaour-Djabeur et al., 2024). Il est classé systématiquement sous le Règne végétal, embranchement des Spermaphyte, le sous embranchement des Angiospermes, la classe des dicotylédones, la sous classe des Apétales, l'ordre des Fagales, la famille des fagacées, la Sous famille des *Quercoïdeae*, le genre des *Quercus* et l'espèce *suber*.

Le premier mot du nom scientifique du chêne-liège (*Quercus*) représente le genre qui regroupe tous les arbres et arbustes producteurs de glands. Ce genre est considéré comme un des plus riches genres en espèces, mais sans doute, un des plus controversés. Le genre *Quercus* dont chêne-liège appartient, regroupe environ 400 espèces réparties principalement dans l'hémisphère nord (Quézel & Médail, 2003). Nixon (1993), ajoute qu'il existe selon les critères de classification adoptée, de 394 à 448 espèces, toutes réparties dans l'hémisphère

Boréale, elles occupent surtout les régions tempérées du Nord d'Amérique, de l'Europe et de l'Asie, mais elles poussent aussi dans certaines zones tropicales et subtropicales en Amérique Centro-méridionale. En Afrique du Nord et Asie, le nombre des espèces demeure assez imprécis parce qu'il n'y a pas d'accord entre les chercheurs sur la définition des différents taxons (N'sibi, 2005 in Bouchaour-Djabeur et al., 2024).

La deuxième partie du nom scientifique, « *suber* », désigne l'espèce et signifie en latin « liège ». Cette dénomination est probablement d'origine grecque (Phellodrus : Phellos = liège). Il se distingue des autres chênes par le développement remarquable de l'enveloppe subéreuse du tronc et des branches. Le chêne-liège est connu sous diverses appellations selon les pays et les régions. Il est appelé Alcornoque (Espagne), *Cork oak* (Angleterre), Corcier (Gascogne), Korkbaum (Allemagne), Korkowoe déréwo (Russie), Sobreiro (Portugal), Suhgera (Italie), Suvé (Provence) et (Richard, 1987 in Bouchaour-Djabeur et al., 2024). En Afrique du Nord, on nomme cette espèce sous : Ahlidj en iderren, Igui en berbère, Agout, Harnech, Afersi, Aferki ou Iferki (Bouchaour-Djabeur, 2016). L'écorce est appelée Fersi, Fernan ou Chouber (Trabut, 1925) ; ou Iferki et akhnach en Bebère. La population riveraine de Nesmoth (Mascara, Algérie) le nomme Tachta (Bouchaour-Djabeur, 2016).

Les différences entre individus du chêne-liège sont si marquées que chaque spécimen peut être considéré, à la limite, comme une forme botanique distincte, avec une large gamme de variations entre les caractères extrêmes d'un même organe. Cette différence est du à sa constitution génétique complexe et à son caractère d'espèce principalement allogamique qui lui permet de présente une grande variabilité morphologique parmi ses descendants issus d'un même arbre. (Natividade, 1956).

Le grand polymorphisme du chêne-liège se manifeste par des variations individuelles notables, notamment dans la périodicité de renouvellement des feuilles et de la fructification, la forme des écailles de la cupule, la qualité des glands, la disposition des rameaux et la qualité du liège. Cette variabilité est si prononcée que des chercheurs comme Camus (1938) qui a identifié jusqu'à 24 formes distinctes, tandis que Natividade (1956) en a distingué 14. Cela reflète la capacité exceptionnelle de cette espèce à se diversifier et à s'adapter à son environnement.

Le genre *Quercus* auquel le chêne-liège appartient présente un défi phylogénétique persistant selon des chercheurs tels qu'Aime (1976) et Manos et Stanford (2001), mettant en lumière la

complexité de certaines espèces proches comme *Quercus pseudo suber* et *Quercus cerris*. Il convient d'être extrêmement vigilant lorsqu'il s'agit de classifier et d'identifier les nombreuses variantes décrites dans la littérature en termes de variétés multiples ou sous-espèces ainsi que les hybrides mentionnés par Camus (1938).

Une recherche phylogéographique réalisée par Lumaret et ses collègues en 2005 indique que le chêne-liège montre des variations dans son ADN chloroplastique à travers toute sa zone de distribution géographique, résultat de divers événements d'hybridation et d'introgression génétique entre le chêne vert (*Quercus ilex*) et le chêne-liège (*Quercus suber*). De plus, l'intervention humaine s'est avérée cruciale dans l'expansion des peuplements de subéraies. Effectivement et pour des raisons économiques plus précises les êtres humains ont déplacé des graines de chêne à travers le globe contribuant ainsi à l'expansion de ces arbres dans de nouveaux territoires ce qui a impacté la répartition mondiale des chênaies tout en influençant leur diversité génétique.

Le chêne-liège est étroitement apparenté phylogénétiquement à trois espèces asiatiques de chênes à feuilles caduques notamment le chêne chevelu (*Quercus cerris*) en Sud-Ouest de l'Asie, le chêne en dents de scie (*Quercus acutissima*), en Asie orientale et le chêne-liège chinois (*Quercus variabilis*). Selon Manos ; Stanford (2001), ces affinités montre les relations évolutives entre ces espèces de chêne témoignant une histoire d'adaptation commune et des caractéristiques biologiques comparables et ce malgré leur existence géographique variée.

Dans la région nord Africaine, il existe différentes races distinctes du chêne-liège, la race numidienne essentiellement méditerranéenne rencontrée à l'est Algérien et en Tunisie et celle atlantique ou marocaine qui se distingue par un port plus élancé et des glands grosses souvent doux. Selon Boudy, (1955), la race atlantique montrerait des formes de transition la reliant d'une part au chêne-liège de l'Algérie et de Tunisie et de l'autre part, par le Rif et Tanger à celui de l'Andalousie et du Portugal. En Algérie et Tunisie, Boudy (1952) a signalé deux hybrides issus de *Quercus suber* et de *Quercus afares* , décrits par Trabut dès 1890 (in Boudy, 1950), noatamment *Quercus kabylica*, qui se rapproche du chêne-liège et *Quercus numidica*, plus près du chêne afares,

Suite à une étude enzymatique effectuée sur 40 populations de chêne-liège, Toumi et Lumaret (1998) ont signalé que cette espèce enregistre sa diversité maximale au niveau de la Péninsule

Ibérique et les régions françaises adjacentes, tandis que sa diversité est moindre en Afrique du nord, en Italie, en Corse et en Provence.

De ce qui précède, il y a lieu de dire que le chêne-liège se manifeste avec une grande richesse génétique, lui permettant, selon certains auteurs, de faire face aux changements climatiques annoncés.

L'origine du chêne-liège remonte, selon Varela, (2000) à l'ère tertiaire, caractérisée par des régimes climatiques méditerranéens (étés chauds et secs et des hivers doux et humides). Cette acclimatation a permis cette espèce de développer plusieurs caractéristiques spécifiques, en l'occurrence une écorce épaisse et résistante aux incendies.

Afin de saisir sa fonction actuelle dans les écosystèmes méditerranéens, il est essentiel de connaître l'évolution de cette espèce au fil des années. Comme l'affirme Emberger (1955), les recherches sur la végétation ne se limitent pas à la généalogie des plantes, mais aussi à l'évolution de la végétation à travers les siècles. Les pollens fossiles de nature hétérogène faisant l'objet des analyses palynologiques, représentent une source précieuse de données relatives à notre environnement végétal, son origine et son évolution (Dessain, 1992).

Les premiers arbres identifiés comme chênes lièges existaient il y a quelques millions d'années (Denk et al., 2023). Ces arbres ont subsisté aux perturbations climatiques majeures du Pléistocène, période caractérisée par des cycles alternés de glaciations froides et de périodes interglaciaires chaudes. Durant cette époque, le chêne-liège s'est réfugié dans des zones où le climat était plus doux, formant des refuges glaciaires localisés principalement dans la Péninsule Ibérique, la péninsule Italique et la région des Balkans-Grèce (Médail & Diadema, 2009), tandis qu'il répondait aux conditions plus favorables des périodes interglaciaires en élargissant son territoire (Leroy et al., 2017). Cette dynamique a profondément influencé la diversité génétique et la distribution géographique actuelle du chêne-liège en Méditerranée occidentale (Pausas et al., 2008 ; Carrión, 2000).

Les données palynologiques illustrent que le chêne-liège a subsisté en Afrique du Nord et dans le sud de la péninsule ibérique au cours de la dernière période glaciaire et a subi une recolonisationt postglaciaire entre les deux zones (Carrion et al., 2000 ; Santos Pereira et al., 2008). Des traces de pollen de 10 000 ans avant J.C. ont été trouvées au sud d'Espagne, et une

présence plus intéressante se fait sentir vers 6 500 ans avant J.C. aux frontières franco-espagnoles (Dessain, 1992).

L'introduction du chêne-liège en Afrique du Nord aurait été réalisée soit par une chaîne de montagnes reliant la Sicile à la Tunisie à la fin de l'ère pliocène, soit par le pont ibéro-mauritanien qui a été perdu au début du Quaternaire (Boudy, 1950 ; Natividade, 1956 ; Seigue, 1985). Il a été démontré que les forêts modernes de *Quercus suber* dans les régions du Rif marocain et de la Kroumirie tunisienne proviennent de substitutions répétées qui ont été favorables à cette espèce mais au détriment de *Quercus canariensis* (Reille, 1977 ; Reille, 2013).

D'autres régions méditerranéennes notamment la Dalmatie, l'Istrie, le Languedoc et la Provence ont connu le même phénomène. Avec incertitudes historiques habituelles de chaque région, les auteurs comme Brand et al., (1973) , Triat, (1978) et Reille, (2013), Signalent que ces remplacements sont anciens en Provence et en Corse, alors qu'ils sont plus jeunes dans le Rif marocain, où ils coïncident avec l'installation des populations arabes.

1.2.2. Répartition mondiale

Inféodé aux substrats non calcaires et aux climats méditerranéens doux, le chêne-liège (*Quercus suber*) demeure une espèce forestière caractéristique le bassin méditerranéen occidental et de la façade atlantique de l'Europe du Sud. Relativement restreinte, l'aire naturelle du chêne-liège s'étend entre les 31ème et 45ème parallèles nord (Peyerimhoff, 1941 ; Quézel & Santa, 1962). Sept pays connaissent la présence du chêne-liège : le Portugal, l'Espagne, la France et l'Italie en Europe méridionale et le Maroc, l'Algérie et la Tunisie en Afrique du Nord (Houard, 1912 ; Boudy, 1950 ; Natividade, 1956). Quézel et Santa (1962) signalent que le chêne-liège est restreint à la Méditerranée occidentale, atteignant la Sicile à l'est. Il se limite à la façade atlantique, couvrant une bonne partie de la Péninsule Ibérique et une grande surface du Maroc jusqu'au 32ème parallèle (Natividade, 1956). En Algérie et en Tunisie, le chêne-liège ne dépasse pas la 34ème parallèle, tandis qu'en France, notamment au niveau des régions du Var et des Landes il aboutit à la 44ème parallèle (Lamey, 1893 ; Natividade, 1956). Il peut coloniser des terrains éloignés de la côte des îles méditerranéennes en notamment celles de la Corse, la Sardaigne ou les Baléares. Au niveau du Portugal et du sud-ouest de l'Espagne, le chêne-liège s'étend davantage à l'intérieur des terres où l'humidité

atmosphérique plus importante demeure favorable à son développement notamment (Aubert, 1995).

A travers le globe, le chêne-liège couvre une superficie estimée à environ 2,7 millions d'hectares. En Europe, il occupe environ 1,5 million d'hectares tandis que sa surface en Afrique du Nord est près d'un million hectares (Aronson et al., 2009 ; Pausas et al., 2009). Cependant, et selon le code International des Pratiques Subéricoles (C.I.P.S., 2005), ces chiffres représentent une fraction de sa superficie potentielle estimée à 12,5 millions d'hectares. La superficie actuelle du chêne-liège en Europe et en Afrique du Nord a probablement enregistré une baisse de 30 % de sa superficie potentielle. Cela est due aux intenses perturbations climatiques, aux incendies, aux défrichements et aux substitutions d'essences (Benabid, 1989 ;Charco, 1999 in Vallejo et al., 2009). En revanche, malgré quelques épisodes de déclin au vingtième siècle, cette superficie a augmenté au fil des deux derniers siècles au Portugal et dans le sud-ouest de l'Espagne accumulant respectivement 32 % et 22 % de la subéraie mondiale (Vallejo et al., 2009 ; APCOR, 2020). Grâce à leurs grandes subéraies et leurs industries du liège bien développées, ces deux pays sont considérés les principaux producteurs mondiaux de liège. En effet, le Portugal avec ses 32 % de la subéraie mondiale, est le plus grand producteur de liège et possède la plus grande industrie. (Fig. 1).

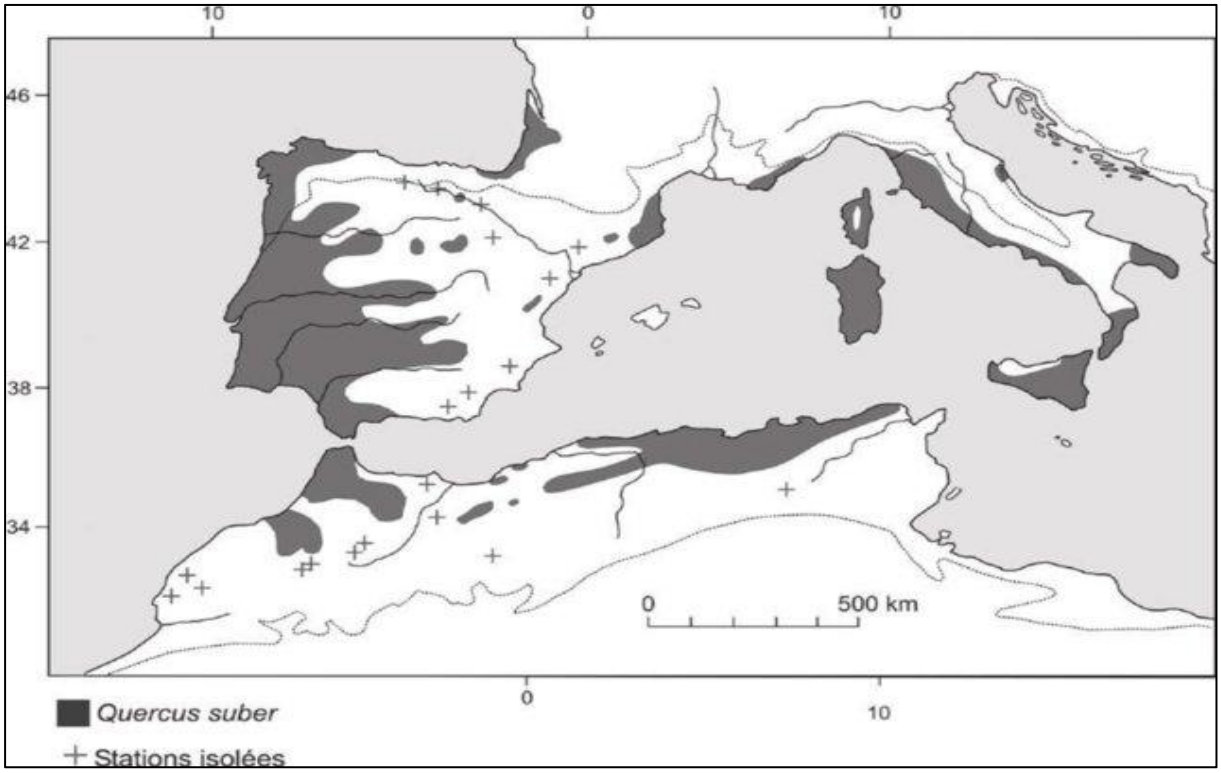


Figure 1.1 : répartition du chêne-liège dans le bassin méditerranéen (Quézel et Médail, 2003)

Montero et al.(2005) soulignent qu'il y avait de nombreux essais d'introduction du chêne-liège dans la Californie ou l'Australie, mais celles-ci demeurent sans résultats significatifs à cause des conditions climatiques défavorables.

En raison de la difficulté à définir exactement la notion de surface forestière, les évaluations des surfaces qu'occupe le chêne-liège varient considérablement d'une source à l'autre (Zeraia, 1981). Certaines estimations se contentent uniquement des peuplements qui présentent une ambiance sylvatique typique, tandis que d'autres impliquent même les formations dégradées comme les matorrals ou les maquis hauts (Bekdouche, 2010).

Dès le dix-neuvième siècle, l'intérêt porté au liège a incité à des tentatives d'acclimatation du chêne-liège hors son aire naturel. Citons à titre d'exemple, ceux réalisés en Russie en 1819 sur le littoral de la mer noire et aux États-Unis dès 1860 en Californie, où les arbres atteignaient 60 cm de diamètre à hauteur de poitrine à l'âge de 35 ans et jusqu'à 150 cm plus tard. Bien que ces plantations aient produit une quantité importante de bois dur, le liège récolté s'est avéré de qualité inférieure et inadapté à la fabrication de bouchons (Natividade, 1956).

A l'instar des pays déjà cités, d'autres comme la Nouvelle-Zélande, l'Afrique du Sud, le Japon, la Chine, la Turquie, l'Argentine, l'Uruguay, le sud de l'Australie (Aronson et al., 2009) et la Bulgarie (Petrov & Genov, 2004) ont mené des expériences modestes d'introduction du chêne-liège. Malheureusement, aucun de ces pays n'a réussi à développer une industrie du liège proprement dite malgré la croissance acceptable des arbres sur des sols appropriés.

Les subéraies Algérienne principalement situées dans les régions du Nord-Est telles que la Kabylie, l'Edough et les monts de Tlemcen couvrent une superficie d'environ 220 000 hectares (Benhouhou, 2005). Ces forêts constituent une source majeure de revenus pour les communautés locales grâce à l'exploitation du liège, aussi elles contribuent à la protection contre l'érosion des sols en pente (Kadik et al., 2015).

1.3. Caractéristiques botaniques

1.3.1. Morphologie générale et architecture de l'arbre

Le chêne-liège est un arbre très polymorphe se présentant sous de nombreuses formes botaniques (Natividade, 1956). Quatorze (14) formes ou races, y compris les races marocaines et celles numidiennes ont été distinguées par Peyerimhoff (1941) au nord d'Afrique. Dans cette partie, nous allons présenter les caractéristiques botaniques du chêne-liège en s'inspirant des travaux de plusieurs auteurs.

Le chêne-liège (*Quercus suber*) est un arbre à feuillage persistantes (sempervirent) qui peut atteindre en hauteur 10 à 20 mètres et même jusqu'à 25 mètres dans des conditions idéales (Gil & Varela, 2008). Son tronc, court (3 à 4 m) et ramifié, est recouvert d'une écorce subéreuse épaisse et crevassée, caractéristique distinctive de l'espèce. En général, la circonférence du tronc sous le liège peut atteindre 70 cm entre 30 et 40 ans et ce selon les conditions de végétation. Dans les vieux peuplements en Algérie ou au Portugal, certains arbres remarquables dépassent les 4 m, voire exceptionnellement 11 m de circonférence (Saccardy, 1937 ; Renou, 1842; Natividade, 1956). L'architecture de son houppier est influencée par la densité du peuplement : il est étalé et irrégulier dans les peuplements clairs ou isolés, tandis qu'il devient élancé et fusiforme dans les peuplements denses (Quézel & Médail, 2003). Les branches principales, sont toujours couvertes de liège, elles sont

vigoureuses, sinueuses et insérées sur le tronc selon un angle ouvert. En Algérie, elles sont souvent déformées par les mutilations (Bouhraoua, 2003). Selon Boudy, (1950) et Natividade, (1956), la longévité du chêne-liège varie de 80 ans dans des zones semi arides par ailleurs, elle peut atteinde 500 ans dans des régions humides où les substrats sont favorables.

1.3.2. L'écorce : composition et usages

L'écorce du chêne-liège est composée de deux couches concentriques distinctes ayant de différentes natures. La couche externe nommée « liège », caractéristique la plus prodigieuse du chêne-liège, est un tissu spongieux, compressible et mort, composé en sa majeure partie de subérine, jusqu'à 58 % de son poids sec. Cette composition unique, principalement constituée de suberine, de lignine et de polysaccharides, confère au liège un ensemble de propriétés remarquables : une élasticité et une imperméabilité aux liquides et aux gaz, dues à sa structure alvéolaire étanche et à la nature hydrophobe de la suberine (Silva et al., 2018). De plus, le liège présente une résistance au feu caractéristique : il ne brûle que superficiellement, formant une couche carbonisée qui isole les tissus vivants sous-jacents, protégeant ainsi le cambium (assise génératrice) et assurant la survie de l'arbre après un incendie (Pausas et al., 2009). Ainsi, après un feu, bien que le feuillage soit touché, les parties vitales de l'arbre peuvent rester intactes, ce qui offre à cette essence la possibilité de reformer son houppier et reprendre sa croissance normale. Bouchaffra et Fraval, (1991) indique que cette écorce qui est en mouvement continuelle, commence à se former dès la deuxième année de la vie d'un plant de chêne-liège. Ce liège mâle appelé aussi « vierge», est dur, épais, fissuré, grisâtre, peu dense, d'une élasticité médiocre et avec de nombreuses et profondes crevasses.

L'extraction du liège mâle qui se déroule dès l'âge de 25 ans, (circonférence à hauteur de poitrine de 60 à 70 cm), permet l'apparition d'un liège femelle également appelé de reproduction qui se particularise par sa texture plus homogène et son élasticité élevée avec des faces internes et externes sont planes. Ce liège peut être récolté après un cycle de croissance variant de 9 à 15 et ce en fonction des conditions locales (Dessain, 1992). La qualité du liège s'accroît avec les levées successives le rendant irremplaçable dans certaines utilisations industrielles, tandis qu'une récolte mal effectuée durant les grandes chaleurs peut gravement nuire à la santé de l'arbre. Les épaisseurs conventionnelles du liège de reproduction préconisées par les industriels de la bouchonnerie au Portugal, imposent une rotation fixée à 9

ans, mais elle peut aller à 12 ou 15 ans dans les régions montagneuses où les planches sont de bonne qualité mais de faible épaisseur.

La récolte du liège, ou démasclage, est une opération critique pour la santé de l'arbre. Un intervalle entre deux récoltes insuffisant (généralement moins de 9 ans) produit un liège fin et de faible qualité, tandis qu'un intervalle excessivement long peut conduire à un liège trop épais et plus fissuré (Pereira, 2007). Cette opération constitue un stress physiologique important pour l'arbre ; si elle est réalisée en période de fortes chaleurs ou de sécheresse (comme lors du vent Sirocco), elle accroît sa vulnérabilité aux pathogènes et au dépérissement (Varela, 2008 ; Costa et al., 2010). Pour assurer la durabilité tant de la ressource que de l'arbre lui-même, la récolte doit impérativement suivre des règles techniques strictes concernant la période, la profondeur de coupe et les conditions climatiques, comme le prescrivent les codes de bonnes pratiques.

1.3.3. Système racinaire et résilience écologique

Le système racinaire du chêne-liège (Quercus suber) est caractérisé par une racine pivotante profonde, associée à un réseau de racines latérales superficielles. Cette architecture duale facilite son adaptation aux sols méditerranéens souvent peu profonds, squelettiques ou soumis à la sécheresse estivale (Aronson et al., 2009). Pour optimiser l'absorption de l'eau et des nutriments dans ces sols pauvres, les racines établissent une symbiose obligatoire avec des champignons mycorhiziens, principalement du type ectomycorhizien (Smith & Read, 2008. Le chêne-liège possède également une forte capacité de reprise de souche (recépage) après des perturbations majeures telles que les incendies ou les coupes, ce qui constitue un mécanisme clé de sa résilience écologique (Pausas & Keeley, 2009 ; Moreira et al., 2007). Enfin, le développement rapide de la racine pivotante chez les jeunes plants est une adaptation cruciale, leur permettant d'accéder précocement aux réserves d'eau des couches profondes du sol et ainsi de survivre aux périodes de canicule estivale (Kanouni, 2013).

1.3.4. Bois : caractéristiques et utilisations

Selon Natividade (1956), le bois du chêne-liège est dense (0,9 kg/dm³), dur et d'un brin clair légèrement rosé. Il est difficile à travailler parce qu'il peut fendre une fois séché. Cependant, ce bois représente un excellent combustible pour son pouvoir calorifique élevé. Il est utilisé

autrefois dans la construction navale grâce à sa résistance à la pourriture et au frottement, son usage actuel se concentre principalement à la production de charbon et de fabrication d'outils requérant une grande robustesse.

1.3.5. Les feuilles : adaptation au climat méditerranéen

Les feuilles du chêne-liège lui offrent une adaptation particulière aux climats méditerranéens secs, elles sont polymorphes : ovales ou lancéolées selon les individus. Avec une taille qui varie de 3 à 6 cm de longueur et de 2 à 4 cm de largeur, ces feuilles sont reliées à la tige par un court pétiole (jusqu'à 18 mm de long). Elles sont aussi coriaces et sclérophylles, avec une face supérieure vert vif et une face inférieure blanc grisâtre tomenté, ce qui contribue à la diminution de la perte en eau liées à la transpiration. La nervure principale dépasse le limbe en une pointe fine et souple. Les nervures secondaires (5 à 7 paires) se terminent par des dents peu piquantes. Ainsi, elle procure une protection contre divers stress environnementaux, notamment la sécheresse ou l'attaque des défoliateurs tels que le *Lymantria dispar* (Salleo et al., 2000 ; Pausas et al., 2009). La persistance des feuilles sur l'arbre dépend des individus et de l'état de végétation des peuplements (Richard, 1988), elles tombent après 2 à 3 ans en générant une litière qui sert à retenir l'humidité du sol (Saccardy, 1937). Pausa et al.,(2009) indiquent que ces feuilles sont sclérophylles, typiques à de nombreux arbres et arbustes qui poussent dans des régions méditerranéennes où les condition climatiques sont défavorables (forts déficits hydriques saisonniers).

Les bourgeons sont bruns grisâtres, pubescents, ovoïdes ou arrondis et se terminent en pointe. Avant le débourrement, ils sont protégés par des écailles portantes des poils courts et serrés.

Le débourrement eu lieu au printemps, les feuilles de deux ou trois ans tombent pour la plupart d'entre elles peu de temps après l'apparition des nouvelles feuilles ; reconstituant ainsi une litière fraîche qui intervient au moment où l'évaporation de l'eau à la surface du sol est accélérée. L'élongation des rameaux se déroule sur plusieurs semaines, dés fois jusqu'à la mi-juin. Toutefois, au cours de fin d'été ou de début d'automne chaud et humide, de nouvelles pousses peuvent être observées. Le nombre et la taille des feuilles par rameaux sont variables, ils dépendent pour une part des caractères de la station. Le chêne-liège refait en habituel son feuillage tous les ans jusqu'à un âge très avancé.

Cependant, après une forte glandée, à la suite de conditions atmosphériques défavorables (sécheresse, coups de chergui) ou après une récolte exagérée de liège, le chêne-liège peut perdre la totalité de ses feuilles (Saccardy, 1937 ; Natividade, 1956). Un phénomène de refeuillaison partiel peut se produire quelques semaines après une défoliation par le Bombyx disparate (*Lymantria dispar*) ; au printemps suivant, les arbres ne débourrent pas, ou ils le font partiellement et/ou en retard (Bouchafra et Fraval, 1991).

1.3.6. Fleurs et glands : reproduction naturelle

Le chêne-liège est un arbre monoïque où les mêmes rameaux regroupent les fleurs des deux sexes. Les fleurs mâles apparaissent sous forme de chatons filiformes de 40 à 80 mm de long en grappes pendants, tandis que les fleurs femelles qui poussent à l'aisselle des feuilles de l'année, se développent en petites cupules écailleuses avec un corolle et une calice s peu développés (2 à 5 fleurs par chaton). Les glands du chêne-liège appelés couramment « balota » ou « balot », se développent dans l'année. De forme ovoïdes ou ellipsoïdaux, la taille des glands varie entre 1 et 5 cm et ce selon les individus. Leurs surface est lisse, brillante et de couleur brune. Le gland est inséré dans une cupule de forme conique, de couleur grise, fixé à un pédoncule relativement court. Il contient deux cotylédons généralement amers, à l'exception de celui de la forêt de la Mamora au Maroc qui est doux et comestibles. La dispersion des glands est assurée surtout par les oiseaux ou les rongeurs ce qui garantit la régénération naturelle des subéraies.

1.4. Résilience face aux perturbations

Le chêne-liège possède une remarquable capacité d'adaptation aux conditions difficiles grâce à ses caractéristiques morphologiques uniques. Son écorce isolante protège ses tissus vitaux contre les incendies en ne brûlant qu'en surface (Dessain, 1992). Cette propriété lui permet de reformer son houppier après un feu et de reprendre sa croissance normale. De plus, sa capacité à rejeter vigoureusement après une perturbation contribue à sa survie dans des environnements soumis à des pressions anthropiques ou naturelles.

Conclusion

Cette organisation par sous-titres permet d'explorer en détail chaque aspect biologique et écologique du chêne-liège tout en mettant en lumière ses adaptations remarquables aux conditions méditerranéennes ainsi que son importance économique grâce à la production durable du liège.

1.5. Habitat et conditions de croissance

Le chêne-liège (*Quercus suber*) est une espèce emblématique des forêts méditerranéennes, se développant principalement dans des habitats adaptés à ses besoins écologiques spécifiques (Aronson et al., 2009). Il s'agit d'une espèce endémique de la Méditerranée occidentale (Zeraia, , 1981). Son aire de répartition optimale est déterminée par un climat de type subhumide à humide, caractérisé par des étés chauds et secs et des hivers doux et humides (Quézel & Médail, 2003 ; Houston Durrant et al., 2016). Cette niche climatique se situe principalement entre les 37° et 44° de latitude nord dans le bassin méditerranéen occidental (EUFORGEN, 2023). L'espèce montre une bonne adaptation à une amplitude thermique saisonnière marquée. Sa croissance optimale se produit avec des températures moyennes annuelles comprises entre 13°C et 17°C (Aronson et al., 2009), mais elle présente une tolérance notable aux extrêmes, supportant des pointes estivales dépassant 40°C et des gels hivernaux occasionnels jusqu'à -8°C à -10°C, notamment dans les parties continentales de son aire (Vessella et al., 2017 ; Alberto et al., 2013). En ce qui concerne les précipitations, le chêne-liège (Quercus suber) a besoin d'un régime pluviométrique annuel généralement compris entre 600 et 1000 mm pour une croissance optimale, bien qu'il puisse survivre dans des zones semi-arides recevant jusqu'à 400 mm/an grâce à ses remarquables adaptations morphologiques et physiologiques (Quézel & Médail, 2003 ; Houston et al., 2016). Une grande partie de cette eau provient des précipitations hivernales, qui s'infiltrent dans le sol pour reconstituer les réserves profondes. L'arbre y accède grâce à son système racinaire pivotant puissant et étendu, capable d'explorer les horizons profonds du sol et même d'atteindre les nappes phréatiques peu profondes (David et al., 2013). Cette capacité à exploiter les réserves en eau du sol et des aquifères constitue un avantage décisif face aux sécheresses estivales prolongées, caractéristiques du climat méditerranéen (Kurz-Besson et al., 2006 ; Vessella et al., 2023).

L'écorce du chêne-liège est également extrêmement épaisse et favorise sa survie : elle minimise la perte d'eau par évapotranspiration tout en protégeant l'arbre des incendies récurrents et des agressions biologiques (Berradj & Ouali, 2023). Ces deux caractéristiques notamment des racines profondes et une écorce protectrice représentent des atouts majeurs dans un environnement habituellement caractérisé par des des stress climatiques sévères.

1.5.1. Type de sol et besoins en nutriments

Les sols bien drainés, en particulier les sols siliceux ou argilo-calcaires, qui offrent un bon ancrage sans engorgement sont préfèrés par les chênes lièges (Houheche & Zitouni, 2023). Les sols riches en calcium et en potassium sont surtout bénéfiques, car ces éléments minéraux ont une influence positive sur la croissance des arbres, la santé des feuilles et la résistance aux maladies (Zemar & Younsi, 2022). Par contre, les sols argileux lourds ou mal drainés peuvent compromettre son développement, à cause de leur aptitude à retenir l'eau et à empêcher une aération adéquate des racines (Kaci, 2021).

En revanche, le chêne-liège montre une certaine tolérance aux sols secs et pauvres, lui permettant la colonisation des milieux défavorables où d'autres espèces forestières trouvent des difficultés à se développer (Aronson et al., 2009 ; Serrasolses et al., 2009). De plus, il maintient des relations symbiotiques avec des champignons mycorhiziens, qui améliorent son absorption d'eau et de nutriments, en consolidant sa résilience au déficit hydrique et aux pathogènes du sol (Slama et al., 2021 ; Serrasolses et al., 2009).

Le développement du chêne-liège (*Quercus suber*) est fortement autonome des caractéristiques pédologiques et de l'offre en nutriments de son environnement (Zemar & Younsi, 2022). Bien qu'il soit compatible avec une grande variété de terroirs, il privilégie toutefois les substrats bien drainés, généralement issus de roches métamorphiques comme le gneiss ou le schiste, ainsi que les sols siliceux, et il est en général classé comme calcifuge (Serrasolses et al., 2009). Sa présence dans des habitats forestiers variés de l'Est algérien, par exemple, témoigne de son adaptation (Gil & Varela, 2008 ; Bouchaour- Djabeur et al., 2024). Ces milieux permettent à ses racines profondes d'explorer efficacement les couches inférieures du sol, facilitant un ancrage stable et une bonne résistance aux conditions climatiques extrêmes.

La texture du sol joue un rôle déterminant dans la croissance de l'arbre : bien que les forêts de chênes lièges puissent supporter certaines perturbations texturales, les argiles sont toujours mal adaptées en raison de leur drainage défectueux, ce qui favorise le reflux d'eau et peut entraîner une asphyxie des racines (Houheche & Zitouni, 2023). En revanche, les sols légers, siliceux ou sablonneux conviennent particulièrement bien à cette espèce, en raison de leur aération optimale et de leur capacité à drainer l'excès d'eau tout en retenant suffisamment d'humidité pour permettre une croissance de l'arbre pendant les périodes de sécheresse (Serrasolses et al., 2009). Les facteurs pédologiques tels que la profondeur de l'horizon organique (Ao) contribuent également à sa régénération naturelle (Mechergui et al., 2023 ; Pausas et al., 2009).

En ce qui concerne la composition chimique du sol, le chêne-liège présente une adaptation unique aux environnements acides ou neutres, même dans le cas de conditions nutritives relativement pauvres (Pereira et al., 2009 ; Pausas et al., 2009). Les subéraies se développent sur des sols pauvres (Pereira et al., 2009 ; Mechergui et al., 2023). Il pousse bien dans des sols avec des éléments nutritifs rapidement disponibles comme le calcium et le potassium, qui sont essentiels à la croissance robuste des racines et à la production de liège de haute qualité (Morillas et al., 2012). Ces facteurs ayant un impact sur la vigueur de l'arbre sont pris en compte dans la simulation de la croissance du liège (Sghaier et al., 2021).Une variété de réactions physiologiques, y compris la photosynthèse, la division cellulaire et la résistance au stress hydrique, sont également facilitées par l'azote, le phosphore et le magnésium, entre autres minéraux (Morillas et al., 2012). Cette espèce a une bonne résistance aux carences nutritives malgré ses exigences. Cela lui permet de coloniser des zones où d'autres arbres ne pourraient pas survivre (Pereira et al., 2009 ; Mechergui et al., 2023). Le chêne-liège (*Quercus suber*) est reconnu pour sa grande valeur écologique au sein des paysages méditerranéens et sa remarquable capacité de persistance face à des stress environnementaux multiples comme la sécheresse, les sols pauvres et les incendies (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). Une caractéristique fondamentale de sa relation avec le sol est la symbiose mycorhizienne qu'elle établit avec les champignons du sol (Adouane, 2018). La relation symbiotique mycorhizienne (Smith & Read, 1997 ; 2008) constitue une extension fonctionnelle du système racinaire, augmentant considérablement sa surface d'absorption et son pouvoir exploratoire dans le sol. Cette symbiose rend la plante plus efficace dans l'acquisition de l'eau et de nutriments peu mobiles, en particulier le phosphore, mais aussi

l'azote sous certaines formes (Smith & Read, 2008). Chez le chêne-liège, cette association est considérée comme un facteur clé de son adaptation aux sols méditerranéens pauvres et secs (Pausas et al., 2009). Au contraire, les champignons se nourrissent de sucre par le biais de la photosynthèse (Smith et Read, 1997), ce qui constitue une interaction écologique précieuse pour la survie des espèces dans des conditions difficiles, y compris l'aide à la résistance à la sécheresse (Pausas et al. 2009; Aronson et al., 2009).

Enfin, La gestion durable des sols est un pilier fondamental pour garantir la pérennité et la productivité des peuplements de chêne-liège. Une sylviculture adaptée, incluant une régulation de la densité des peuplements et des éclaircies raisonnées, permet d'optimiser la disponibilité en lumière, en eau et en nutriments pour les arbres d'avenir, réduisant ainsi la compétition intraspécifique (Pinto-Correia et al., 2011). Le développement de systèmes agro-sylvicoles intégrés, associant l'arbre à des activités pastorales ou agricoles extensives, contribue à maintenir la fertilité des sols, à recycler les nutriments et à préserver l'hétérogénéité structurale du paysage, bénéfique à la biodiversité associée (Bugalho et al., 2011). Collectivement, ces pratiques de gestion améliorent la résilience des écosystèmes face aux stress climatiques croissants, tels que la sécheresse, tout en soutenant leur fonction de production à long terme (Mechergui et al., 2023 ; Pereira et al., 2009).

Le chêne-liège contribue à la stabilisation des sols et à la gestion de l'eau, ces fonctions sont très importantes et demeurent les plus cruciales dans les régions méditerranéennes souffrant de sécheresse et d'érosion (Pereira et al., 2009 ; Pausas et al., 2009). Son système racinaire profond et étendu permet de stabiliser le sol, en limitant ainsi la dégradation environnementale et la désertification, tout en favorisant l'infiltration progressive des eaux pluviales (Pereira et al., 2009 ; EuForGen, 2017). Par conséquent, les chênes lièges sont responsables de la régulation du cycle hydrologique et de la lutte contre l'érosion des sols (Pausas et al., 2009). Ces mécanismes naturels aident à préserver les ressources en eau et la résilience générale des écosystèmes forestiers de la région méditerranéenne. De plus, ces écosystèmes jouent un rôle important dans la capture du carbone, ce qui aide à lutter contre le changement climatique (Gil, 2010).

Les montados portugais et les dehesas espagnoles constituent des systèmes agro-sylvo-pastoraux reconnus comme des hotspots majeurs de biodiversité à l'échelle méditerranéenne (Bugalho et al., 2011). Ces paysages ouverts accueillent une diversité remarquable de

communautés végétales et animales, incluant de nombreuses espèces endémiques ou menacées (Aronson et al., 2009). Ils jouent notamment un rôle écologique fondamental en assurant l'habitat d'espèces emblématiques telles que le lynx ibérique (*Lynx pardinus*) et l'aigle impérial ibérique (*Aquila adalberti*), dont la survie dépend directement de la mosaïque d'habitats offerte par ces milieux (Aronson et al., 2009). La structure ouverte du couvert forestier, associée à la présence d'arbres matures, favorise la coexistence de multiples niches écologiques, contribuant ainsi à la résilience et à la richesse biologique de ces écosystèmes.

En tant que producteur de glands de chêne, le chêne-liège maintient des liens alimentaires importants avec plusieurs espèces animales. Les glands sont utilisés comme source principale de nourriture pour les herbivores tels que le cerf de Barbarie (*Cervus elaphus barbarus*), les sangliers (*Sus scrofa*) ou les écureuils (Berradj & Ouali, 2023). Ces ressources alimentaires sont d'une grande valeur en automne et en hiver lorsque les autres sources de nutrition sont rares (Bugalho et al., 2011). Ceux-ci, dans la chaîne alimentaire, et par la dispersion des graines (dispersion animale), contribuent activement au renouvellement des espèces et au recyclage des nutriments dans l'écosystème (Bugalho et al., 2011 ; Pereira et al., 2009).

Par exemple, le geai des chênes (*Garrulus glandarius*) est un agent très efficace de la dispersion des graines, car il cache les glands pour un approvisionnement futur et oublie souvent leurs emplacements (Pons & Pausas, 2007). Les chênaies constituent une source importante de nourriture pour certaines populations d'oiseaux granivores comme le pigeon ramier (*Columba palumbus*) ou les corbeaux (Mallard et al., 2024). Les forêts de chêne-liège offrent également d'autres services tels que le pâturage du bétail, la production de miel, la collecte de champignons, ainsi que des opportunités de loisirs et de culture.

1.5.2. Gestion durable de l'habitat

Les capacités naturelles d'adaptation du chêne-liège et les pratiques de gestion forestière appropriées assurent la pérennité du chêne-liège. Parmi les pratiques qui sont autant de mesures nécessaires pour perpétuer la qualité de son habitat naturel, figurent les éclaircies permanentes, la limitation de la concurrence végétale et la meilleure rotation possible des récoltes de liège, (Pereira et al., 2009 ; Mechergui et al., 2023). Ces actions favorisent une régénération naturelle plus saine, tout en assurant la biodiversité des forêts de chêne-liège qui abritent une grande diversité d'espèces végétales et animales (Berradj & Ouali, 2023).

En résumé, le chêne-liège est une adaptation douce à son environnement climatique et pédologique méditerranéen. Sa stratégie morphologique et physiologique combinée à une bonne gestion de son environnement en font une espèce robuste, mais néanmoins vulnérable aux menaces humaines et aux développements mondiaux (Zemar & Younsi, 2022). Sa conservation est donc un enjeu écologique et économique majeur pour la région méditerranéenne.

1.5.3. Conditions climatiques

Le chêne-liège (*Quercus suber*) est un emblème de la forêt méditerranéenne, étroitement interdépendant d'un système très spécifique de conditions climatiques affectant directement sa croissance, sa régénération et sa survie (Zemar & Younsi, 2022). Elle s'est développée principalement dans les régions à climat méditerranéen traditionnel (Kaci, 2021), où les étés sont chauds et secs et les hivers doux et humides (Quézel & Médail, 2003). Ces régions sont situées entre 36° et 40° de latitude nord, abritant des pays comme le Portugal, l'Espagne, l'Italie, le sud de la France, et une partie du Maroc et de l'Algérie (Houheche & Zitouni, 2023). L'espèce est décrite comme thermophile, c'est-à-dire aimant la chaleur, et héliophile, ayant besoin de lumière (Aronson et al., 2009 ; Pausas et al., 2009). La combinaison de ces paramètres saisonniers permet au chêne-liège de supporter plus facilement les périodes de sécheresse tout en parvenant à satisfaire ses besoins en eau pendant les mois les plus frais. En effet, bien qu'il soit résistant à la sécheresse dans une certaine mesure, pouvant survivre à des précipitations de 400-500 mm , il nécessite une pluviométrie annuelle de 600 à 1200 mm pour une bonne croissance (Mallard et al., 2024). Maire, (1926) souligne qu'il se développe bien avec plus de 600 mm. Cette pluviométrie, qui intervient surtout en automne et en hiver, est déterminante pour assurer une bonne nutrition hydrique et un développement optimal. La fréquence des pluies estivales peut également être déterminante pour la régénération (Zeraia, 1981). Ces pluies favorisent la photosynthèse, la régénération naturelle et la production d'écorce liégeuse, cette dernière dépendant du bon état physiologique de l'arbre (Aronson et al., 2009).

L'une des adaptations les plus spectaculaires du chêne-liège est sa résistance aux températures extrêmes. L'espèce préfère les températures moyennes annuelles légères, entre 13°C et 18°C (Belgherbi, et Benabdeli., 2015 ; Boudy, 1952) . Il peut survivre à des pics de température allant jusqu'à 40°C en été, grâce à son écorce épaisse qui agit comme un bouclier

thermique, en maintenant la température interne de l'arbre en moyenne 13°C plus basse qu'à l'extérieur (Gürgen, et al. 2023). Au contraire, il tolère également les températures négatives, mais il ne supporte pas les gelées répétées en dessous de -9°C (Boudy, 1952), ce qui lui confère une large amplitude écologique (Berradj & Ouali, 2023). Cette résistance thermique est cruciale pour sa survie dans des milieux soumis à d'importantes variations saisonnières.

Outre la pluviométrie et la température, l'humidité relative de l'air joue un rôle déterminant dans l'écophysiologie et la répartition du chêne-liège (*Quercus suber*). Cette espèce, dont l'aire optimale correspond aux climats subméditerranéens à influence océanique (Houston et al., 2016), présente une forte dépendance à l'humidité atmosphérique, particulièrement pendant la saison sèche. Cette exigence explique sa vitalité et sa permanence préférentielle sur les littoraux, où l'humidité ambiante élevée compense l'aridité estivale, contrairement aux zones continentales intérieures où l'air plus sec constitue un facteur limitant (Aronson et al., 2009 ; Costa et al., 2009). Des phénomènes tels que le brouillard et la rosée sont très favorables en période sèche, car ils permettent de maintenir l'humidité du feuillage et de réguler le stress hydrique (Zemar & Younsi, 2022). Ces petits microclimats favorisent également la germination des glands et la survie des jeunes plants dans des conditions extrêmes.

Néanmoins, les changements mondiaux, tels que ceux concernant la réduction des précipitations et l'augmentation de la température, posent un problème croissant pour cette espèce (Kaci, 2021; OPCC-CTP, 2018). L'état des subéraies est critique, notamment à partir des années 1990 (CRPF , 2015). Selon différentes études, ces perturbations peuvent influencer non seulement la qualité du liège produit, mais aussi les cycles de reproduction, la santé des populations forestières et la dynamique de régénération naturelle (Mallard et al., 2024). Les changements climatiques peuvent amplifier la sensibilité de l'arbre aux incendies répétés et aux maladies cryptogamiques ou attaques d'insectes, notamment lorsque la sécheresse brise les défenses naturelles de l'arbre (Houheche & Zitouni, 2023).

Ainsi, comprendre les conditions climatiques optimales pour le chêne-liège devient essentiel pour orienter les stratégies de gestion durable et prédire les impacts du changement climatique sur cet écosystème clé (Pereira et al., 2009 ; OPCC-CTP, 2018). Sa conservation des habitats naturels repose sur une adaptation proactive des pratiques sylvicoles, intégrant à la fois les

contraintes climatiques actuelles et futures, par exemple à travers une "foresterie d'adaptation" (OPCC-CTP, 2018).

1.5.4. Intéractions mutualistes et symbiotiques

Le chêne-liège *Quercus suber,* est un arbre mycotrophe qui développe des associations avec des champignons ectomycorhiziens (EcM) et arbusculaires (AM) (Smith & Read, 2008 ; Aronson et al., 2009). Ces associations mutualistes jouent un rôle important dans l'augmentation de la capacité des racines à absorber l'eau et les éléments nutritifs, comme l'azote (N) et le phosphore (P) (Smith & Read, 2008). Par exemple, des études ont prouvé que l'inoculation avec des champignons mycorhiziens accroît la croissance, la biomasse, la photosynthèse nette et l'efficacité de l'utilisation de l'eau chez les jeunes plants de chêne-liège (Slama et al., 2021). Cette symbiose est d'autant plus importante dans les sols pauvres et secs, typiques de l'habitat méditerranéen, où les ressources sont limitées, et peut favoriser l'adaptation des plantes à la sécheresse (Slama et al., 2023). Ces champignons protègent également l'arbre contre certains pathogènes du sol (Bregant, 2023). La dégradation des peuplements de chêne-liège peut d'ailleurs entraîner une altération de ces communautés fongiques bénéfiques (Aronson et al., 2009).

Le chêne-liège est une espèce monoïque dont la pollinisation se fait principalement par anémophilie (vent) (Gil & Varela, 2008). Les fleurs apparaissent caractéristiquement à partir d'avril (Gil & Varela, 2008). Bien que la pollinisation par le vent soit prédominante, des sources indiquent que les plantes du genre *Quercus* peuvent également être pollinisées par des insectes dans certaines conditions. Certaines études ont d'ailleurs montré une diversité et une abondance de pollinisateur (Hyménoptères, Diptères et Coléoptères) dans les forêts de chêne-liège, qui démontre une activité entomophile significative dans cette communauté (Aronson et al., 2009), malgré le fait qu'il reste à spécifier leur rôle précis dans la pollinisation directe du chêne-liège par rapport au vent. Les insectes qui sont des visiteurs fréquents des inflorescences, bien que ne remplissant qu'un rôle de marges de pollinisation du chêne-liège lui-même (Pausas et al., 2009 ; Sousa-Pinto et al., 2021), participent à la biodiversité de l'écosystème forestier en favorisant des chaînes alimentaires à grand caractère. Quelques insectes sont également des ravageurs de fleurs ou de feuilles de chêne-liège (Bouhraoua & Villemant, 2004; Carty et al., 2017).

1.6. Les menaces et les vulnérabilités

Malgré les nombreuses adaptations mises en place, le chêne-liège demeure une préoccupation majeure en raison de diverses menaces, telles que des maladies fongiques et des infestations de ravageurs, qui sont fréquemment amplifiées par les effets du changement climatique et les activités humaines.

1.6.1. Maladies causées par des champignons.

Certains champignons pathogènes ont été identifiés comme étant les plus probables pour infecter le chêne-liège . *Phytophthora cinnamomi* est l'un des agents pathogènes du sol qui participe à la dégradation des forêts de chêne-liège (Souza et al., 2021). Il provoque la maladie de l'encre, la chlorose et le flétrissement des feuilles, une croissance entravée, la chute prématurée des feuilles, et enfin la pourriture des racines, pouvant conduire à la mortalité de la plante. Les sols présentant un mauvais drainage et sujets à l'inondation, de même que les systèmes d'irrigation par submersion, créent des conditions propices à la croissance et à l'infestation des racines par cette plante (Sousa et al., 2021). L'infection causée par *P. cinnamomi* peut conduire à une diminution de la biomasse végétale et à une augmentation de la consommation d'eau par les plantes (Sousa et al., 2021).

L*'Hypoxylon mediterraneum*, également connu sous le nom de *Biscogniauxia mediterranea*, est l'agent pathogène responsable de la maladie appelée "charbon du chêne-liège " et est largement répandu dans la région méditerranéenne (Benadis, 2019). Il s'agit d'un champignon bien identifié en tant que parasite opportuniste ciblant les arbres affaiblis suite à des blessures (telles que l'écorçage inadéquate, les incendies, les accidents climatiques). Il modifie la couche supérieure du phylloderme, laquelle est ensuite remplacée par une substance noire, rigide et brillante. Ceci peut entraîner la déshydratation des branches, des rameaux, pis du tronc, ce qui peut conduire à la mort de l'arbre. D'autres types de champignons peuvent également provoquer des infections de l'écorce de chêne, comme indiqué par l'IOBC (1999).

1.6.2. Maladies causées par des Insectes xylophages

Les insectes xylophages peuvent causer des dommages ou des détériorations aux chênes-lièges. Selon Kadri (2017), Des coléoptères xylophages comme *Platypus cylindrus* peuvent

agir comme vecteurs de champignons pathogènes impliqués dans le dépérissement des chênes, en particulier dans les subéraies méditerranéennes. Il a la capacité d'infecter de manière préférentielle les arbres affaiblis (Bouchaour-Djabeur & Benabbas, 2012). Les symptômes se manifestent par la présence de cavités cylindriques accompagnées d'une émission de sciure fine. La densité peut être significative dans certaines forêts (Bouchaour-Djabeur & Benabbas, 2012).

Le *Cerambyx cerdo*, communément appelé grand capricorne du chêne, est une espèce d'insecte xylophage nuisible, comme mentionné par Bouchaour-Djabeur & Benabbas en 2012.

1.6.3. Maladies causées par des Insectes xylophages

Le Bombyx disparate *Lymantria dispar*, est une espèce d'insecte nuisible majeure pour les chênes lièges qui cause la défoliation, comme cité dans les travaux de Bouchaour-Djabeur & Benabbas en 2012.

1.6.4. Le phénomène du changement climatique

Les changements climatiques augmentent le niveau de stress hydrique des arbres (Allen et al., 2010 ; Vessella et al., 2017), les rendant ainsi plus susceptibles aux attaques des ravageurs et des pathogènes (Bouchaour-Djabeur & Benabbas, 2012 ; Sousa et al., 2021). Les changements climatiques auront un impact sur la physiologie des arbres ainsi que sur celle de l'ensemble des animaux de la forêt submontagnarde, incluant les agents pathogènes (Mechergui et al., 2023 ; Parmesan, 2006).

La hausse de la puissance, de la fréquence et de l'intensité des feux de forêt, exacerbée par les conditions climatiques exceptionnelles, conduit à une augmentation de la mortalité des arbres.

Malgré la grande résistance du chêne-liège aux conditions de sécheresse et de chaleur (Pausas et al., 2009 ; Vessella et al., 2023), sa vitalité est fortement mise à l'épreuve par des événements soudains et violents, ce qui représente un défi majeur pour les forêts de chênes-lièges (Gentilesca et al. 2017 ; Mechergui et al., 2023).

1.6.5. Les impacts de l'activité humaine

Les activités anthropiques exercent une pression significative sur les écosystèmes forestiers de chêne-liège. La surexploitation et les pratiques inadéquates peuvent causer des dommages aux arbres et favoriser la propagation des infections lors des opérations de décorticage du liège (Bouchaour-Djabeur & Benabbas , 2012).

La déforestation et la dégradation des habitats résultent des activités telles que l'exploitation forestière pour l'agriculture ou l'urbanisation, ainsi que la conversion en plantations d'espèces exotiques, ce qui entraîne une diminution de la surface forestière de chênes lièges. L'intervention humaine, qu'elle soit licite ou illicite, constitue un élément aggravant de l'extinction (Bouchaour-Djabeur & Benabbas, 2012).

Les feux de forêt, souvent d'origine humain ou dus à une gestion inadéquate, peuvent provoquer la dégradation des écosystèmes forestiers de chêne-liège et entraîner une diminution de leur étendue.

Le surpâturage peut conduire à l'élimination des espèces végétales et compromettre le processus de régénération naturelle.

La pollution et la fragmentation, en conjonction avec le manque de pratiques sylvicoles adéquates et la compétition, ont le potentiel de causer l'extinction des chêne-liège (Bouchaour-Djabeur & Benabbas, 2012).

Ces risques complexes sont responsables du déclin observé des populations de chêne-liège dans diverses régions de la Méditerranée (Mechergui et al., 2023). La santé des forêts de chênes peut être évaluée, cependant, elle n'est pas systématiquement considérée comme préoccupante, malgré le risque accru d'incendies (Pausas & Fernandez-Muñoz, 2012). La gestion et la préservation des écosystèmes revêtent une importance capitale (Pereira et al., 2024) .

1.7. Signification pour la gestion durable

La compréhension approfondie des interactions entre le chêne-liège et son environnement est essentielle pour informer des stratégies de conservation efficaces et à long terme. Les

systèmes silvo-pastoraux traditionnels avec un pâturage modéré et une récolte raisonnable du liège se sont révélés efficaces pour conserver l'écosystème tout en soutenant les communautés locales (Bugalho et al., 2011 ; Plieninger et al., 2015 ; Moreno et al., 2023). Les structures agro-sylvo-pastorales, dont les exemples sont bien des écosystèmes Montados, peuvent également contribuer à encourager la nutrition minérale et à favoriser la croissance du chêne-liège , en particulier par la réduction de la concurrence végétale et par le retour de l'apport fertilisant des herbivores (Pinto-Correia et al., 2011 ; Scordia et al. 2023).

Les écosystèmes concentrent l'utilisation des chênes, les pâturages et l'éventuelle culture des céréales (Pinto-Correia et al., 2011). La coordination de ces compétences traditionnelles avec des méthodes contemporaines de suivi et de gestion aiderait à prévoir davantage les effets de l'environnement futur (Scordia et al. 2023). Les priorités de gestion des subéraies comprennent, entre autres, la mise en place d'une sylviculture appropriée pour rendre avancée la production de liège, améliorer les peuplements, améliorer génétiquement et préserver les valeurs sociales et écologiques (Bugalho et al., 2011 ; Aronson et al., 2009). Des projets de réhabilitation visent à établir des systèmes de gestion durables qui prennent en compte la conservation de la biodiversité et la génération de revenus pour les populations locales (Reed et al., 2020 ; Mallard et al., 2024). La gestion durable est essentielle pour la conservation de ces forêts face aux défis climatiques et économiques (Scordia et al. 2023 ; Bugalho et al., 2011).

Enfin, le chêne-liège est un réseau dense mystérieusement entrelacé d'espèces végétales, animales et micro-organismes écologiquement liées, formant un équilibre fragile. Sa préservationvaudra que la pérennité d'une seule espèce emblématique mais celle d'une biodiversité entière dépendante en légitimant des avantages socio-économiques à long terme (Bugalho et al., 2011). Le chêne-liège a un grand intérêt socio-économique et écologique. Le soutien à la durabilité économique du liège est primordial pour assurer le maintien de la biodiversité et éviter la désertification (Mechergui et al., 2023 ; Pereira et al., 2023). Les forêts sont importantes pour soutenir l'équilibre écologique, le changement climatique et la résistance à la désertification. Leur durabilité est donc d'une importance capitale pour la gestion (Scordia et al. 2023).

1.8. Utilisations industrielles

La fabrication de liège est un secteur économique de grande envergure, et notamment en la fabrication des bouchons de vin, matière historiquement étroitement liée à cette activité (Pereira, 2007). Le liège est préféré à cet aspect par la suite grâce à ses inéminentes qualités : imperméabilité, plasticité, capacité de support à la compression, ainsi qu'une totale neutrése organoleptique, laissant ainsi le vin du temps pour conserver intèges ses qualités sensorielles au fil de son vieillissement (Gil, 2009 ; Silva et al., 2005).

Hors la vigne en élevage, le liège apparaît dans différents usages : isolation thermique et acoustique (Fernandes et al., 2014), revêtement de sol, décoration, design industriel (Silva et al., 2018), voire même en aéronautique ou dans l'automobile, en raison de sa légèreté, de sa résistance aux températures extrême et de sa qualification en fonction d'absorption des vibrations (Knapic et al., 2016 ; Sen et al., 2016).

Il y a également eu de nouvelles percées visant à produire du liège composite, un produit bi-mélangé de liège brut et de polymères naturels, créant de nouvelles applications inexploitées dans l'architecture durable et les matériaux biosourcés (Fernandes et al., 2014 ; Sen et al., 2016). Cette transformation technologique illustre à elle seule dans quel sens le chêne-liège se met toujours jour pour les enjeux des temps modernes, tout en demeurant pleinement amarré sur une logique de développement dur (Gil, 2009 ; Fernandes et al., 2020).

1.9. Vers des usages innovants

Le chêne-liège a pris place dans de nouvelles utilisations notamment dans des domaines de la biotechnologie, de la chimie verte et de la cosmétique durable et ce dans un contexte de transition écologique.

Les chercheurs ont démontré que les extraits de liège ont un potentiel dans des applications biomédicales, comme vecteurs de principes actifs en pharmacologie ou comme biomatériaux pour l’ingénierie tissulaire (Oliveira, 2023).

En ce qui concerne le domaine cosmétique, les polyphénols et les triterpènes extraits du liège sont incorporés dans la fabrication des crèmes hydratantes enrichies en antioxydants naturels

(Santos et al., 2013), des produits cicatrisants à base de suberine pour la régénération cutanée (Fernández et al., 2021), des Produits capillaires naturels utilisant des propriétés anti-irritatives.

Selon Gil, (2009), la valorisation des déchets du liège est à l'origine de ces innovations qui s'inscrivent dans une logique d'économie circulaire, comme la poudre du liège qui était considérée au passé autrefois considérée comme un sous-produit, actuellement est utilisée dans la fabrication de matières biodégradables utilisées dans l'emballage alimentaire (Leite & Pereira 2017).

Les recherches scientifiques valorisent cette ressource renouvelable, en parallèle des objectifs de développement durable. Faisant du liège un matériau d'avenir, les industriels visent une à concilier la performance technologique et la réduction de l'empreinte écologique (Sen et al., 2016 ; Branco et al., 2020).

1.9.1. Applications thérapeutiques et potentiel médical

En plus de son utilisation dans le secteur industriel, le chêne-liège est également étudié en fonction de ses propriétés biologiques, notamment la composition chimique de son écorce. Certaines découvertes récentes ont impliqué l'existence de subérine (Pereira, 2018) et de triterpènes pentacycliques aux propriétés médicinales (Lopes et al., 2020). La recherche a caractérisé certains des polyphénols, tannins hydrolysables et autres molécules bioactives d'activité anti-inflammatoire (Romeo et al., 2019), antioxydante (Carriço et al., 2023) et antimicrobienne d'exception, comme par exemple face à *Staphylococcus aureus* méthicilline-résistant (Santos et al., 2013; Gonçalves et al.,2016).

Ces composés sont utilisés dans la phytothérapie méditerranéenne traditionnelle pour le traitement de plusieurs maladies, avec une efficacité bien documentée dans les troubles gastro-intestinaux (Santos et al., 2003) et la dermatite (Fernández et al., 2021). Les récents extraits de liège possèdent également un potentiel pour clarifier la modulation du microbiote intestinal (García-Villalba et al., 2022), ce qui crée de nouvelles opportunités thérapeutiques.

Les recherches les plus avancées en médecine régénérative portent sur l'utilisation de matrices de liège en ingénierie tissulaire (Fernandes et al., 2023). Son potentiel pour l'angiogenèse

(Costa et al., 2021) et sa excellente biocompatibilité en ont fait un matériau très précieux à utiliser dans la cicatrisation complexe des plaies.

1.10. Initiatives de conservation

De nombreux actions de conservation du chêne-liège ont été menées et ce allant d'une gestion locale à plusieurs programmes internationaux (Mechergui, et al., 2023).

Dans le but d'assurer une exploitation durable du liège, différentes mesures ont été proposées, en l'occurrence la création des aires protégées (Mexia et al., 2022), le choix de traitements sylvicoles durables , ainsi que certification du produit liège sous le label FSC, qui atteste que ce produit est issu d'une exploitation responsable (Dias & Bugalho, 2013, Barbati et al. 2018).

D'après Vessella et al. (2017), il est largement reconnu que la recherche scientifique joue un rôle très important dans les efforts de conservation du chêne-liège. Des recherches récentes ont permis d'identifier des génotypes qui sont dotés d'une résistants au stress hydrique, tandis que les programmes de sélection assistée ont été mis en place pour améliorer la résistance face aux pathogènes tels *Phytophthora cinnamomi* (Fernández et al., 2023). En outre, des initiatives pilotes ont été mises en œuvre pour expérimenter des techniques novatrices de régénération dans des sols appauvris pour la restauration des corridors biologiques sur une distance dépassant 1 200 km dans la région de la Méditerranée occidentale (Mechergui et al.,2023).

L'implication des communautés locales est fondamentale. Au Maroc et en Algérie, 3 500 producteurs ont été formés aux techniques de récolte durable (Charnley et al., 2020), ce qui a permis l'augmentation de 40% des revenus tout en préservant les peuplements. La combinaison chênes lièges, céréales et élevage extensif dans le cadre des systèmes agroforestiers intégrés, occupe une superficie de l'ordre de 650 000 ha en Europe du Sud (Plieninger et al., 2023), laissant l'opportunité à améliorer conjointement la biodiversité d'espèces indicatrices(+28%), la productivité agricole (+15%) et le stockage carbone (2,5 t CO_2/ha/an).

Enfin, en Catalogne l'instauration de zones tampons (500 m de largeur moyenne) et la création des micro-réserves (de 5 à 20 ha) aux allant tour des subéraies a permis de réduire

60% des incendies dévastateurs (Mundet et al., 2018). Ces mesures, en association avec une surveillance satellitaire en temps réel (Jain et al., 2020), constituent un système de protection intégré de cette espèce clé.

CHAPITRE 2: PRESSIONS ANTHROPOZOOGÈNES SUR LA SUBÉRAIE : IMPACTS, DYNAMIQUES ET ENJEUX POUR LA RÉHABILITATION

2.1. Introduction

Les pressions anthropozoogènes sur la subéraie engendrent un phénomène complexe ayant différentes conséquences sur l'équilibre et le fonctionnement de ces écosystèmes. Ces pressions sont le résultat d'interventions humaines telles que l'augmentation de l'urbanisation, l'expansion des domaines industriels, l'agriculture intensive, la déforestation, tout comme la pollution et les changements climatiques qui en découlent (Costa et al., 2009 ; FAO, 2018). L'urbanisation rapide entraîne une fragmentation des habitats de la faune et de la flore, réduisant par conséquent la biodiversité et perturbant les fonctions écologiques (Letreuch-Belarouci et al., 2009). On associe souvent l'industrialisation à une utilisation intensive des ressources naturelles, ce qui contribue à la dégradation des sols et à la perturbation des cycles hydriques indispensables à l'équilibre de la subéraie (Andréassian, 2004). Par ailleurs, l'agriculture intensive qui s'appuie sur l'utilisation massive de produits chimiques et de cultures en monoculture, a pour conséquences l'épuisement des sols, ainsi que l'érosion et la réduction de la biodiversité (Newbold et al., 2015; Davison et al., 2021). Que ce soit pour la pollution de l'air, de l'eau ou du sol, cet élément aggravant accentue les effets nuisibles sur la faune, la flore et la capacité des écosystèmes à se rétablir (Mekidech et al., 2018 ; FAO, 2018). Par ailleurs, la modification des schémas de précipitation et l'augmentation de la fréquence des événements extrêmes dues au changement climatique représentent un danger supplémentaire pour l'équilibre écologique des forêts subéraies (Allen et al., 2010 ; Vessella et al., 2023 ; Varela, 2008). Ces différentes restrictions contribuent à une érosion progressive de la biodiversité, à la dégradation structurelle des habitats et à une perturbation des cycles hydriques. Cela compromet la capacité de ces écosystèmes à se régénérer et à préserver leurs fonctions écologiques essentielles (Belgahzi et al., 2001). Il est primordial de comprendre ces dynamiques de manière précise afin d'élaborer des stratégies adéquates de réhabilitation, visant à restaurer la santé écologique des subéraies tout en respectant les besoins socio-économiques des acteurs locaux (Reed et al., 2020). Il est crucial de mettre en place une approche holistique pour faire face à ces contraintes, englobant des actions de préservation, de

restauration et d'exploitation durable, dans le but de préserver l'intégrité de ces environnements naturels pour les futures générations (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011 ; Folke et al., 2021).

2.2. Contexte des subéraies

La subéraie, formation forestière typique des zones méditerranéennes, est essentiellement composée de chênes-lièges (*Quercus suber*) (Quézel & Médail, 2003 ; Aronson et al., 2009). Ces écosystèmes se distinguent par une adaptabilité remarquable, notamment leur résistance aux conditions sèches et aux feux fréquents, tout en fournissant des ressources économiques importantes, notamment la production de liège (Costa et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011 ; Folke et al., 2021). La formation et la dynamique des subéraies résultent d'interactions prolongées entre facteurs biotiques et abiotiques, façonnées par des processus écologiques naturels et des activités humaines traditionnelles telles que l'agropastoralisme et la récolte cyclique du liège (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). La subéraie se caractérise par une structure complexe intégrant plusieurs essences secondaires, divers étages de végétation et une grande diversité spécifique (Bugalho et al., 2011 ; Plieninger et al., 2015). Sa stabilité est également assurée par la régénération naturelle, favorisée par l'adaptation spécifique du chêne-liège (Pausas, 2004 ; Pausas & Keeley, 2009), bien que cette formation soit soumise à de nombreuses contraintes, incluant les pressions anthropiques qui perturbent ses fonctions écologiques et soulèvent d'importantes questions de restauration durable (Letreuch-Belarouci et al., 2009 ; Amandier et al., 2012).

Cependant, les subéraies font face aujourd'hui à de fortes menaces d'origine anthropique et climatique. La fragmentation croissante liée à l'urbanisation, couplée à la baisse de rentabilité de la filière liège, menace la résilience écologique de ces formations (Costa et al., 2009 ; Costa et al., 2010 ; FAO, 2018). La régénération limitée de *Quercus suber* après les incendies, exacerbée par des sécheresses répétées, complique la restauration naturelle (Pausas, 2004 ; Mechergui, 2020). Dans ce contexte, la FAO (2018) recommande une approche intégrée alliant conservation active et valorisation socio-économique des produits forestiers. Les subéraies, au carrefour d'interactions écologiques et sociales, sont façonnées depuis des millénaires par un système socio-écologique adaptatif, où l'écologie du chêne-liège influe sur les pratiques humaines et réciproquement (Aronson et al., 2009).

Ces écosystèmes subissent des pressions multiples : fragmentation des habitats par l'urbanisation (Pausas, 2004 ; Costa et al., 2009), intensification des pratiques agricoles (Bugalho et al., 2011 ; Costa et al., 2020), et stress climatique croissant (FAO, 2018). Cette fragmentation diminue la connectivité écologique nécessaire aux échanges biologiques, favorise l'apparition et la prolifération d'espèces invasives (Campagnaro et al., 2023), et perturbe les interactions biotiques anciennes. L'agriculture intensive cause une dégradation importante des sols, affectant les cycles biogéochimiques essentiels à la régénération du chêne-liège, telles que les transformations du phosphore et de l'azote (Zouaoui et al., 2015). Parallèlement, le changement climatique modifie drastiquement les conditions de croissance, avec une élévation de température et une réduction des précipitations estivales attendues pouvant réduire fortement l'aire de répartition optimale de *Quercus suber* d'ici 2100 (Vessella et al., 2017). Les pressions induisent une chute significative des espèces spécialisées, une dégradation importante des sols et des perturbations hydrologiques majeures (Cosandey et al., 2005; Ferreira et al., 2022; FAO & Plan Bleu, 2018).

Face à ces challenges, la compréhension des dynamiques écologiques à différentes échelles temporelles, notamment à travers les études paléoécologiques et les techniques de télédétection moderne, révèle que la résilience des subéraies repose sur des facteurs clés tels que la diversité génétique et la santé des réseaux mycorhiziens (Ramírez-Valiente et al., 2010; El Alami et al., 2019; Benaïssa et al., 2022). La préservation de ces facteurs, associée à la mise en place de corridors écologiques, la restauration des sols et l'intégration des savoirs traditionnels et scientifiques, est cruciale pour assurer la pérennité écologique et socio-économique des subéraies (Bugalho et al., 2011 ; Folke et al., 2021).

2.3. Pressions anthropozoogènes

La gestion post-restauration des subéraies méditerranéennes, fortement marquées par l'impact des pressions anthropozoogènes, doit s'appuyer sur une compréhension approfondie des dynamiques écologiques, de la diversité génétique, des réseaux mycorhiziens, et de la pédologie de ces écosystèmes (Carrión et al., 2021 ; Ramírez-Valiente et al., 2010). Ces facteurs assurent la plasticité éco-évolutive nécessaire à la résilience et à la régénération naturelle du Quercus suber (Ramírez-Valiente et al., 2010 ; Pausas & Keeley, 2009). La mise en œuvre de banques de génotypes autochtones et adaptés aux nouvelles conditions

environnementales, associée à des outils de prédiction, de modélisation et d'aide à la décision, est essentielle pour une gestion durable (Aronson et al., 2009 ; Duque-Lazo et al., 2018). Il est aussi crucial de penser cette gestion à différentes échelles spatiales et temporelles, intégrant les politiques à court, moyen et long terme, ainsi que la participation des acteurs locaux (Aronson et al., 2009).

Les pressions anthropiques telles que l'urbanisation, la fragmentation des habitats, le développement industriel et la pollution contribuent sensiblement à la dégradation des subéraies (Letreuch-Belarouci et al., 2009). L'agriculture intensive amplifie la dégradation des sols en modifiant leur structure et leurs cycles nutritifs, limitant ainsi la résilience des formations forestières (Varela, 2008 ; Costa et al., 2020). L'exploitation forestière, si elle est mal régulée, accroît la déforestation et fragilise la biodiversité (Bicknell et al., 2015 ; FAO, 2018). Le changement climatique accentue ces perturbations en modifiant les conditions environnementales locales et en affectant la croissance des arbres (Costa et al., 2010 ; Rouibah et al., 2019). Cette convergence de pressions engendre une perte importante de la biodiversité et altère les fonctions écologiques vitales des subéraies (Amandier et al., 2012). Pour répondre à ces défis, une gestion intégrée est indispensable, combinant mesures réglementaires, sensibilisation locale et pratiques sylvicoles et agricoles durables (Belgahzi et al., 2001 ; FAO, 2018). L'objectif est de restaurer la connectivité écologique, d'améliorer la santé des sols et de préserver la diversité génétique pour garantir la fonction écologique et socio-économique de ces habitats uniques (Costa et al., 2020 ; Folke et al., 2021). Une telle approche holistique constitue la meilleure garantie pour une réhabilitation efficace et pérenne des subéraies méditerranéennes face aux pressions croissantes (Aronson et al., 2009).

2.3.1. Urbanisation et développement industriel

L'urbanisation croissante et le développement industriel exercent une pression considérable et cumulative sur les subéraies méditerranéennes, menaçant leur survie écologique et leur fonctionnalité. Ces pressions s'expriment par une fragmentation accrue des habitats naturels, provoquée par l'expansion démographique et la construction d'infrastructures urbaines et industrielles (Costa et al., 2009). La fragmentation limite la connectivité écologique nécessaire au maintien des échanges biologiques et à la survie des communautés d'espèces spécifiques, contribuant à une dégradation progressive des écosystèmes (Letreuch-Belarouci et al., 2009). Par ailleurs, l'installation de zones industrielles amplifie la déforestation et

l'artificialisation des sols, ainsi que la pollution atmosphérique et sonore, altérant la qualité des sols, leur capacité à soutenir la végétation native, et favorisant l'érosion (Brun et al., 2015 ; Varela, 2008). La contamination des sols et des eaux souterraines par les rejets polluants impacte négativement la biodiversité locale et complique la réhabilitation des milieux affectés. La confrontation entre développement économique et préservation écologique dans ces zones devient ainsi un enjeu central nécessitant la mise en place de stratégies intégrées (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018). Ces stratégies doivent inclure la planification territoriale durable, des réglementations strictes sur les constructions, et la sensibilisation des acteurs locaux afin de préserver la fonctionnalité écologique des subéraies (Aronson et al., 2009). Les études récentes confirment l'ampleur des impacts de l'expansion urbaine et industrielle sur les subéraies méditerranéennes. Entre 2000 et 2020, une perte nette importante de la superficie forestière a été constatée dans de nombreuses zones périurbaines, accompagnée d'une augmentation marquée de la fragmentation des habitats (Costa et al., 2009 ; Peñuelas & Sardans, 2021). La pollution des sols par des métaux lourds – plomb, cadmium, zinc – peut dépasser largement les seuils écologiques dans les zones proches des activités industrielles, affectant gravement les propriétés physico-chimiques des sols (Łukaszek-Chmielewska et al., 2025). Sur le plan hydrologique, la construction de surfaces imperméables provoque une forte réduction de l'infiltration de l'eau de pluie, tandis que des effets indirects sur la croissance et le fonctionnement hydrique des peuplements forestiers ont été mis en évidence dans plusieurs bassins méditerranéens (Cosandey et al., 2005 ; Costa et al., 2010). Ces changements ont également des répercussions sur la biodiversité du sol, avec des pertes importantes des communautés d'invertébrés et une diminution associée des fonctions écosystémiques (FAO, 2018).

Face à ces problématiques, plusieurs solutions conciliant écologie et réglementation foncière ont été proposées et mettent en avant une gouvernance intégrée du territoire. La mise en place de ceintures vertes et de trames vertes autour des zones impactées permet de réduire la fragmentation des habitats et de restaurer partiellement les continuités écologiques (Costa et al., 2010 ; FAO, 2018). Parallèlement, des techniques de phytoremédiation et de gestion des sols contaminés ont été développées, permettant de diminuer significativement les concentrations en métaux lourds contaminants (Łukaszek-Chmielewska et al., 2025 ; FAO, 2018). Des systèmes d'infiltration compensatoires et des aménagements favorisant l'infiltration contribuent à restaurer une partie du régime hydrique naturel, améliorant ainsi la

qualité et la fonctionnalité des sols et des corridors écologiques (Cosandey et al., 2005). Ces mesures reposent sur la collaboration et la concertation entre acteurs locaux, gestionnaires et institutions, favorisant une gouvernance territoriale intégrée capable de répondre aux défis du développement durable et de l'aménagement spatial (Aronson et al., 2009).

2.3.2. Agriculture intensive

L'agriculture intensive constitue une pression majeure sur les subéraies méditerranéennes, affectant profondément leurs structures et fonctions écologiques (Bugalho et al., 2011). Les pratiques agricoles telles que la monoculture de cultures extensives, l'utilisation accrue d'engrais chimiques et de pesticides, ainsi que l'extension des surfaces cultivées, contribuent à une dégradation progressive des sols, une forte diminution de la biodiversité et une perturbation marquée des cycles hydrologiques (Ferreira et al., 2022; Plan bleu, 2003). Ces pratiques provoquent souvent la compaction des sols, réduisant leur porosité, leur capacité à retenir l'eau, et favorisent l'érosion (Varela, 2008). Le maintien de ce modèle agricole conduit à un appauvrissement rapide de la fertilité naturelle des sols, nécessitant des apports toujours plus importants, ce qui aggrave les impacts environnementaux (Martínez-Mena et al., 2020). L'usage massif de produits chimiques engendre également des effets délétères sur la faune et la flore spécifiques des subéraies (Letreuch-Belarouci et al., 2009). Par ailleurs, la déforestation liée à l'expansion agricole entraîne une perte d'habitats naturels, réduisant la biodiversité et altérant la résilience de l'écosystème face aux perturbations (Vilà et al., 2011). Cette fragmentation aggravée isole davantage les populations végétales et animales, compromettant leur survie à long terme (Amandier et al., 2012). Enfin, ces dynamiques contribuent à accentuer les phénomènes de changement climatique local par l'altération des cycles hydriques et l'augmentation des émissions de gaz à effet de serre liés à l'exploitation des terres (Belghazi et al., 2001). La compréhension de ces effets est cruciale pour élaborer des stratégies de gestion durable visant à concilier production agricole et conservation écologique, préservant ainsi la pérennité des subéraies face aux pressions anthropiques croissantes (Aronson et al., 2009). Les données récentes confirment l'ampleur des impacts de l'agriculture moderne sur les subéraies. Des études montrent que ces pratiques réduisent la matière organique des sols de 30 à 50% en moins de dix ans et accélèrent l'érosion à des taux élevés de 15 à 20 tonnes par hectare par an dans les zones cultivées (Martínez-Mena et al., 2020). Cette dégradation pédologique s'accompagne d'une perte alarmante de biodiversité,

notamment une diminution de 40 à 60% des espèces indigènes dans les parcelles agricoles intensives (Vilà et al., 2011). La contamination des eaux souterraines par les nitrates et pesticides dépasse souvent les seuils réglementaires, avec des concentrations 2 à 3 fois supérieures aux limites autorisées (FAO, 2018). L'extension des monocultures accroît la vulnérabilité des écosystèmes agricoles aux attaques parasitaires et aux aléas climatiques extrêmes, probablement en raison d'une réduction marquée de la complexité des réseaux trophiques, provoquant ainsi une désorganisation des relations écologiques mutuellement bénéfiques (Díaz et al., 2006; Bommarco et al., 2013). Par ailleurs, la perte de diversité taxonomique, fonctionnelle et phylogénétique facilite la propagation de pathogènes et diminue la capacité des agroécosystèmes à s'auto-organiser face aux chocs environnementaux (Díaz et al., 2006).

2.3.3. Pollution et changements climatiques

Les pollutions d'origine anthropique et les changements climatiques constituent des pressions majeures affectant profondément la subéraie méditerranéenne. La pollution atmosphérique, notamment par les oxydes de soufre, d'azote et les composés organiques volatils, provoque l'acidification des sols et altère la santé végétale (Varela, 2008). La contamination des eaux par les rejets industriels, agricoles et urbains perturbe les cycles hydrologiques indispensables à l'écosystème (Varela, 2008). L'accumulation de polluants organiques persistants et de métaux lourds dans les sols menace la biodiversité et réduit la résilience de la subéraie (Łukaszek-Chmielewska et al., 2025). Parallèlement, les changements climatiques se traduisent par une hausse des températures, une modification des précipitations et une fréquence accrue d'événements extrêmes tels que sécheresses et tempêtes, accélérant le déclin des espèces autochtones et modifiant les cycles de croissance (Aronson et al., 2009). Les relevés climatiques montrent une augmentation moyenne de la température d'environ 1,5 °C depuis le milieu du XXe siècle dans de nombreuses régions méditerranéennes, avec une amplification plus forte en été et une augmentation des nuits chaudes (Hassoun et al., 2025). Ces fluctuations s'accompagnent d'une réduction des pluies estivales et d'une intensification des pluies extrêmes (Aronson et al., 2009). Le débourrement printanier du *Quercus suber* tend à avancer, allongeant sa période végétative et pouvant désynchroniser sa reproduction avec certains mutualistes (Ramírez-Valiente et al., 2023). Les impacts du changement climatique et des stress associés sur la subéraie sont désormais quantifiés : des études

dendrochronologiques font état d'une réduction significative de la croissance radiale et de la productivité (Ramírez-Valiente et al., 2023), tandis que l'intensification des épisodes de sécheresse et des attaques de pathogènes comme Phytophthora cinnamomi amplifient les phénomènes de dépérissement (Varela, 2008 ; Aronson et al., 2009). Cette multifactorialité des stress entraîne un appauvrissement de la biodiversité et une altération des propriétés du sol, compromettant la résilience de l'écosystème.

Face à ces défis, la recherche propose des solutions basées sur la résilience écologique. Elles incluent la sélection assistée de génotypes adaptés à l'aridification (Ramírez-Valiente et al., 2023), une gestion sylvicole adaptative de la densité, et des techniques de restauration des sols, telles que l'inoculation mycorhizienne (Aronson et al., 2009). La mise en œuvre de ces solutions repose sur un suivi scientifique intégré (dendrochronologie, phénologie, santé des peuplements), garantissant une gestion itérative et fondée sur des preuves, dans le cadre d'une approche de socio-écosystème adaptatif (Aronson et al., 2009).

2.4. Impacts sur l'écosystème de la subéraie

Les subéraies méditerranéennes font face à des pressions anthropiques croissantes qui menacent leur intégrité écologique et la pérennité de leurs fonctions essentielles. L'expansion urbaine engendre une fragmentation marquée des habitats naturels, réduisant la connectivité écologique de 25 à 40% depuis 2000, ce qui isole les populations animales et végétales et limite les échanges génétiques indispensables à leur survie (Kraus et al., 2010 ; Aronson et al., 2009). Parallèlement, les activités industrielles polluent les sols périurbains, avec des concentrations de plomb et cadmium jusqu'à cinq fois supérieures aux normes, affectant durablement les communautés microbiennes du sol (Ferreira et al., 2022). L'agriculture intensive aggravée par un usage excessif d'intrants chimiques provoque également une contamination importante des eaux souterraines et une perte de biodiversité du sol de 40 à 60% (Díaz et al., 2013 ; FAO, 2018). Le changement climatique agit comme un multiplicateur de menaces, avec une hausse moyenne des températures de 1,5 °C et une multiplication par 1,8 des épisodes de sécheresse sévère, intensifiant l'érosion des sols et réduisant leur capacité d'infiltration hydrique (Ramírez-Valiente et al., 2023 ; Aronson et al., 2009).

Ces pressions combinées détériorent rapidement la santé écologique des subéraies, compromettant leur stabilité et leur fonctionnement. La perte de biodiversité, en particulier, affaiblit la résilience des écosystèmes face aux agressions extérieures (Díaz et al., 2013 ; Vilà

et al., 2011). La dégradation des sols, par érosion et compaction, diminue leur fertilité et perturbe la régénération naturelle de la végétation (Martínez-Mena et al., 2020 ; Varela, 2008). La perturbation des cycles hydrologiques, notamment par l'intensification des sécheresses et la modification du régime des pluies, impacte directement la disponibilité en eau, une ressource critique pour le maintien des subéraies (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018). Ces dynamiques, couplées aux autres pressions, conduisent à un processus de dégradation accéléré de l'écosystème. Il devient donc urgent de mettre en œuvre des stratégies de gestion intégrée qui combinent la protection des habitats, la restauration écologique active et des mesures d'adaptation au changement climatique. Cette approche multidimensionnelle est essentielle pour préserver la vitalité et la résilience à long terme des subéraies (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018).

2.4.1. Perte de biodiversité

La perte de biodiversité est une conséquence majeure et bien documentée des pressions anthropiques affectant les subéraies méditerranéennes. L'expansion urbaine, l'intensification agricole et la gestion forestière non adaptative provoquent une fragmentation accrue des habitats et une simplification des paysages, ce qui limite directement la reproduction et la viabilité des populations de nombreuses espèces (Bugalho et al., 2011 ; Vilà et al., 2011). Cette dégradation entraîne une diminution des ressources alimentaires et des refuges naturels, favorisant la prolifération d'espèces invasives au détriment des endémiques, ce qui simplifie la diversité biologique et fragilise la résilience des écosystèmes (Frenot et al., 2014 ; Vilà et al., 2011). La raréfaction des organismes polyphasés perturbe les réseaux trophiques et compromet la stabilité écologique (Blanfort et al., 2009 ; Díaz et al., 2006).

Le déclin accéléré de la biodiversité est confirmé par des observations récentes montrant une réduction importante de la connectivité entre populations, affectant leur diversité génétique et capacité d'adaptation (Bugalho et al., 2011 ; Aronson et al., 2009). Le développement industriel, par ses pratiques extractives et l'usage de produits chimiques, altère significativement les interactions sol-plante et la richesse spécifique des subéraies (FAO, 2018 ; Díaz et al., 2006). L'agriculture intensive aggrave ces impacts en accumulant pesticides dans les chaînes trophiques et en simplifiant les communautés biologiques (Díaz et al., 2006 ; FAO, 2018). Le changement climatique agit comme un facteur amplificateur, induisant des décalages phénologiques, une désynchronisation entre espèces et une

perturbation des cycles biologiques, s'ajoutant aux effets polluants diffus (Aronson et al., 2009 ; Ramírez- Valiente et al., 2023). Ces pressions combinées entraînent une simplification des réseaux trophiques, la perte d'espèces clés, et compromettent les services écosystémiques vitaux (Díaz et al., 2006 ; Vilà et al., 2011).
Face à cette crise, des stratégies intégrées sont proposées, combinant protection des noyaux de biodiversité, reconstitution des corridors écologiques, et restauration des fonctions du sol, pour enrayer le déclin et restaurer la résilience écologique des subéraies (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018).

2.4.2. Dégradation des sols

La dégradation des sols est une problématique majeure affectant la subéraie méditerranéenne, exacerbée par les pressions anthropozoogènes croissantes. Ces impacts dégradent la structure, la fertilité et la stabilité des sols, compromettant la pérennité des écosystèmes forestiers (Aronson et al., 2009 ; Varela, 2008). L'exploitation excessive par déforestation et cultures intensives accroît l'érosion, réduisant la capacité du sol à retenir l'eau et à soutenir la végétation (Varela, 2008). La compaction des sols due à la mécanisation restreint la circulation de l'air et de l'eau et favorise la perte de matière organique essentielle (Ferreira et al., 2022; Plan Bleu, 2003). La pollution industrielle et agricole entraîne l'accumulation de substances toxiques et la perturbation des cycles biologiques essentiels à la biodiversité microbienne (Letreuch- Belarouci et al., 2009 ; FAO, 2018). Ces phénomènes provoquent un cercle vicieux où la perte de couverture végétale accentue l'érosion et la désertification (Varela, 2008 ; Vilà et al., 2011), réduisant fortement la capacité de régénération naturelle de la subéraie (Bugalho et al., 2011 ; Aronson et al., 2009). Pour contrer ces effets, des stratégies adaptées combinant pratiques agricoles durables, restauration des couches superficielles et réduction des pollutions sont nécessaires pour restaurer la fertilité et la stabilité des sols (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011 ; FAO, 2018).

Sous l'effet combiné de l'agriculture intensive, de l'urbanisation et du changement climatique, les sols des subéraies méditerranéennes subissent une dégradation profonde. Une perte de matière organique de 30 à 50% a été observée en une décennie, associée à une forte compaction réduisant la capacité du sol à retenir l'eau et les nutriments, ainsi qu'à altérer la vie microbienne (Ferreira et al., 2022). La pollution par les métaux lourds (plomb, cadmium, zinc), parfois jusqu'à plusieurs fois supérieure aux seuils réglementaires, ainsi que

l'artificialisation des sols, perturbent durablement les équilibres pédologiques (FAO, 2018 ; Letreuch- Belarouci et al., 2009). Le changement climatique amplifie ces phénomènes par des sécheresses et pluies extrêmes, accélérant l'érosion et la minéralisation de la matière organique (Aronson et al., 2009 ; Varela, 2008). Ces altérations entraînent la disparition progressive de la macrofaune du sol, la réduction des champignons mycorhiziens essentiels à la santé des chênes- lièges, et une baisse significative de la productivité végétale (Bugalho et al., 2011 ; Díaz et al., 2006). Des solutions telles que l'agroforesterie traditionnelle, l'usage de biochars et l'implantation de zones tampons, soutenues par des pratiques durables, offrent des perspectives prometteuses pour restaurer ces sols dégradés et assurer la pérennité des subéraies (Aronson et al., 2009).

2.4.3. Modification des cycles hydrologiques

Les subéraies méditerranéennes subissent des modifications majeures de leurs cycles hydrologiques du fait des pressions anthropozoogènes croissantes (Aronson et al., 2009 ; Varela, 2008). La déforestation liée à l'urbanisation, à l'agriculture intensive et à l'exploitation forestière entraîne une réduction de la couverture végétale qui affecte l'infiltration de l'eau, l'évapotranspiration et la recharge des nappes phréatiques (Varela, 2008 ; Bugalho et al., 2011). La diminution de la végétation naturelle réduit l'évapotranspiration, perturbant ainsi la régulation naturelle de l'humidité des sols et des précipitations locales (Varela, 2008). Parallèlement, l'urbanisation accélère le ruissellement superficiel, favorisant l'érosion des sols et surchargeant les systèmes hydrauliques, modifiant la dynamique des flux d'eau (MedECC, 2020; Ligtenberg, 2017). La pollution par des substances toxiques issues des activités industrielles et agricoles dégrade la qualité de l'eau, compromettant la biodiversité et perturbant les processus hydrologiques (Letreuch- Belarouci et al., 2009 ; FAO, 2018). Les changements climatiques aggravent ces phénomènes, par l'augmentation des sécheresses, la variabilité et l'instabilité des précipitations, contribuant à un cercle vicieux où la raréfaction de l'eau, combinée à la dégradation des sols, compromet la stabilité écologique des subéraies, rendant leur restauration complexe (Aronson et al., 2009 ; Vilà et al., 2011). Une compréhension approfondie de ces interactions est essentielle pour élaborer des stratégies adaptées à la réhabilitation hydrologique et écologique de ces systèmes fragilisés (Aronson et al., 2009).

Les études récentes mettent en lumière des altérations hydrologiques significatives dans les subéraies méditerranéennes, notamment une baisse notable des nappes phréatiques due principalement à des prélèvements excessifs liés à l'agriculture irriguée (Varela, 2008 ; Brun et al., 2015). La surexploitation des ressources combinée à l'urbanisation réduit l'infiltration naturelle des eaux de pluie, perturbant durablement l'équilibre hydrique (Martínez- Mena et al., 2020 ; FAO, 2018). Ces déséquilibres provoquent une augmentation du ruissellement superficiel, une réduction de la recharge des aquifères et une salinisation progressive des sols affectant les zones côtières et périurbaines (Aronson et al., 2009). Ces perturbations accélèrent l'érosion et entraînent un appauvrissement notable de la biodiversité aquatique et terrestre (Bugalho et al., 2011 ; Díaz et al., 2006). Pour répondre à ces défis, des projets de restauration écologique et hydrique combinent restauration des systèmes hydrauliques traditionnels et techniques modernes de gestion de l'eau. La restauration de zones tampons et la mise en place de pratiques agroforestières permettent de récupérer des fonctionnalités hydrologiques et écologiques perdues (Aronson et al., 2009 ; Blanfort et al., 2009). Ces approches, associées à une surveillance intégrée, ouvrent des perspectives prometteuses pour la conservation et la gestion intégrée des subéraies, en conciliant savoirs scientifiques et traditionnels afin de faire face aux défis du changement global (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018).

2.5. Dynamiques de changement

Les dynamiques de changement observées dans les subéraies méditerranéennes résultent d'une combinaison complexe de pressions anthropozoogènes croissantes et de facteurs environnementaux (Aronson et al., 2009 ; Varela, 2008). L'intensification des activités humaines, comme l'urbanisation, l'expansion industrielle et l'agriculture intensive, modifie progressivement la composition des espèces et la structure des habitats, provoquant une fragmentation accrue qui limite la connectivité entre populations et entrave leur dispersion et adaptation (Vilà et al., 2011 ; Frenot et al., 2014). Cette fragmentation favorise les espèces opportunistes ou invasives au détriment des espèces endémiques, menaçant la biodiversité spécifique des subéraies (Bugalho et al., 2011 ; Vilà et al., 2011).

L'exploitation forestière non régulée cause une dégradation supplémentaire des ressources, altérant la structure des peuplements et augmentant l'érosion (Varela, 2008 ; Martínez-Mena et al., 2020). En outre, la pollution atmosphérique et les changements climatiques perturbent

les cycles hydrologiques et thermiques, induisant un stress sur les espèces et modifiant leurs cycles biologiques (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018). Toutefois, ces dynamiques évoluent selon l'intensité des pressions et les capacités d'adaptation des écosystèmes, reposant sur la coexistence d'espèces résilientes (Bugalho et al., 2011 ; Díaz et al., 2006). La compréhension fine de ces mécanismes est cruciale pour orienter des stratégies efficaces de réhabilitation visant à restaurer la fonctionnalité écologique de ces habitats fragilisés (Aronson et al., 2009 ; Blanfort et al., 2009).

Historiquement, les subéraies ont connu des phases d'extension et de contraction liées aux pratiques humaines traditionnelles de gestion et aux pressions économiques menant parfois à la déforestation (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). La résilience intrinsèque de ces écosystèmes dépend largement de leur capacité d'adaptation aux changements environnementaux, notamment ceux induits par le changement climatique (Vilà et al., 2011 ; Aronson et al., 2009). L'urbanisation rapide et le développement industriel contribuent à fragmenter davantage les habitats, affectant la connectivité écologique et la biodiversité (Vilà et al., 2011 ; Bugalho et al., 2011). L'intensification des pratiques agricoles entraîne une dégradation des sols et fragilise la régénération naturelle (Martínez-Mena et al., 2022 ; FAO, 2018). Néanmoins, des mécanismes naturels de résilience, tels que la régénération auto-entretenue et l'adaptation sylvicole, jouent un rôle clé pour la survie des subéraies (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). Les scénarios futurs anticipent soit une consolidation, soit une dégradation accrue des subéraies, selon la gouvernance et les mesures de conservation adoptées (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018). Intégrant conservation, restauration écologique et implication locale, une gestion adaptative apparaît indispensable pour assurer leur pérennité (Aronson et al., 2009 ; Blanfort et al., 2009 ; Díaz et al., 2006).

2.5.1. Évolution historique des subéraies

L'histoire des subéraies méditerranéennes révèle une évolution marquée par des dynamiques à la fois anthropiques et environnementales. Initialement exploitées pour le liège, ces forêts ont été façonnées par une gestion traditionnelle privilégiant la récolte sélective, assurant un équilibre écologique stable (Bugalho et al., 2011 ; Aronson et al., 2009). La demande croissante en liège, notamment pour les bouchons de bouteilles, a entraîné une exploitation qui a permis la préservation de vastes surfaces forestières (Bugalho et al., 2011). Cependant, la révolution industrielle et l'urbanisation rapide du XXe siècle ont conduit à la simplification

des pratiques et à un déséquilibre marqué, provoquant dégradations, fragmentation, et parfois abandon de certaines zones (Varela, 2008 ; Aronson et al., 2009). Ces transformations sont accentuées par des changements socio- économiques comme le tourisme et les mutations territoriales (Aronson et al., 2009 ; Blanfort et al., 2009). Aujourd'hui, la subéraie est confrontée à un déclin lié à l'épuisement de la résilience naturelle, soulignant le besoin urgent de stratégies adaptées pour sa protection et sa revitalisation future (Bugalho et al., 2011 ; FAO, 2018).

L'évolution des espèces composant la subéraie illustre ces bouleversements. Jadis caractérisée par une diversité spécifique élevée et un équilibre adapté aux conditions locales, cette diversité s'est réduite sous la pression des activités humaines (Díaz et al., 2006 ; Vilà et al., 2011). L'intensification des coupes forestières a favorisé la persistance d'espèces opportunistes au détriment des plus vulnérables (Frenot et al., 2014 ; Vilà et al., 2011). La fragmentation des habitats, exacerbée par l'urbanisation et l'industrie, isole les populations, réduisant les flux génétiques et augmentant le risque d'érosion génétique (Bugalho et al., 2011 ; Vilà et al., 2011).

Les pratiques agricoles et l'usage de pesticides ont contribué à modifier la distribution des espèces, renforçant l'implantation d'espèces invasives (Brun et al., 2015 ; Vilà et al., 2011). Enfin, les changements climatiques et la pollution atmosphérique exercent une sélection supplémentaire sur la flore, provoquant la dominance d'espèces plus résistantes et la simplification des communautés végétales (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018). Cette dynamique complexe exige une compréhension approfondie pour orienter des mesures de restauration ciblées, visant à rétablir une composition floristique et faunistique proche de l'état originel tout en renforçant la résilience des écosystèmes (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011 ; Díaz et al., 2013).

2.5.2. Changements dans la structure des communautés

Les changements dans la structure des communautés végétales et animales au sein des subéraies résultent directement de pressions anthropozoogènes, modifiant la composition, la hiérarchie et la connectivité des espèces présentes (Bugalho et al., 2011 ; Vilà et al., 2011). La fragmentation des habitats, souvent liée à l'urbanisation et à l'expansion agricole, entraîne une réduction de la diversité des habitats disponibles, favorisant la dominance de certaines espèces

adaptables au détriment d'autres plus sensibles (Vilà et al., 2011 ; Aronson et al., 2009). Ces dynamiques engendrent une simplification des réseaux trophiques, altérant les interactions écologiques et la résilience de l'écosystème (Frenot et al., 2014 ; Díaz et al., 2006).

La surexploitation des ressources et la pollution modifient également la disponibilité des nutriments, influençant la croissance et la compétition entre espèces (Brun et al., 2015 ; Varela, 2008). Par exemple, l'introduction d'espèces invasives ou la pression de bétail peuvent déséquilibrer la composition originale des communautés, favorisant certains groupes au détriment d'autres (Vilà et al., 2011 ; Blanfort et al., 2009). Ce phénomène accélère la perte de structures complexes qui caractérisent initialement la subéraie, telles que les strates végétales distinctes ou la diversité de niches (Varela, 2008 ; Bugalho et al., 2011). La modification de ces structures réduit la capacité de l'écosystème à résister à d'autres stress ou à se régénérer après perturbation (Aronson et al., 2009 ; Díaz et al., 2006).

2.5.3. Résilience des écosystèmes

La résilience des écosystèmes de la subéraie face aux pressions anthropozoogènes est essentielle à leur survie et à la conservation de leurs fonctions écologiques (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). Elle se manifeste par la capacité d'un écosystème à absorber, résister et se réorganiser après une perturbation, tout en maintenant ses processus clés et sa biodiversité. Plusieurs facteurs interviennent dans cette dynamique, notamment la diversité biologique, la structure spatiale du peuplement, la régularité et l'intensité des perturbations ainsi que la capacité d'adaptation des espèces locales (Díaz et al., 2013 ; Vilà et al., 2011). La redondance fonctionnelle et la coexistence d'espèces endogènes favorisent l'adaptation, tandis que la régénération naturelle et la recolonisation progressive, via dissémination de graines ou recolonisation animale, accélèrent le rétablissement après dégradation ou incendie (Bugalho et al., 2011 ; Aronson et al., 2009).

La stratification de la végétation et la mosaïque d'habitats, typique des subéraies bien conservées, renforcent les interactions écologiques et la résistance aux pressions, en permettant à des espèces clés d'assurer la régulation des cycles nutritifs et hydrologiques (Bugalho et al., 2011 ; Varela, 2008). La régénération naturelle est particulièrement dépendante de la qualité du sol, de la disponibilité de graines viables et de la diversité microbienne, permettant le maintien d'une biodiversité floristique et faunistique responsable

de la stabilisation des fonctions essentielles (Aronson et al., 2009 ; Díaz et al., 2013). Une gestion locale éclairée, fondée sur des connaissances écologiques robustes et des interventions ciblées, constitue un atout majeur pour accroître la résilience, notamment lors de phases critiques de dégradation (Aronson et al., 2009 ; Blanfort et al., 2009).

Pourtant, la résilience n'est pas acquise indéfiniment : elle est régulièrement mise à mal par l'intensification de la pression humaine, la fragmentation des habitats et les changements d'usage des sols (Vilà et al., 2011 ; Bugalho et al., 2011). La préservation de zones refuges, de corridors écologiques et de mosaïques végétales favorise les processus de rétablissement et protège le potentiel évolutif des subéraies (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018). En somme, leur résilience repose sur une gestion intégrée alliant conservation biologique, adaptation écologique et gouvernance participative entre scientifiques, acteurs locaux et décideurs, afin de renforcer leur capacité d'adaptation et de promouvoir la vitalité des processus écosystémiques face aux pressions anthropozoogènes (Aronson et al., 2009 ; Blanfort et al., 2009 ; FAO, 2018).

2.5.4. Scénarios futurs

Les scénarios futurs concernant l'évolution des subéraies sous l'impact des pressions anthropozoogènes sont multiples et dépendent de diverses variables socio-économiques, environnementales et politiques. La poursuite de l'urbanisation et du développement industriel pourrait accentuer la fragmentation des habitats (Vilà et al., 2011 ; Bugalho et al., 2011), réduisant la connectivité des écosystèmes et limitant leur résilience face aux perturbations. Par ailleurs, l'intensification agricole, si elle n'intègre pas de pratiques durables, risque d'accélérer la dégradation des sols (Varela, 2008 ; Martínez-Mena et al., 2020), accroître l'utilisation de produits chimiques et provoquer une aggravation de la pollution, compromettant ainsi la santé des forêts de chêne-liège. Le changement climatique, quant à lui, pourrait entraîner des modifications significatives des cycles hydrologiques (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018), affectant la disponibilité en eau et augmentant les stress thermiques, ce qui pourrait favoriser la propagation d'espèces invasives ou vulnérables (Vilà et al., 2011), exacerbant la perte de biodiversité. La diversité des scénarios dépend également des politiques publiques mises en œuvre pour la conservation et la restauration. Un scénario optimiste envisagerait une prise de conscience accrue, accompagnée d'actions coordonnées pour préserver et réhabiliter ces écosystèmes, notamment par la restauration écologique (Aronson et al., 2009) et l'implication

des communautés locales (Blanfort et al., 2009). À l'inverse, un contexte de faibles investissements et d'absence de réglementation stricte pourrait conduire à une détérioration continue (Bugalho et al., 2011 ; Díaz et al., 2013), rendant difficile toute réhabilitation efficace à moyen et long terme.

La projection d'avenir doit donc intégrer une approche adaptative (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018), permettant de réagir face aux incertitudes et aux évolutions rapides du contexte socio-environnemental. La recherche de solutions innovantes, associée à un engagement politique fort, sera essentielle pour orienter ces scénarios vers une durabilité renforcée, assurant la pérennité de la subéraie face aux pressions croissantes. Ainsi, la compréhension et l'élaboration de scénarios futurs crédibles constituent une étape clé pour orienter efficacement les actions de conservation et de gestion durable des forêts de chêne-liège (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018).

2.6. Enjeux pour la réhabilitation

La réhabilitation des subéraies méditerranéennes, confrontées à des pressions anthropozoogènes croissantes, exige une approche intégrée et adaptée aux spécificités locales (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). La réussite des stratégies de restauration repose d'abord sur une compréhension approfondie des dynamiques écologiques : analyse de la structure végétale, diversité biologique et processus hydrologiques qui soutiennent la résilience de ces milieux (Varela, 2008 ; Díaz et al., 2013). La mobilisation et l'implication active des acteurs locaux, notamment par la sensibilisation et l'éducation, sont déterminantes pour garantir l'appropriation et la pérennité des projets (Frenot et al., 2014 ; Blanfort et al., 2009). Parmi les méthodes reconnues, on retient la plantation d'espèces endémiques adaptées au contexte édaphoclimatique, la gestion durable des boisements (éclaircie sélective, contrôles sanitaires), et la suppression des pratiques perturbatrices telles que l'exploitation intensive ou l'agriculture destructrice (Brun et al., 2015 ; Aronson et al., 2009).

La restauration écologique vise à rétablir la fonctionnalité des sols et la biodiversité, impliquant la réintroduction de plantes nurses (cistes, mycorhizes) pour favoriser le développement du chêne-liège, la lutte contre les espèces invasives, et l'optimisation de la mosaïque d'habitats (Bugalho et al., 2011 ; Vilà et al., 2011). L'évaluation rigoureuse des interventions, fondée sur un suivi à long terme (indicateurs de vitalité, analyses d'impact),

permet d'ajuster les méthodes et d'assurer la durabilité et la rentabilité des actions (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018). La coordination entre institutions, chercheurs et communautés locales s'avère stratégique pour adapter en continu les plans de gestion, accroître l'efficacité et répondre aux défis émergents (Aronson et al., 2009 ; Blanfort et al., 2009).

Un financement adéquat, généralement tributaire de politiques publiques fortes et de dispositifs incitatifs innovants, reste un enjeu central pour la pérennisation des démarches (FAO, 2018 ; Bugalho et al., 2011). Enfin, l'intégration de technologies modernes de surveillance (capteurs connectés, modélisation écologique) offre un levier important d'efficacité pour prévenir les risques et suivre l'évolution de la subéraie (Aronson et al., 2009 ; Díaz et al., 2013).

La convergence de ces approches innovantes, participatives et fondées sur la connaissance écologique, est essentielle pour restaurer durablement les subéraies méditerranéennes. Cela garantit leur résilience face aux pressions anthropiques, tout en préservant leur rôle écologique, socio-économique et patrimonial à long terme (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018).

2.6.1. Stratégies de conservation

Les stratégies de conservation des subéraies doivent s'appuyer sur une approche multidimensionnelle visant à préserver et à valoriser les écosystèmes tout en tenant compte des pressions anthropozoogènes. La première étape consiste en l'identification des acteurs clés, notamment les propriétaires forestiers, les collectivités locales, et les organismes de gestion environnementale (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). La sensibilisation et l'implication de ces parties prenantes sont essentielles pour une démarche participative et durable (Blanfort et al., 2009 ; FAO, 2018). La mise en place de plans de gestion intégrée permet d'établir des mesures concrètes pour limiter les impacts négatifs tels que la surexploitation, l'urbanisation effrénée ou la pollution (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011).

La conservation ex situ, par la création de banques de semences ou de programmes de reboisement avec des espèces autochtones, constitue également un levier important pour renforcer la résilience génétique des subéraies (Bugalho et al., 2011 ; Díaz et al., 2013). Par ailleurs, le développement de corridors écologiques favorise la connectivité entre les sites

fragmentés, facilitant la migration des espèces et le maintien de la dynamique écologique (Vilà et al., 2011 ; Aronson et al., 2009). La surveillance continue à travers des programmes de suivi environnemental permet d'évaluer l'efficacité des actions menées et d'ajuster les stratégies en conséquence (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018). Enfin, l'intégration de la conservation dans un contexte socio- économique, par le biais de l'écotourisme ou d'activités traditionnelles durables, contribue à assurer une valorisation économique tout en limitant les pressions nuisibles (Blanfort et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). La conjugaison de ces différentes approches, en associant sciences, gestion et participation locale, constitue une orientation stratégique essentielle pour préserver la vitalité des subéraies face aux pressions croissantes auxquelles elles sont confrontées (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018).

2.6.2. Restauration écologique

La restauration efficace des subéraies méditerranéennes nécessite une analyse fine des pressions anthropozoogènes et de leurs conséquences sur la structure et le fonctionnement de l'écosystème (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). L'identification des zones prioritaires selon leur degré de dégradation et leur capacité de résilience est fondamentale (Varela, 2008 ; Díaz et al., 2013). Les techniques de restauration mobilisées sont adaptées au contexte local : elles incluent la repousse de la végétation endémique, la gestion durable des prélèvements et la réduction des pressions extérieures comme l'urbanisation et l'agriculture intensive (Frenot et al., 2014 ; Aronson et al., 2009). La sélection d'espèces clés, capables de renforcer la diversité et la résilience écologique, figure parmi les interventions déterminantes (Brun et al., 2015 ; Bugalho et al., 2011).

La stratégie doit reposer sur une approche multidimensionnelle qui conjugue la restitution des processus naturels, la réhabilitation des sols et le rétablissement de la biodiversité. Cela passe par l'installation de zones tampons, de corridors écologiques pour renforcer la connectivité, et par l'optimisation du recrutement naturel du chêne- liège et de sa strate arbustive (Vilà et al., 2011 ; Aronson et al., 2009). Le contrôle des espèces invasives est essentiel pour préserver les fonctions écosystémiques. À proximité des subéraies, des pratiques agricoles durables doivent être promues pour limiter l'érosion et la pollution, en respectant les cycles naturels (Blanfort et al., 2009 ; FAO, 2018).

Parallèlement, la restitution de la biodiversité nécessite la recolonisation par des espèces indigènes et l'utilisation de techniques telles que le génie écologique, la plantation contrôlée de matrices végétales et l'introduction raisonnée d'espèces représentatives (Bugalho et al., 2011 ; Díaz et al., 2013). Le suivi écologique, basé sur des indicateurs robustes et des protocoles à long terme, garantit l'ajustement des actions et la progression vers un état écologique stable (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018).

L'implication active des acteurs locaux – communautés rurales, gestionnaires, institutions publiques – renforce la pérennité et l'appropriation des projets, assurée par la sensibilisation, la formation et le dialogue continu (Blanfort et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). Enfin, la réussite de la restauration repose sur une gestion holistique, intégrant la connaissance scientifique et la concertation, pour garantir à long terme la résilience des subéraies face aux défis de fragmentation, de dégradation et de changement climatique (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018).

2.6.3. Rôle des acteurs locaux

Les acteurs locaux jouent un rôle fondamental dans la gestion et la restauration des subéraies méditerranéennes, particulièrement face aux pressions anthropozoogènes accentuées (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). Leur implication active s'inscrit dans une dynamique de gouvernance partagée, structure essentielle pour assurer la pérennité des efforts de réhabilitation (Blanfort et al., 2009 ; FAO, 2018). Forestiers, agriculteurs, riverains et collectivités territoriales interviennent à différents niveaux : surveillance écologique, mise en œuvre de pratiques durables, sensibilisation et concertation (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). La mobilisation locale favorise une meilleure compréhension des dynamiques écologiques spécifiques à la subéraie, valorise les savoirs traditionnels, et permet une adaptation optimale des stratégies de gestion et de restauration en tenant compte des réalités socio- économiques du territoire (Blanfort et al., 2009 ; Díaz et al., 2013).

Les communautés locales détiennent une connaissance empirique approfondie, transmise de génération en génération, et partagent une relation intime avec ces écosystèmes forestiers (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). Leur engagement facilite la collecte de données précises, l'adoption de pratiques respectueuses et la diffusion d'une conscience écologique commune (Blanfort et al., 2009 ; FAO, 2018). Cette implication renforce également le

sentiment de responsabilité et d'appartenance, éléments essentiels à la durabilité des projets de conservation (Aronson et al., 2009).

Les populations locales peuvent participer à la lutte contre l'urbanisation et l'agriculture intensive, valoriser les usages durables, et développer des alternatives économiques en harmonie avec la subéraie (Blanfort et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). Une démarche participative sincère, impliquant dialogue et co-conception des actions de réhabilitation, favorise l'équilibre entre conservation biologique et développement socio-économique (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018). La valorisation des produits et savoir-faire locaux soutient une économie durable, accroît la résilience des communautés face aux pressions, et contribue à la vitalité de l'écosystème (Bugalho et al., 2011 ; Díaz et al., 2013). La synergie entre acteurs locaux, institutions et chercheurs apparaît donc déterminante pour garantir une gestion et une restauration efficaces, associant connaissances scientifiques et savoirs traditionnels dans un projet de développement écologique harmonieux (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018).

2.6.4. Financement et politiques publiques

Les politiques publiques et les mécanismes de financement jouent un rôle central dans la gestion et la réhabilitation des écosystèmes forestiers soumis aux pressions anthropozoogènes (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018). La mise en place de dispositifs financiers adaptés permet de soutenir les initiatives de restauration de la subéraie, tout en encourageant une gestion durable et respectueuse de l'environnement (Bugalho et al., 2011 ; Aronson et al., 2009). Lorsqu'elles sont efficacement intégrées dans le cadre des politiques publiques, ces mesures peuvent favoriser la préservation de la biodiversité, la restauration des sols et la régulation des cycles hydrologiques (Frenot et al., 2014 ; Díaz et al., 2006). Les financements publics proviennent souvent de fonds nationaux ou européens, destinés à promouvoir la conservation des milieux naturels et à réduire l'impact des activités humaines telles que l'exploitation forestière ou l'urbanisation (FAO, 2018 ; Aronson et al., 2009).

Par ailleurs, de nombreux programmes incitatifs, comme les subventions ou les crédits d'impôt, encouragent les acteurs locaux à adopter des pratiques plus respectueuses de l'environnement (Brun et al., 2015 ; Blanfort et al., 2009). La mise en œuvre de politiques cohérentes exige une coordination entre les différentes institutions, la mobilisation de

ressources humaines et financières, ainsi qu'une évaluation régulière des résultats (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018). La participation des acteurs locaux, notamment les forestiers, les agriculteurs et les communautés, est également essentielle pour assurer l'acceptabilité sociale et l'efficience des interventions (Blanfort et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). La sensibilisation accrue des décideurs et une meilleure articulation entre enjeux économiques et environnementaux sont nécessaires pour renforcer l'impact des politiques publiques (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018).

2.6.5. Réhabilitation réussie

Une réhabilitation réussie de la subéraie repose sur une démarche intégrée combinant la connaissance écologique, la mobilisation des acteurs locaux et la mise en œuvre de stratégies adaptées (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). La restauration efficace commence par une évaluation précise de l'état initial de l'écosystème, permettant d'identifier les leviers d'action prioritaires pour restaurer la structure et la fonction de la végétation xérophile typique (Varela, 2008 ; Díaz et al., 2013). La sélection des techniques de restauration doit être adaptée aux spécificités locales, en privilégiant la reprise naturelle des espèces autochtones pour favoriser la résilience à long terme (Frenot et al., 2014 ; Aronson et al., 2009). La diversification des espèces, notamment par l'introduction contrôlée de chênes- lièges et autres essences autochtones, contribue à renforcer la stabilité de la communauté végétale face aux pressions extérieures croissantes (Brun et al., 2015 ; Bugalho et al., 2011). La participation active des communautés locales, associée à une formation continue et à des programmes de sensibilisation, est essentielle pour assurer un suivi efficace (Blanfort et al., 2009 ; FAO, 2018).

Par ailleurs, le financement adéquat, soutenu par des politiques publiques favorables, garantit la pérennité des opérations de réhabilitation (FAO, 2018 ; Aronson et al., 2009). La réussite repose également sur l'adaptation des interventions face aux aléas climatiques et aux dynamiques évolutives de la biodiversité, tout en maintenant un dialogue constant avec tous les acteurs impliqués (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). La combinaison de ces approches contribue à instaurer une dynamique positive susceptible de garantir la pérennité et la résilience des écosystèmes restaurés (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018).

2.6.6. Échecs et leçons apprises

Les échecs rencontrés dans les efforts de réhabilitation des subéraies résultent souvent d'une compréhension inadéquate des dynamiques écologiques et des pressions anthropozoogènes (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). La restauration de ces milieux confrontée à des obstacles tels que la persistance de pratiques agricoles non durables, une gestion forestière inadéquate ou une urbanisation croissante, a mis en évidence la nécessité d'approches intégrées et adaptées (Varela, 2008 ; Vilà et al., 2011). Parmi les leçons essentielles, il apparaît que la simple suppression de certaines pressions ne suffit pas à restaurer pleinement la complexité écologique des écosystèmes (Frenot et al., 2014 ; Díaz et al., 2006).

La résilience des subéraies dépend de la conservation de leur biodiversité, de la stabilité de leurs sols et du maintien de leurs cycles hydrologiques, ce qui nécessite une approche holistique (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). De plus, l'implication insuffisante des acteurs locaux ou des communautés dans les processus de réhabilitation peut limiter la pérennité des actions entreprises (Blanfort et al., 2009 ; FAO, 2018). L'analyse des échecs passés indique qu'un déficit d'adaptation aux dynamiques naturelles, ainsi qu'un suivi et une évaluation insuffisants, ont compromis certains projets (Aronson et al., 2009 ; Martínez-Mena et al., 2020). Ces expériences soulignent la nécessité de programmes modulables, basés sur une meilleure compréhension des mécanismes écologiques et une implication renforcée des acteurs locaux dès la conception des stratégies. En somme, l'apprentissage tiré de ces échecs insiste sur l'importance d'intégrer systématiquement la dimension sociale, écologique et économique pour assurer des interventions durables et efficaces à long terme (Aronson et al., 2009 ; Brun et al., 2015 ; FAO, 2018).

2.7. Méthodologie de recherche

La méthodologie de recherche adoptée pour l'étude des pressions anthropozoogènes sur la subéraie méditerranéenne repose sur une approche pluridisciplinaire, associant de manière complémentaire des méthodes quantitatives et qualitatives (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). La première étape consiste en une revue bibliographique approfondie afin de cerner le contexte scientifique et d'identifier les indicateurs pertinents liés aux différents facteurs de pression (Díaz et al., 2013 ; Varela, 2008). Des enquêtes de terrain sont ensuite menées comprenant observations directes, relevés topographiques, prélèvements de sols, de

végétation et de faune, permettant de détecter les modifications provoquées par les activités humaines récentes (Frenot et al., 2014 ; Bugalho et al., 2011). Pour appréhender l'évolution spatiale et temporelle des écosystèmes, les recherches s'appuient sur des outils géospatiaux avancés tels que la télédétection et le SIG, qui permettent d'analyser les dynamiques de fragmentation, de changements de couverture végétale ou d'urbanisation (Vilà et al., 2011 ; Aronson et al., 2009).

Les données recueillies sont traitées à l'aide de modèles statistiques pour établir les corrélations entre les types de pressions et les effets constatés sur le terrain, quantifiant ainsi l'impact relatif de chaque facteur et émettant des scénarios d'évolution (Brun et al., 2015 ; FAO, 2018). La méthodologie est enrichie par des enquêtes qualitatives, telles que des entretiens approfondis avec les acteurs locaux, gestionnaires forestiers et experts, permettant de recueillir des connaissances empiriques, des perceptions et des pratiques, ainsi qu'une compréhension des dynamiques locales (Blanfort et al., 2009 ; Aronson et al., 2009). L'analyse qualitative intègre aussi des études de cas, choisies pour leur représentativité ou la gravité des pressions diagnostiquées (Bugalho et al., 2011), ainsi que la documentation d'initiatives de gestion ou de restauration innovantes (FAO, 2018).

Les approches quantitatives mobilisent des mesures objectivées de la couverture végétale, la qualité des sols, la biodiversité, ou les modifications des cycles hydrologiques par des relevés systématiques et des analyses de séries temporelles (Martínez-Mena et al., 2020 ; Varela, 2008). La représentativité des différents sites est assurée par un échantillonnage rigoureux qui permet l'extrapolation des résultats à l'ensemble du territoire d'étude (Aronson et al., 2009 ; Díaz et al., 2013). La rigueur scientifique est garantie par la triangulation des données issues de plusieurs sources et méthodes, ce qui permet de valider les résultats et d'apporter une vision fine, à la fois globale et contextuelle, sur les dynamiques en cours (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). Cette démarche méthodologique exhaustive assure à la fois la fiabilité des diagnostics et la pertinence des recommandations pour la gestion et la restauration durable des subéraies méditerranéennes (FAO, 2018 ; Aronson et al., 2009).

2.7.1. Approches qualitatives

Les approches qualitatives constituent une étape essentielle dans l'étude des pressions anthropozoogènes exercées sur la subéraie, car elles permettent d'appréhender la complexité

des interactions entre l'homme, la faune, la flore et l'écosystème (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). Ces méthodes privilégient une analyse descriptive, narrative et contextuelle, intégrant notamment l'observation directe, les entretiens semi-directifs et l'analyse documentaire (Blanfort et al., 2009 ; FAO, 2018). L'objectif principal est de comprendre finement la manière dont les activités humaines modifient le fonctionnement naturel de ces forêts, en tenant compte des perceptions et des pratiques des acteurs locaux et des parties prenantes (Aronson et al., 2009 ; Varela, 2008). La collecte de données qualitatives aide à révéler les dynamiques socio-spatiales, la perception des enjeux, ainsi que les stratégies adoptées pour gérer ou exploiter ces habitats (Bugalho et al., 2011 ; Blanfort et al., 2009).

En outre, ces approches permettent d'identifier les processus subtils et souvent non quantifiables, comme les motivations, les représentations culturelles ou les valeurs associées à la subéraie (Aronson et al., 2009 ; Díaz et al., 2013). La dimension participative, intégrant souvent la collaboration avec les communautés locales, enrichit la compréhension des impacts et facilite l'identification de leviers d'action adaptés (Blanfort et al., 2009 ; FAO, 2018). La perspective qualitative s'avère donc indispensable pour concevoir des stratégies de réhabilitation équilibrées, respectueuses des héritages écologiques et socioculturels spécifiques à la région (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011), tout en favorisant un développement durable compatible avec la préservation de ces écosystèmes (FAO, 2018). Enfin, cette démarche encourage une approche holistique, permettant d'aborder la complexité des enjeux environnementaux et sociaux de façon intégrée, en privilégiant une lecture fine des dynamiques en jeu (Aronson et al., 2009 ; Díaz et al., 2006).

2.7.2. Approches quantitatives

Les approches quantitatives constituent un cadre essentiel pour l'évaluation précise des pressions anthropozoogènes exercées sur la subéraie. Ces méthodologies permettent de quantifier l'impact des activités humaines telles que l'urbanisation, l'agriculture intensive, ou encore la pollution, en s'appuyant sur des données mesurables et reproductibles (Aronson et al., 2009 ; Varela, 2008). Parmi les outils couramment mobilisés, les SIG (Systèmes d'Information Géographique) jouent un rôle fondamental en cartographiant la progression des pressions et en visualisant leur spatialisation (Vilà et al., 2011 ; Bugalho et al., 2011). L'analyse statistique, notamment par des modèles de régression ou d'analyse multivariée,

facilite l'identification des corrélations entre différentes activités humaines et les changements observés dans l'écosystème (Díaz et al., 2006 ; FAO, 2018).

D'un autre point de vue, les approches quantitatives intègrent l'utilisation de séries temporelles pour suivre l'évolution des facteurs de pression et leur influence sur la biodiversité ou la qualité des sols au fil du temps (Martínez-Mena et al., 2020 ; Aronson et al., 2009). La modélisation numérique permet d'élaborer des scénarios futurs, en estimant l'impact potentiel de nouvelles pressions ou de mesures de gestion (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). Ces méthodes offrent ainsi une base robuste pour élaborer des stratégies de prévention et de réhabilitation, en permettant d'assigner des valeurs chiffrées aux dégradations et d'évaluer l'efficacité des interventions (FAO, 2018 ; Brun et al., 2015). En définitive, les approches quantitatives fournissent un cadre analytique précis, essentiel pour suivre, comprendre et anticiper l'évolution des pressions sur la subéraie, en favorisant une gestion plus éclairée et adaptative du patrimoine écologique (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011).

2.7.3. Collecte de données

La collecte de données constitue une étape cruciale pour évaluer précisément les pressions anthropozoogènes exercées sur la subéraie (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). Elle implique la mise en place de méthodologies variées permettant d'obtenir une vision exhaustive des facteurs en jeu. Parmi celles-ci, les enquêtes sur le terrain jouent un rôle essentiel, notamment par l'observation directe des conditions du sol, de la végétation et de la faune (Frenot et al., 2014 ; Varela, 2008). Ces observations sont complétées par des relevés systématiques, tels que des comptages d'espèces animales, l'évaluation de la densité de la végétation ou encore la cartographie des zones endommagées (Díaz et al., 2013 ; Bugalho et al., 2011). Parallèlement, la collecte de données historiques, à travers l'analyse de cartes anciennes, de photographies aériennes ou de rapports documentaires, permet de retracer l'évolution des pressions au fil du temps (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018). En complément, l'utilisation d'outils technologiques modernes, tels que les capteurs de télédétection, les drones ou les systèmes d'informations géographiques (SIG), facilite la surveillance continue de l'état de la subéraie et des activités humaines environnantes (Brun et al., 2015 ; Vilà et al., 2011). La mise en œuvre de protocoles standardisés assure la fiabilité et la comparabilité des données recueillies, tandis que la collaboration avec les acteurs locaux, notamment les gestionnaires forestiers, les chercheurs et les communautés, enrichit la qualité des informations obtenues

(Blanfort et al., 2009 ; Aronson et al., 2009). Ces données constituent la base pour diagnostiquer précisément les principaux facteurs de dégradation, suivre leur évolution, et orienter efficacement les actions de réhabilitation à venir (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018).

2.7.4. Études de cas

Plusieurs études de cas illustrent la complexité des pressions anthropozoogènes sur la subéraie.

En Algérie, ces suberaies sont aujourd'hui confrontées à une crise écologique majeure, résultant de pressions anthropozoogènes intenses et multifactorielles qui compromettent leur durabilité. La dégradation de ces écosystèmes fragiles est exacerbée par la récurrence des incendies, souvent d'origine humaine, et par un surpâturage permanent qui anéantit toute possibilité de régénération naturelle (Aïdoud et al., 2006). L'action combinée du piétinement par le bétail et des coupes illégales de bois de feu conduit à une déstructuration profonde des peuplements forestiers (Ababou et al., 2017). De plus, l'affaiblissement physiologique des arbres, induit par ces stress répétés et les sécheresses climatiques, accroît leur vulnérabilité aux attaques parasitaires, notamment par des champignons pathogènes et des insectes xylophages, créant un cycle de dépérissement complexe (Anselmi et al., 1995 ; Bekdouche, 2010).

Ces études de cas mettent en lumière la diversité des pressions exercées par les activités humaines, ainsi que leur impact direct sur la biodiversité, la structure des sols et le cycle hydrologique (Bugalho et al., 2011 ; Brun et al., 2015). Ces exemples concrets soulignent également la nécessité de mettre en place des stratégies adaptées pour limiter les dégâts, en intégrant la participation locale (Blanfort et al., 2009 ; FAO, 2018) et en veillant à préserver les fonctions écologiques essentielles à la stabilité des subéraies (Aronson et al., 2009). La compréhension fine de ces dynamiques spécifiques permet d'orienter efficacement les efforts de conservation et de restauration, en adaptant les interventions aux enjeux propres à chaque contexte (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). La combinaison de ces études de cas constitue ainsi une étape fondamentale pour élaborer des approches durables visant à assurer la pérennité des écosystèmes de la subéraie face aux pressions anthropozoogènes croissantes (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018).

2.7.5. Analyse des impacts

L'analyse des impacts des pressions anthropozoogènes sur la subéraie révèle une dégradation progressive des écosystèmes concernés (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). Les activités humaines telles que l'urbanisation extensive, l'agriculture intensive et l'exploitation forestière ont contribué à une altération significative des caractéristiques naturelles de ces forêts (Varela, 2008 ; Vilà et al., 2011). La pression démographique et le développement industriel induisent une fragmentation des habitats, réduisant la connectivité des populations végétales et animales, ce qui favorise la perte de biodiversité (Frenot et al., 2014 ; Díaz et al., 2013). Par ailleurs, l'intensification agricole entraîne une modification des cycles nutritifs et une contamination des sols par les produits chimiques, compromettant la stabilité des écosystèmes (Brun et al., 2015 ; Martínez- Mena et al., 2020). La pollution atmosphérique et les changements climatiques accentuent ces effets en perturbant les cycles hydrologiques, provoquant des sécheresses ou des inondations, qui fragilisent la végétation et modifient la composition floristique et faunistique (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018). Ces impacts se traduisent également par une dégradation physique des sols, avec une érosion accrue et une diminution de leur fertilité, affectant la capacité de régénération naturelle des forêts (Varela, 2008 ; Brun et al., 2015). La modification des structures communautaires, avec une disparition progressive des espèces autochtones sensibles, entraîne un affaiblissement de la résilience écologique (Bugalho et al., 2011 ; Díaz et al., 2013). En conséquence, la zone subéraie se trouve vulnérable face aux perturbations, nécessitant une intervention adaptée pour limiter ces impacts et favoriser la restauration des équilibres écologiques (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018).

2.7.6. Évaluation des résultats

L'évaluation des résultats constitue une étape essentielle pour mesurer l'efficacité des actions de réhabilitation entreprises sur la subéraie à la suite des pressions anthropozoogènes (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). Elle repose sur un ensemble de critères qualitatifs et quantitatifs permettant de suivre l'évolution de la biodiversité, la restauration des sols, le retour des espèces clés et la stabilisation des cycles hydrologiques (Díaz et al., 2006 ; Varela, 2008). La collecte systématique de données sur le terrain, combinée à des analyses statistiques et à l'utilisation de méthodes de télédétection, fournit une vision intégrée des

changements observés (Frenot et al., 2014 ; FAO, 2018). Une attention particulière est portée à la comparaison entre l'état actuel et celui des bases de référence, afin d'évaluer la progression vers une situation plus robuste et résiliente (Brun et al., 2015 ; Aronson et al., 2009). La temporalité de l'évaluation est également cruciale, intégrant des suivis à court, moyen et long terme pour saisir la dynamique évolutive des écosystèmes réhabilités (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). Par ailleurs, l'implication de différents acteurs, tels que les gestionnaires, les chercheurs et les communautés locales, favorise une compréhension approfondie des résultats et facilite l'adaptation des stratégies (Blanfort et al., 2009 ; FAO, 2018). Enfin, la communication transparente des résultats, par le biais de rapports et de conférences, constitue un levier pour orienter les futures actions, mobiliser des financements et ajuster les politiques publiques (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). En synthèse, une évaluation rigoureuse et multidimensionnelle permet d'assurer la pérennité des efforts de réhabilitation et d'orienter les interventions vers des objectifs de restauration durable, en renforçant la compréhension des facteurs de succès et des obstacles rencontrés (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018).

2.7.7. Comparaison avec d'autres écosystèmes

La comparaison entre la subéraie et d'autres écosystèmes naturels ou cultivés permet de mieux situer l'impact des pressions anthropozoogènes. Contrairement à d'autres milieux forestiers, la subéraie se caractérise par un vecteur économique spécifique : la production de liège (Bugalho et al., 2011 ; Aronson et al., 2009), qui influe sur sa gestion, sa biodiversité et sa dynamique. Par exemple, en milieu forestier méditerranéen, les pinèdes ou chênaies ont souvent été soumis à des exploitations plus intensives ou extractives (Bugalho et al., 2011 ; Varela, 2008), ce qui entraîne des dégradations différentes, telles que la déforestation ou la fragmentation.

Par rapport aux forêts tropicales humides, touchées par les pressions industrielles et agricoles à grande échelle, les subéraies offrent l'avantage d'une gestion souvent plus localisée (Blanfort et al., 2009 ; Aronson et al., 2009), mais aussi plus vulnérable face à la surexploitation ou à l'abandon (Bugalho et al., 2011 ; Díaz et al., 2013). En revanche, les zones agricoles intensives, qui subissent des pressions similaires dues à l'expansion urbaine ou à l'usage intensif des sols, présentent une perte de biodiversité comparable (Vilà et al., 2011 ; FAO,

2018), mais diffèrent par leur fonction essentielle : production alimentaire versus conservation patrimoniale et économique du liège (Aronson et al., 2009).

La spécificité des pressions sur la subéraie réside également dans la fréquence des coupes régulières, qui, si elles sont mal gérées, peuvent accélérer la dégradation ou réduire la capacité de résilience de l'écosystème (Bugalho et al., 2011 ; Brun et al., 2015). Comparée à des milieux boisés dégradés par des activités minières ou industrielles, la subéraie semble souvent subir des attaques plus diffuses mais continuellement renouvelables (Aronson et al., 2009 ; Martínez-Mena et al., 2020), soulignant ainsi la nécessité d'adapter les stratégies de gestion (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018). La diversité des pressions exercées, leur intensité et leur interaction avec les caractéristiques écologiques propres font que chaque écosystème doit être abordé selon ses spécificités afin d'établir des politiques de réhabilitation cohérentes et efficaces (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011 ; Díaz et al., 2006).

2.8. Perspectives futures

Les perspectives d'avenir pour la préservation et la réhabilitation des subéraies méditerranéennes s'appuient sur l'intégration croissante de l'innovation technique, du renforcement des politiques publiques et de l'implication concrète des acteurs locaux. L'application de méthodes de gestion adaptative—combinant restauration écologique, agriculture durable et pratiques sylvicoles innovantes—constitue une réponse clé pour améliorer la résilience de ces écosystèmes fragiles face aux pressions anthropozoogènes croissantes (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). L'intégration de technologies avancées, telles que la télédétection, la modélisation prédictive et la monitorisation en temps réel, permet un suivi environnemental de plus en plus précis, facilitant l'adaptation rapide des actions de gestion et de restauration (FAO, 2018 ; Brun et al., 2015).

Des expérimentations récentes démontrent que la combinaison de plantations pilotes, l'optimisation de la densité sylvicole, l'élagage sélectif, ou la polyculture en sous-bois peuvent accélérer la régénération, valoriser la production durable de liège et renforcer la résilience face au stress hydrique et au risque d'incendie (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). Parallèlement, le développement d'incitations économiques et de cadres réglementaires stricts (FAO, 2018 ; Blanfort et al., 2009), associés à la structuration de filières locales, stimule la

réduction des pratiques dégradantes et encourage la protection des forêts spécifiques à la subéraie.

Les politiques publiques à venir doivent encourager la cohérence et la coordination des programmes, intégrant rigoureusement les dimensions écologiques, sociales et économiques pour assurer une gouvernance réellement efficace (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018). L'engagement des communautés locales, par la sensibilisation et la valorisation des savoir- faire traditionnels, reste essentiel : leur implication favorise l'appropriation à long terme des projets, enrichit les diagnostics et renforce la réussite des actions sur le terrain (Blanfort et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). La coopération internationale et les partenariats interdisciplinaires, en facilitant le partage d'expériences et la standardisation des méthodes, accélèrent l'émergence d'approches innovantes et garantissent la diffusion des meilleures pratiques à l'échelle régionale (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018).

En somme, l'avenir des subéraies passe par la convergence de la recherche, de l'innovation technologique, de la gouvernance participative et du soutien politique pour anticiper, atténuer et restaurer durablement ces milieux sensibles. Seule une approche holistique et proactive, intégrant science, expérimentations, engagement communautaire et coopération internationale, permettra d'assurer la vitalité et la multifonctionnalité de la subéraie méditerranéenne au bénéfice des générations futures (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011 ; FAO, 2018).

2.8.1. Recherche et innovation

La recherche et l'innovation occupent une place centrale dans la compréhension des pressions anthropozoogènes sur la subéraie et l'élaboration de stratégies de réhabilitation efficaces (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). L'usage croissant de technologies avancées, telles que la télédétection, les drones, les capteurs à distance et les systèmes d'information géographique (SIG), a significativement amélioré la collecte de données spatialisées sur la biodiversité, les sols, la vigueur des peuplements et l'évolution des habitats (Brun et al., 2015 ; FAO, 2018). Ces outils permettent de cartographier précisément les zones dégradées, d'anticiper les risques hydriques, de suivre la fragmentation et de monitorer en temps réel l'état des peuplements (Aronson et al., 2009 ; Vilà et al., 2011).

L'innovation scientifique va au-delà du diagnostic : elle ouvre de nouvelles pistes pour restaurer durablement les subéraies fragilisées. Cela inclut la sélection d'espèces et de génotypes résistants à la sécheresse, l'utilisation de la bio-ingénierie, la gestion raisonnée des éclaircies ou plantations mixtes pour accroître la résilience, ou encore l'inoculation de microbiotes bénéfiques pour accélérer la régénération des sols (Frenot et al., 2014 ; Aronson et al., 2009). Des techniques de gestion adaptative, couplant surveillance continue et ajustement dynamique des interventions, s'imposent dans la nouvelle génération de gestion forestière, optimisant la résilience face au changement climatique, au feu ou aux maladies émergentes (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011).

La modélisation prédictive, les systèmes d'aide à la décision et l'utilisation accrue de la télédétection facilitent l'identification rapide des zones à risque et le pilotage ciblé des actions de réhabilitation (FAO, 2018 ; Brun et al., 2015). Les innovations sociales sont tout aussi essentielles, avec la valorisation des savoirs locaux et la participation des communautés à la gouvernance, ce qui renforce l'efficacité pratique et sociale des mesures engagées (Blanfort et al., 2009 ; Aronson et al., 2009). Cette appropriation locale, combinée à l'intégration de pratiques agricoles et forestières respectueuses et à des incitations financières/réglementaires, joue un rôle de catalyseur pour réduire les impacts négatifs tout en soutenant le développement socio-économique (Bugalho et al., 2011 ; FAO, 2018).

Enfin, la réussite des innovations découle d'une démarche collective, souvent favorisée par des cadres institutionnels adaptés et des collaborations intersectorielles (Aronson et al., 2009 ; Díaz et al., 2013). L'innovation en subéraie tient moins à une rupture radicale qu'à un processus cumulatif d'améliorations techniques, organisationnelles et sociales, qui renforcent à la fois la multifonctionnalité, la résilience écologique et la viabilité économique des forêts de chêne-liège sur le long terme. Ce renouvellement continu—articulant science, territoire et engagement citoyen—constitue le meilleur atout pour préserver et valoriser durablement les subéraies face aux défis environnementaux contemporains (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011 ; FAO, 2018).

2.8.2. Implication des communautés

L'implication des communautés locales constitue un levier essentiel dans la gestion et la réhabilitation des subéraies, notamment face aux pressions anthropozoogènes (Aronson et al.,

2009 ; Bugalho et al., 2011). Leur participation active permet d'assurer une meilleure compréhension des enjeux écologiques spécifiques à ces écosystèmes, tout en favorisant une appropriation des démarches de conservation (Blanfort et al., 2009 ; FAO, 2018). Les populations riveraines, souvent témoins des transformations et des dégradations, disposent d'un savoir traditionnel précieux, qui peut enrichir les stratégies de restauration en intégrant des pratiques adaptées aux réalités du terrain (Aronson et al., 2009 ; Varela, 2008). Par ailleurs, l'engagement communautaire favorise une responsabilisation collective, essentielle pour la pérennité des interventions et la prévention des nouvelles pressions anthropozoogènes (Blanfort et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). La sensibilisation et l'éducation jouent un rôle clé dans ce processus, en mobilisant les acteurs locaux autour de la nécessité de préserver leur patrimoine naturel (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018). La co- construction de projets avec les acteurs locaux assure une meilleure acceptabilité des mesures recommandées, tout en renforçant le sentiment d'appartenance à un territoire à préserver (Blanfort et al., 2009 ; Díaz et al., 2006).

2.9. Conclusion

Les pressions anthropozoogènes, telles que l'urbanisation, l'agriculture intensive, le surpâturage, la pollution et l'exploitation forestière, engendrent des altérations profondes et durables des structures écologiques et des dynamiques naturelles de la subéraie méditerranéenne (Aronson et al., 2009 ; Bugalho et al., 2011). Ces impacts se traduisent par une dégradation de la biodiversité, une perte d'espèces endémiques et une diminution significative des services écosystémiques (Díaz et al., 2006 ; Brun et al., 2015). La fragmentation de l'habitat, causée notamment par la pression accrue de l'urbanisation et du développement industriel, limite la mobilité des espèces, perturbe la régénération naturelle et compromet la connectivité écologique, facteurs essentiels pour la survie des communautés végétales et animales (Vilà et al., 2011 ; Aronson et al., 2009).

L'intensification des pratiques agricoles, avec l'usage d'engrais et de pesticides, détériore la qualité des sols, réduit leur fertilité et accroît l'érosion, exacerbant la désertification progressive des milieux fragiles (Martínez- Mena et al., 2020 ; Varela, 2008). Le changement climatique, conjugué à la pollution atmosphérique, altère profondément les cycles hydrologiques et thermiques, entraînant une raréfaction des eaux, une évaporation accrue, une

baisse des précipitations et l'accélération des phénomènes d'érosion (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018). Ces stress agroclimatiques aggravent le déclin des espèces rares ou spécialisées, réduisent la productivité forestière et compromettent la résilience des subéraies, pourtant historiquement dotées d'une certaine adaptabilité (Frenot et al., 2014 ; Bugalho et al., 2011).

La compréhension fine des dynamiques de transformation—telles que l'évolution des compositions floristiques, la structuration régressive des communautés ou le glissement vers des stades dégradés (Thérophytes favorisées par surpâturage, recul des écosystèmes matures)—est cruciale pour prédire les futurs scénarios et orienter les actions de réhabilitation. Les études de cas montrent que la réussite des restaurations écologiques et la préservation des subéraies reposent sur une approche intégrée, incluant la recherche scientifique, la participation active des communautés locales, le développement de stratégies basées sur les spécificités du milieu et la mise en œuvre de politiques publiques cohérentes (Aronson et al., 2009 ; Blanfort et al., 2009). Assurer la pérennité des subéraies exige donc une gestion multidisciplinaire et adaptative, articulant savoir écologique, innovation technique, engagement communautaire et développement durable (Aronson et al., 2009 ; FAO, 2018).

CHAPITRE 3 : ETUDE DU MILIEU

3.1. Choix de la zone d'étude

Le choix de la subéraie de Hafir, qui se trouve à l'ouest de l'Algérie dans la région de Tlemcen, est fondée sur divers paramètres soutenus par des recherches antérieures et les caractéristiques écologiques uniques du lieu. Cette subéraie, constitue un ensemble continu dans la zone orano-algérienne, malgré sa superficie modeste et son isolement géographique par rapport aux vastes subéraies bénéficiant d'un climat plus favorable à l'est du pays. Dans le passé, ces forêts étaient plus étendues et réputées pour la haute qualité du liège qu'elles produisaient (Boudy, 1955). Ils se distinguent des autres groupements méditerranéens par une diversité génétique spécifique et des arrangements génétiques uniques qui soulignent leur importance (Eriksson et al., 1995).

Toutefois, cette diversité les rend également particulièrement sensibles aux perturbations naturelles et aux influences humaines, telles que l'exploitation et le pâturage, entraînant actuellement une fragmentation et une variabilité importantes, avec un danger accru de perte des ressources (Letreuch-Belarouci, 2010). De plus, le climat tempéré subhumide et le terrain irrégulier (700–1418 m d'altitude) offrent à la subéraie de Hafir des conditions écologiques distinctives. Ces caractéristiques sont marquées par une flore diversifiée où dominent *Quercus suber* et d'autres espèces adaptatives. Cela fait de cet écosystème un lieu d'intérêt écologique, économique et touristique (Bouchaour-Djabeur et al., 2021).

De multiples recherches en dendrométrie, écologie et santé, ainsi que des programmes de suivi et de formation, ont été réalisés sur ce site. Ces travaux ont permis d'établir une base scientifique robuste pour analyser ses dynamiques, évaluer les impacts des différentes pressions et orienter les actions de gestion durable et de réhabilitation (Bouchaour-Djabeur et al., 2021 ; FAO, 2025 ; Letreuch et al., 2009 ; Rouibah et al., 2019). Ces facteurs soulignent l'importance de la subéraie de Hafir comme zone d'études privilégiée pour examiner les impacts anthropiques et suggérer des approches appropriées pour la conservation et la réhabilitation.

Cette argumentation se fonde spécifiquement sur les travaux sur les glands de chêne-liège de la subéraie Hafir-Zarieffet » (Bouchaour-Djabeur et al., 2021), les études dendrométriques et

sanitaires (Benabdellah, 2014), les recherches historiques de Boudy (1955), ainsi que les évaluations récentes concernant l'impact des perturbations humaines (Letreuch-Belarouci, 2010 ; Rouibah et al., 2019).

3.2. Présentation géographique et administrative

La forêt domaniale de Hafir, appartenant au « Tell Oranais », est située à 20 km du chef-lieu de la wilaya de Tlemcen. Elle rayonne sur un territoire de cinq communes : Sabra, Sidi Medjahed, Béni Bahdel, Bouhlou et Aïn Ghoraba (BNEDER, 1979b) (Fig. 1). Les coordonnées géographiques sont indiquées dans le tableau….

Tableau 3.1 : Coordonnées géographiques de le forêts d'étude

Forêts	**X (km)**	**Y (km)**	**Distance de la mer (km)**	**Carte d'État-major**
Hafir	x_1= 105 km x_2= 127 km	y_1= 163,6 km y_2= 178 km	60	Terny, type 1922, feuilles n° 299 et 300

La forêt de Hafir qui couvre une superficie de 10157 ha est divisée en 24 cantons (tableau **3.1**) et relève des circonscriptions des forêts de Tlemcen (1755 ha) et Maghnia (8401 ha). Une petite partie est intégrée au parc national de Tlemcen (1653 ha) (B.N.E.D.E.R., 1979b ; C.O.I.T., 1977). Elle est limité au nord par la commune de Sabra, et à l'ouest par la commune de Sidi Mdjahad, au sud par les communes de Beni Bahdel et Ain Ghoraba et à l'est par la commune de Terni. (Fig. 3.1).

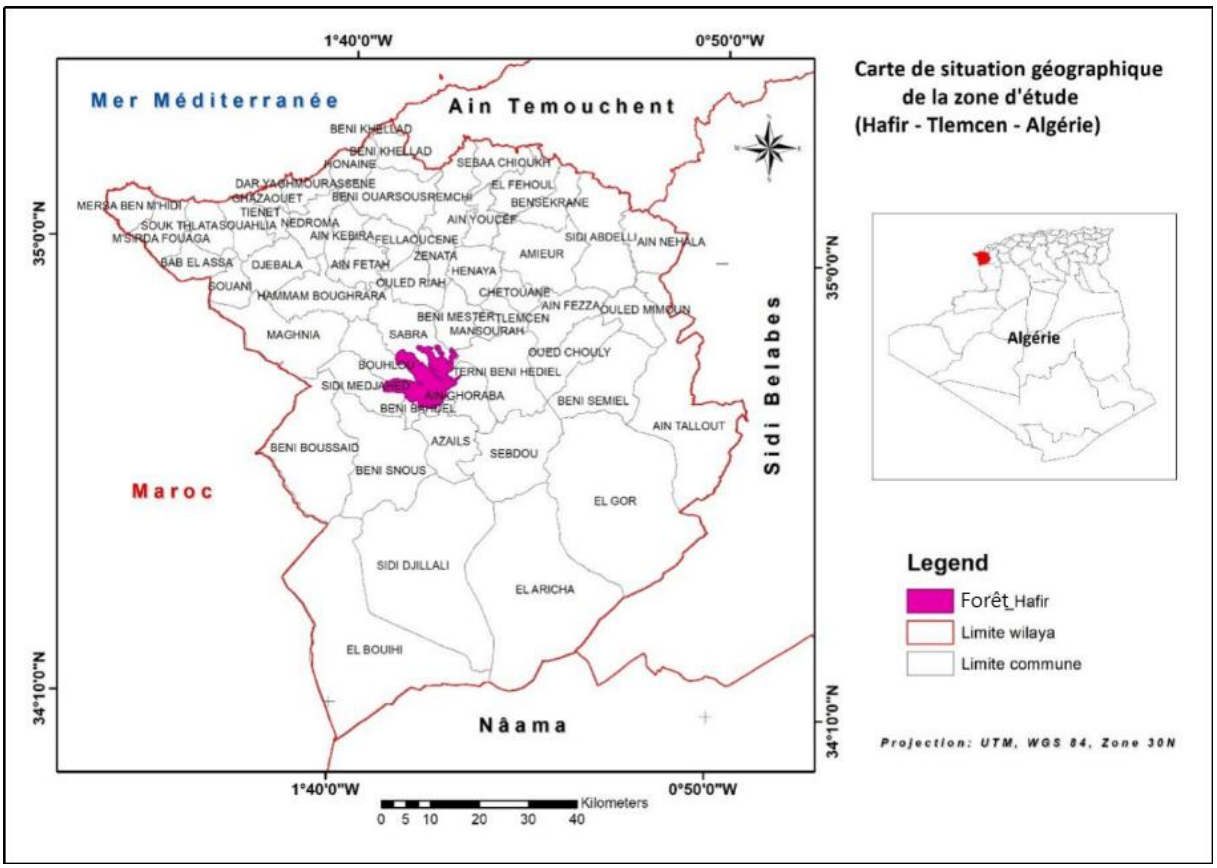


Figure 3.1 : Carte de situation de la forêt de Hafir (Tlemcen, Algérie) (Lachgueur ,2025)

3.3. Orographie et réseau hydrographique

Le Tell oranais se caractérise par un relief globalement modeste mais fortement disloqué, formé de chaînes montagneuses très accidentées (Thintoin, 1948 ; Boudy, 1955 ; Lacoste et al., 1960 ; Kadik, 1986). Ses limites septentrionales sont marquées par des chaînes littorales secondaires composées de collines douces dont l'altitude ne dépasse généralement pas 600 m. Parmi ces ensembles, le massif des monts de Tlemcen, issu du système jurassique, prend le relais avec des altitudes supérieures à 1 500 m, culminant à 1 843 m au Djebel Toumziyet (Boudy, 1948 ; Maire et Santa, 1961). Ce relief tabulaire est creusé par des vallées cultivées ou partiellement boisées hors du domaine domanial (Bricheteau, 1954 ; B.N.E.D.E.R., 1979b).

Sur les versants septentrionaux de ce massif s'étendent les forêts domaniales de Hafir, cette dernière couvre un ensemble d'environ 32 km d'est en ouest et 13 km du nord au sud, avec une orientation topographique prédominante vers le nord-ouest (Sauvagnac, 1956 ; Bricheteau, 1954). Le relief y est marqué par des pentes très prononcées dominantes comprises entre 12 et

50%, couvrant plus de la moitié de la surface forestière, les pentes faibles (moins de 3%) et très fortes (plus de 50%) restant minoritaires. L'altitude varie à Hafir de 700 m au canton Tebount à 1 418 m au sommet du Djebel Koudiat, proche de la maison forestière. Le réseau hydrographique de Hafir est dense, avec plusieurs oueds comme le Tlet et le Talouanes, et un grand nombre de sources (environ cinquante), dont une vingtaine a un débit stable de 30 à 40 litres par minute. Cependant, la plupart des cours d'eau présentant un régime irrégulier, se traduisant par des écoulements torrentiels lors des périodes pluvieuses et des assèchements en été (C.O.I.T., 1883 ; Sauvagnac, 1956).

Le fonctionnement et le développement de cette forêt dépendent étroitement de la géologie, du sol, du relief, du climat et de la végétation qui, en dernier ressort, constitue la synthèse vivante et la manifestation globale de ces facteurs naturels. La forêt de Hafir repose sur des formations géologiques jurassiques supérieures et crétacées inférieures, composées essentiellement de carbonates, des grès durs de Boumediene figurant en substrat majeur (Doumergue, 1910 ; Boudy, 1948 ; Benest, 1985). Ces assises gisent sous un relief accidenté appartenant structurellement aux "Causses de Tlemcen", caractérisé par de fortes pentes et une topographie orientée au nord-ouest, propice aux phénomènes d'érosion sur les versants les plus abrupts (Bouchaour-Djabeur, 2001).

La diversité et la richesse des sols sont quant à elles liées à la nature des substrats fissurés, ce qui influence aussi la disponibilité hydrique et la dynamique de la végétation. Le massif, grâce à ses précipitations appréciables malgré les obstacles topographiques, constitue un réservoir naturel d'eau essentiel pour l'écosystème et les populations avoisinantes. Le réseau hydrographique, notamment via les nombreuses sources et petits oueds, joue un rôle-clé dans l'alimentation des sols et du couvert forestier, même si ces ressources hydriques sont soumises à un régime temporaire et à des tarissements saisonniers (C.O.I.T., 1883 ; Sauvagnac, 1956).

3.4. Géologie

La structure géologique de la forêt de Hafir est l'un des facteurs majeurs qui façonnent la composition et la diversité des sols du massif. De nombreux auteurs ont largement décrit les caractéristiques géologiques des monts de Tlemcen : Thintoin (1948), Boudy (1950, 1955), Bricheteau (1954), Sauvagnac (1956), Elmi (1970), Gaouar (1980), Benest (1985), Benest et

Bensalah (1995), Bensid (1986), ainsi que les archives forestières (C.O.I.T., 1883 ; C.O.I.T., 1900). Le massif de Hafir repose sur des roches mères issues d'époques variées, composées dans sa partie orientale de couches marno-calcaires et gréseuses appartenant au Crétacé inférieur. Mais la plus grande partie du sous-sol appartient au Jurassique supérieur, fortement plissé lors du tertiaire.

On retrouve dans ce massif des grès puissants, appelés grès séquaniens (grès de Boumediene), reconnaissables à leur couleur blanc roussâtre ou grise, leur aspect ferrugineux en surface et leur absence de calcaire. S'y ajoutent des alluvions quaternaires, ainsi que des calcaires bleus à « géodes » (Doumergue), typiques de Hafir, et des dolomies du Kimméridgien et du Portlandien, connues pour leur texture compacte et leur teinte grise. La végétation dominante, le chêne-liège, exploite particulièrement les formations gréseuses, les sables issus de la décomposition des roches, ou encore les accumulations de matériaux suite à la décalcification. Tous ces éléments se combinent pour offrir à la forêt de Hafir une diversité pédologique remarquable, essentielle au développement et à la vitalité de ses peuplements (Fig. 3.2).

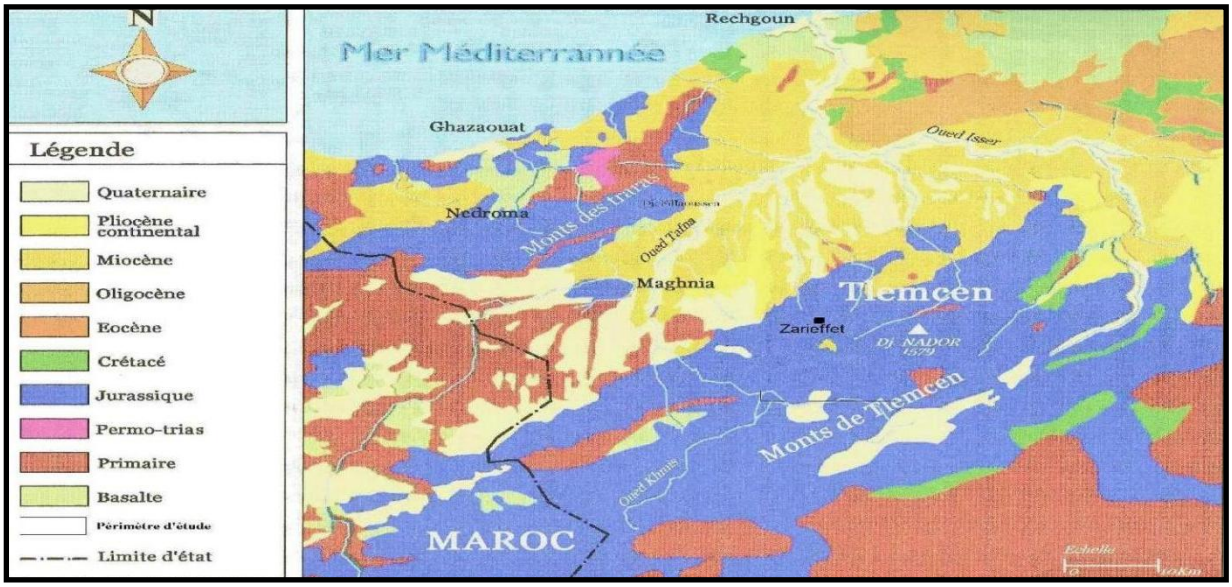


Figure 3.2 : Extrait du schéma géologique du littoral Oranais (Gourinard, 1958 modifiée par Amara, 2000).

3.5. Pédologie

Après la lumière, l'air et l'eau, le sol constitue le quatrième pilier indispensable au développement de la vie végétale et représente le fondement de toute vie animale et humaine. Pour la plante, il est à la fois support physique et réserve d'eau, d'air et de nutriments essentiels (Greco, 1966). Dans cette étude, il ne s'agissait pas d'établir une pédologie exhaustive, mais d'identifier et de décrire les principaux types de sols qui influencent profondément l'écologie des communautés végétales de la forêt de Hafir.

Malgré les multiples prospections sur le terrain, la forte dynamique de dégradation des écosystèmes forestiers locaux rend difficile la découverte de nouveaux éléments fondamentaux. Les monts de Tlemcen, et spécifiquement le massif de Hafir, illustrent une grande variété de sols, allant de la roche mère apparente jusqu'aux sols bruns forestiers, leur nature variant selon le substrat géologique, le bioclimat, la végétation et l'intensité de l'activité pédogénétique (Gaouar, 1980 ; 1998 ; Benest, 1985 ; Bensid, 1986 ; Kazi-Tani, 1996 ; Aïnad-Tabet, 1996 ; Kaïd-Slimane, 2000 ; C.O.I.T., 1883 ; C.O.I.T., 1969c).

Dans la forêt de Hafir, on rencontre :

- Des sols bruns fersiallitiques lessivés, profonds (jusqu'à 1,90 m), sur substrat gréseux, caractérisés par une texture limono-sableuse en surface devenant argileuse en profondeur, par une structure grumeleuse à sub-polyédrique et un pH légèrement acide (6,1). L'humus est assez pauvre en qualité dans l'horizon supérieur (AH / AF = 0,43), mais s'enrichit en profondeur (AH / AF = 1,11). Des signes d'hydromorphie, sous forme de taches rougeâtres ou grisâtres, témoignent des variations locales d'humidité.
- Des sols fersiallitiques rouges, lourds, pauvres en réserve d'eau mais riches en bases (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}).
- Des sols fersiallitiques à caractère vertique, riches en argiles gonflantes, plus lourds que les précédents, mais comportant une excellente teneur en eau.
- Des sols rouges mêlés à la dolomie, peu profonds, où la roche dolomitique affleure.
- Des sols alluviaux développés dans les parties basses des vallées et abords des cours d'eau, issus d'alluvions anciennes et récentes.

La synthèse pédologique montre que la nature du substrat minéral détermine des propriétés physiques et chimiques essentielles telles que la profondeur, la perméabilité et la richesse en bases. Les sols sablo-limoneux favorisent une bonne infiltration et offrent une précieuse réserve d'eau pour la végétation, tandis que le pH acide des sols siliceux ou gréseux favorise progressivement la pédogenèse. Là où la profondeur du sol fait défaut, les conditions d'humidité et de température varient fortement, mais le chêne-liège parvient malgré tout à s'enraciner dans les fissures du substrat pour puiser les éléments nutritifs nécessaires (Gaouar, 1980 ; Benest, 1985 ; Kazi-Tani, 1996) (Fig .3.3).



Figure 3.3 : Affleurement du substrat calcaire par endroits (BNEDER,2007)

3.6. Climat

3.6.1. Introduction

Le climat, ensemble complexe de conditions atmosphériques propres à chaque région, joue un rôle fondamental dans la structuration et la dynamique des paysages forestiers. Il conditionne non seulement la présence ou l'absence de la forêt en modulant la croissance des végétaux et l'évolution des sols, mais influence également l'apparition et le comportement des parasites qui peuvent altérer l'écosystème (Seltzer, 1946 ; Emberger, 1930, 1971 ; Quezel, 1976 ; Le Houerou et al., 1977 ; Daget, 1980 ; Alcaraz, 1982 ; Djebaili, 1984 ; Médail et Quézel, 1997 ; Benabadji et Bouazza, 2000).

Plusieurs études, du cadre méditerranéen jusqu'à la dimension locale, ont souligné deux spécificités dominantes du climat en Oranie. Premièrement, les perturbations atmosphériques observées lorsque l'anticyclone des Açores descend vers le sud, n'aboutissent souvent qu'à des pluies modestes. Cela s'explique en partie par la traversée de l'Atlantique, où le réchauffement de l'air polaire atténue les contrastes thermiques, et par le blocage temporaire des masses d'air par les reliefs du Moyen Atlas et du Rif marocain. À ces obstacles s'ajoutent des phénomènes en altitude, tels que la formation de crêtes chaudes au-dessus du Maroc et de l'Espagne, qui freinent l'ascension des courants d'air, limitant ainsi la pluviométrie.

La deuxième spécificité réside dans la forte sensibilité de la végétation à la sécheresse. Celle-ci peut s'installer durablement, fragilisant les formations végétales et favorisant le déclenchement des incendies, qui sont particulièrement dévastateurs pour les peuplements forestiers. Le climat oranais impose ainsi aux écosystèmes une adaptation constante à des conditions hydriques souvent déficitaires, mettant en avant la résilience et la vulnérabilité des forêts de la région (Seltzer, 1946 ; Emberger, 1930, 1971 ; Quezel, 1976 ; Le Houerou et al., 1977 ; Daget, 1980 ; Alcaraz, 1982 ; Djebaili, 1984 ; Médail et Quézel, 1997 ; Benabadji et Bouazza, 2000).

3.6.2. Choix des stations météorologiques

Choisir une période de référence fiable en climatologie est souvent difficile en raison de la grande variabilité des précipitations d'une année à l'autre et du fait que les séries climatiques ininterrompues sur plusieurs décennies sont rares. Afin de pallier ces limites et de mieux refléter la réalité microclimatique du site étudié, l'accent a été mise sur la sélection de stations météorologiques situées au plus près de la zone d'analyse. Ce choix nous garantit que les particularités locales du climat y soient bien captées, en tenant compte des principaux gradients et des influences régionales. Les paramètres climatiques clés et les périodes d'observation couvertes par ces stations de référence sont décrits dans le tableau 3.2 , assurant aussi la robustesse et la pertinence des données utilisées au service de l'étude régionale.

Tableau 3.2 : Caractéristiques des stations de référence et périodes d'observation

Forêt	Station	Longitude	Latitude	Altitude (m)	Situation	Distance à la forêt	Période d'observation
Hafir	Maison forestière	01° 26'W	34° 47'N	1270	Tlemcen	Dans la forêt	P (1914-1938) T (1914-1938) P (1975-2008) T (1975-2008)
Hafir	Mefrouche	1° 1 6'W	34°5 1'N	1100	Barrage	12 km	P (1914-1938) T (1914-1938) P (1980-2024) T (1980-2024)

Faute de relevés climatiques récents disponibles au cœur de la forêt de Hafir, l'étude a privilégié l'exploitation des données issues de la station météorologique située au sein du massif, afin d'établir un suivi sur le temps long. Deux grandes périodes ont été retenues comme références : la première, dite historique, couvrant les années 1914 à 1938 à partir des observations de Seltzer (1946), puis la période moderne de 1975 à 2008, grâce aux relevés détaillés de la conservation des forêts de la wilaya de Tlemcen (CFT, 2009).

Pour pallier le manque d'informations sur l'intervalle le plus récent (1980-2024) et garantir la continuité du suivi climatique malgré les contraintes locales, l'analyse a été enrichie par les données de la station du barrage de Mefrouche, fournies par l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (A.N.R.H., 2025), permettant d'étendre l'observation jusqu'à 2024.

Ce dispositif permet non seulement de reconstituer une dynamique climatique de plus d'un siècle pour le secteur forestier, mais aussi d'ancrer la lecture régionale dans des séries de données fiables et reconnues. Par cette complémentarité de sources et la continuité assurée entre référentiels anciens et contemporains, la démarche renforce la pertinence écologique du diagnostic et adapte l'analyse à la réalité de terrain, malgré les limites structurelles de la collecte in situ.

3.6.3. Facteurs climatiques

3.6.3.1. Précipitations

Les paramètres climatiques dans la région de Tlemcen varient en fonction de plusieurs facteurs topographiques, notamment l'altitude, l'orientation des chaînes de montagnes et l'exposition des versants (Kadik, 1987). Le massif forestier de Hafir s'inscrit dans le relief plus vaste des monts de Tlemcen, qui font partie du système orographique du Tell algérien. Cette forêt est caractérisé par un climat méditerranéen typique, avec deux saisons bien distinctes (Fig.3.4) .

Sur une longue période, l'été se caractérise par une sécheresse prononcée, un fort ensoleillement et des températures élevées, représentant ainsi des conditions rigoureuses pour la végétation locale. En contraste, l'hiver qui est généralement frais, pas trop rigoureux, et humide, avec des précipitations parfois intenses mais de courte durée, ce qui permet de renouveler des réserves en eau indisponsables aux écosystèmes forestiers (Bouchaour-Djabeur, 2001).

Cette série de saisons est également influencée par les interactions locales des masses d'air et par la configuration particulière du terrain. L'emplacement de la région, à l'intersection des influences océaniques tempérées et des conditions continentales qui intensifient la chaleur estivale, donne lieu à une importante variété climatique. Cela se manifeste par une variabilité spatiale et temporelle marquée des précipitations, ce qui influence la dynamique écologique des monts de Tlemcen et du massif de Hafir (Medail & Quézel, 1997; Seltzer, 1946).

Ces caractéristiques climatiques ont une influence majeure sur l'organisation des habitats et la résistance des écosystèmes forestiers, en déterminant les conditions d'existence des espèces végétales et leurs réponses aux variations environnementales (Benabadji & Bouazza, 2000).

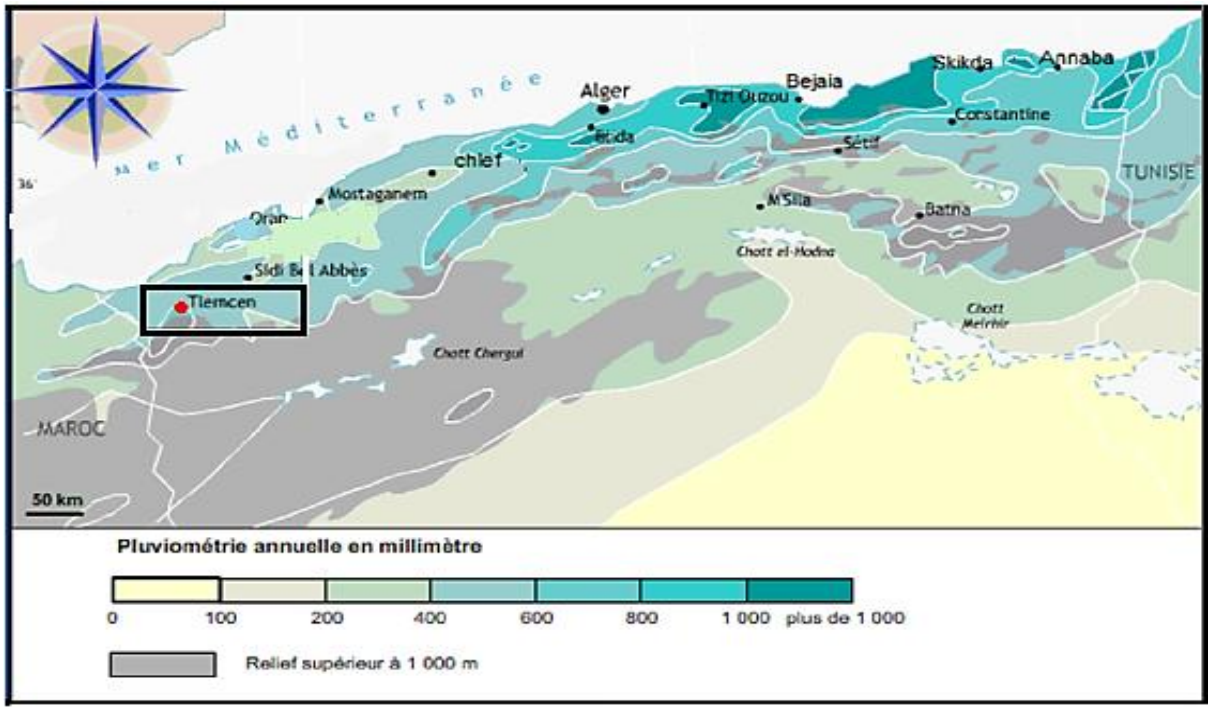


Figure 3.4 : Carte pluviométrique de l'Algérie, la région d'étude est encadrée (Pervillé, 2003)

3.6.3.1.1. Répartition annuelle des précipitations

La répartition annuelle de la pluviométrie enregistrée dans les forêts domaniales de Hafir (1980 - 2024) est représentée dans la figure 5.4.

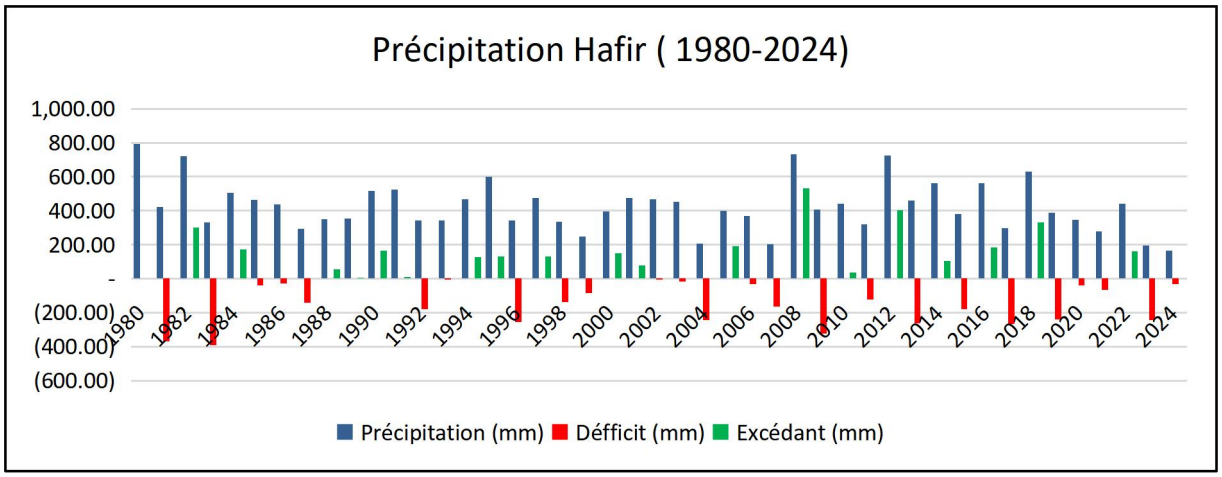


Figure 3.5 : Répartition annuelle des pluies de Hafir (1980 - 2024) (ANRH,2024)

Ce tableau synthétise l'évolution des précipitations annuelles à Hafir de 1980 à 2024, en

distinguant, pour chaque année, non seulement la quantité de pluie totale, mais aussi les années à déficit hydrique marqué et celles à excédent :

Fluctuations et extrêmes

Les valeurs de précipitations annuelles varient fortement : le minimum observé est de 164,80 mm (2024) et le maximum atteint 793,50 mm (1980).Plus d'un tiers des années présentent un déficit hydrique (valeurs négatives dans la colonne « Déficit »), parfois très important : –389,80 mm (1983), –370,50 mm (1981), –325,10 mm (2009), –267,00 mm (2017), –257,20 mm (1996).Les années excédentaires sont moins nombreuses, mais montrent des excédents notables : 529,60 mm (2008), 403,80 mm (2012), 332,80 mm (2018), 299,50 mm (1982).

Années très sèches

Plusieurs périodes affichent des précipitations notoirement insuffisantes, souvent inférieures à 300 mm/an : par exemple, 2024 (164,80 mm), 2023 (196,00 mm), 2007 (202,20 mm), 1987 (294,90 mm), 2017 (296,20 mm), 2021 (279,10 mm).

Le déficit le plus marqué est enregistré en 1983 (–389,80 mm) avec seulement 332,70 mm de pluie.

Années exceptionnellement humides

À l'inverse, certaines années bénéficient d'apports nettement supérieurs à la moyenne – outre 1980 (793,50 mm), 2008 (731,80 mm), 2012 (723,40 mm), 1982 (722,50 mm). Ces années affichent des excédents hydriques importants (voire supérieurs à +500 mm).

Bilan global et moyen

La variation interannuelle est très notable : une alternance marquée entre années déficitaires et excédentaires est évidente.De nombreux intervalles de plusieurs années consécutives sont déficitaires (ex. : début des années 1980, 1991–1993, 2003–2007, 2013, 2015, 2017, 2019, 2020, 2021, 2023–2024). La majorité des excédents (supérieur à 100 mm) sont observés lors d'années ponctuelles dispersées (principalement entre 1982 et 2018).

Exemples chiffrés marquants

Année la plus sèche : 2024 avec 164,80 mm et un déficit de –31,20 mm.

Année la plus humide : 1980 avec 793,50 mm de pluie.

Plus grand déficit constaté : 1983 (–389,80 mm).

Plus grand excédent : 2008 (+529,60 mm).

Conclusion

La subéraie de Hafir traverse donc, sur cette période, des cycles récurrents de sécheresse et d'abondance, ce qui illustre l'instabilité chronique du climat régional avec des épisodes hydriques extrêmes et une forte irrégularité d'une année à l'autre. Ces fluctuations rendent la gestion de l'écosystème particulièrement délicate et imposent une vigilance accrue sur les années déficitaires.

3.6.3.1.2. Répartition moyenne mensuelle des précipitations

La pluviométrie est un facteur essentiel pour l'alimentation en eau des arbres, car c'est la quantité de pluie qui définit l'eau disponible pour leur croissance et leur survie (Zarco, 1965). Les précipitations mensuelles moyennes des deux forêts sont consignées dans le tableau 3.3, ce qui permet de visualiser cette ressource dans le temps et dans l'espace.

Tableau 3.3 : Précipitations moyennes mensuelles (mm) pour les deux périodes de référence 1914 - 1938 (Seltzer, 1946) et 1980-2024 (A.N.R.H., 2025)

Forêt	Période	Jan	F	Mar	Av	Mai	Jui	Jt	A	S	O	N	D	Total
Hafir	1914-1938	101	106	105	66	63	22	4	4	29	52	96	100	748
	1980-2024	49.40	43.52	43.43	32.82	33.92	13.11	12.79	15.31	30.58	36.65	60.47	56.59	428.60

L'analyse du tableau montre que la période 1914-1938, est caractériseé par des maxima très importants en hiver et en automne. Les valeurs élevées sont affichées en mois de janvier,

février et mars respectivement de 101, 106 et 105 mm, tandis que novembre et décembre présentent aussi des niveaux significatifs, avec 96 et 100 mm. Durant l'été, notamment en juillet et août , les précipitations sont faibles avec 4 mm . Cette répartition révele un régime méditerranéen classique avec une saison sèche estivale bien marquée (Fig.3.6).

Par contre, durant la période 1980-2024, le total annuel moyen chute nettement à 428.60 mm. Les maxima restent centrés sur l'hiver, mais avec des quantités réduites : décembre janvier et février enregistrent respectivement 56.59 mm 49.40 mm et 43.52 mm. L'automne enregistre une hausse de précipitation avec septembre, octobre et novembre autour de 30 à 60 mm. L'été reste la période la plus sèche avec des précipitations de 13.11 mm en Juin, 12.79 mm en juillet et 15.31 mm en aout. Cette évolution est témoin d'une augmentation de la sécheresse, d'une baisse générale de la pluviométrie et d'un changement du régime saisonnier classique.

Par conséquent, les données climatiques montrent clairement que la subéraie de Hafir a subit un déficit pluviométrique marqué, influençant la disponibilité en réserves d'eau indispensables pour la végétation. Le régime mouille désormais moins abondamment fragilisant la résilience écologique de cette région méditerranéenne.

Pour la période 1914-1938, les données révèlent un régime saisonnier HPAE (Hiver > Printemps > Automne > Été) qui est caractérisé par des précipitations abondantes en hiver et en printemps, un automne modérément pluvieux, et un été très sec.

Tandis que Pour la période 1980-2024, le régime saisonnier observé est HAPE (Hiver > Automne >Printemps > Été), témoignant d'une baisse généralisée des précipitations, avec un automne qui reçoit désormais plus de pluie que le printemps. Ainsi, en plus du déclin pluviométrique net, on note une modification sensible dans la répartition des pluies au cours de l'année, avec un déplacement des maxima saisonniers et une accentuation de l'aridité automnale, ce qui impacte fortement la dynamique écologique de la forêt de Hafir (fig .3.6).

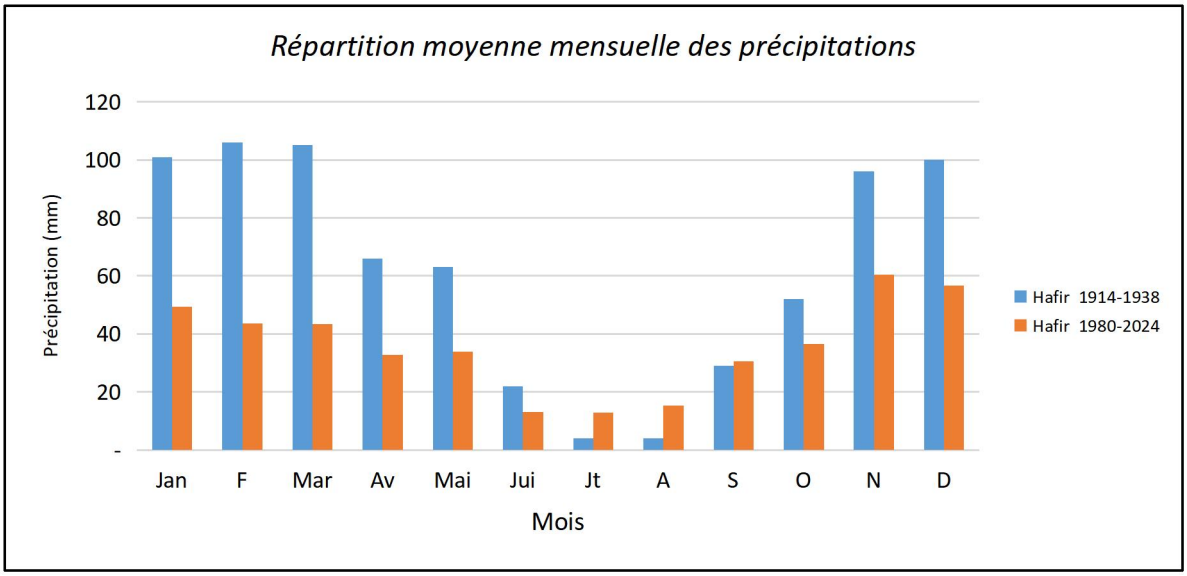


Figure 3.6 : Précipitations moyennes mensuelles (mm) pour les deux périodes de référence 1914 - 1938 (Seltzer, 1946) et 1980-2024 (A.N.R.H., 2025)

3.6.3.1.3. Régime saisonnier des précipitations

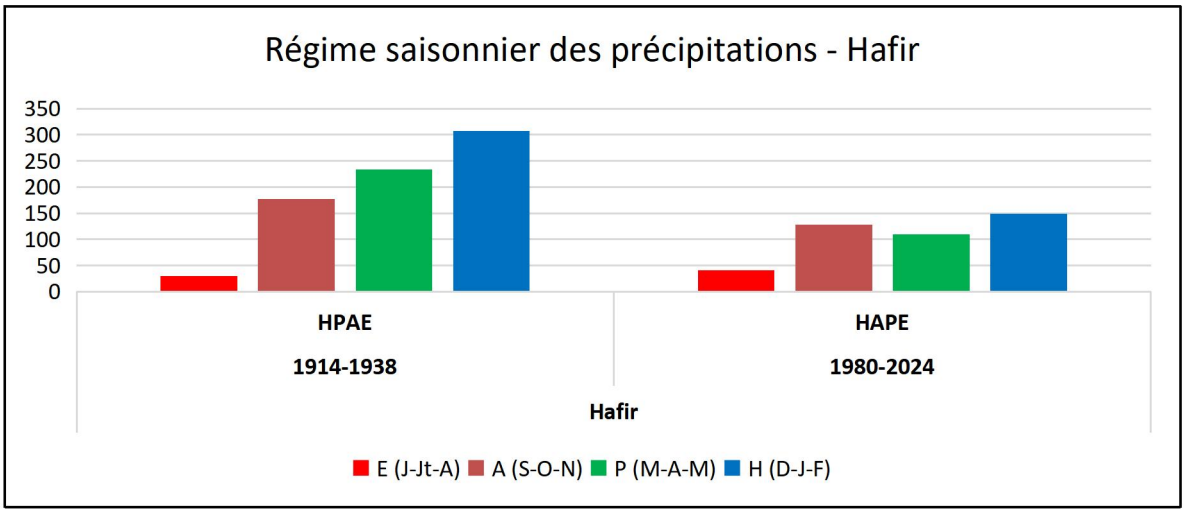


Figure 3.7 : Régime saisonnier des précipitations dans la forêt de Hafir 1914 - 1938 (Seltzer, 1946) et 1980-2024 (A.N.R.H., 2025)

Pendant l'automne, la forêts bénéficient d'une part non négligeable des précipitations, bien que celles-ci demeurent constamment moindres comparées à celles observées en hiver. Ces deux dernières saisons représentent une part importante du bilan hydrique annuel, cumulant à elles seules 65 % du total des précipitations annuelles. Les pluies d'automne garantit un certain

maintien de l'approvisionnement en eau. Il est évident que les précipitations dominantes en hiver et en automne contribuent directement à la croissance et à la productivité du chêne-liège, fournissant les ressources hydriques indispensables lorsque ces arbres ont le plus de besoins physiologiques.

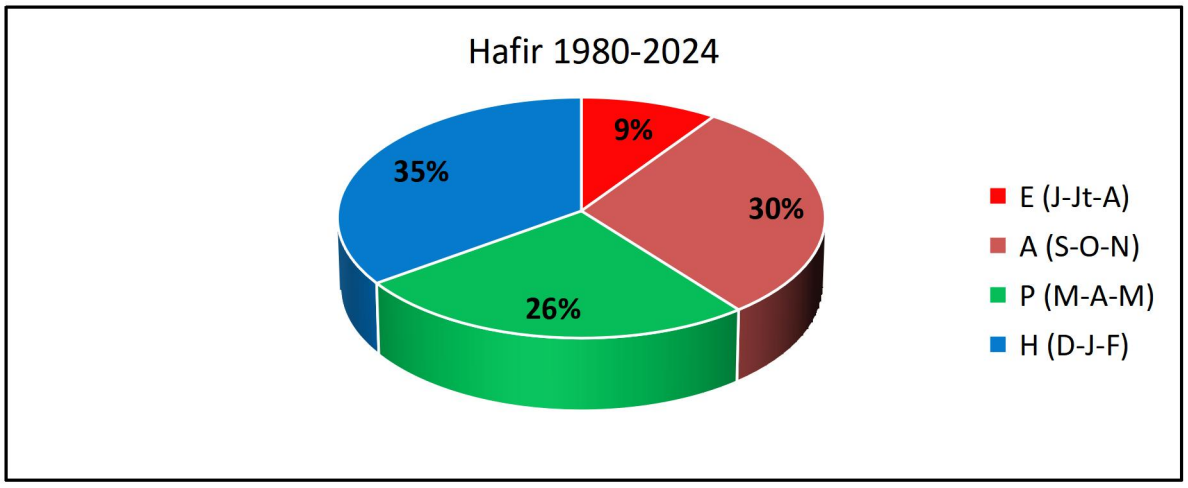


Figure 3.8 : Distribution des précipitations mensuelles à travers la forêt de Hafir (1980-2024)

3.6.3.2. Températures

La température joue un rôle déterminant dans la croissance des plantes. Ce facteur, considéré comme un élément clé de l'écologie, affecte tous les processus biologiques : elle contrôle la croissance, la reproduction, la survie et détermine la distribution géographique de la végétation et les paysages qu'elle forme (Soltner, 1992). A partir des moyennes annuelles ou mensuelles et des extrêmes observés durant les mois les plus froids et les plus chauds, on remarque que la température est un facteur structurant du climat local et régional, influençant directement le rythme de vie et la vigueur des peuplements végétaux.

La température est importante pour les plantes. Ce grand facteur écologique conditionne tous les processus biologiques, de la croissance à la reproduction, en passant par la survie et le maintien des espèces dans leur milieu. Les moyennes annuelles et mensuelles, les minimales et maximales des températures extrêmes, permettent de définir le climat d'une région ou d'un site. C'est ce facteur qui régit la mise en place et la distribution des espèces et donc la variété

des paysages naturels (Soltner, 1992). Pour appréhender le fonctionnement et les particularités d'un écosystème, il demeure essentiel d'étudier le régime thermique local.

3.6.3.2.1. Températures moyennes mensuelles et annuelles (T°C)

L'évolution des températures maximales mensuelles pour la forêt de Hafir révèle des changements remarquables entre les deux périodes. Autrefois, de 1914 à 1938, la moyenne annuelle T n'était que de 13.55°C ; le mois de janvier était le plus froid avec des valeurs autour de 5,8 °C, et l'été culminait entre 23,8 et 24,2 °C en juillet et août. Ce schéma traduisait une certaine douceur du climat, avec des hivers bien marqués et des étés modérés (Tab. 3.4).

Sur la période récente (1980–2024), les températures moyennes se sont nettement élevées ; la moyenne annuelle atteint désormais 15.73 °C. Les minima observés en janvier (8.15°C) et février (9.16°C) sont supérieurs à la période ancienne. Le pic estival s'est accentué : juillet (25.59°C) et août (25.66°C) affichent des valeurs élevées, signe d'un renforcement des épisodes chauds. Même les valeurs automnales ou printanières montrent une hausse sensible (mai : 16.31°C ; septembre : 21.96°C).

Le changement constaté, est caractérisé par une augmentation globale des températures maximales et un renforcement des contrastes saisonniers, témoignant d'un climat plus chaud, potentiellement plus sec pour la zone de Hafir. L'évolution des températures dans la forêt de Hafir révèle une augmentation significative entre les deux périodes. Ce régime reflétait un climat plutôt tempéré, avec des hivers frais et des étés doux.

Par contre, pour la période 1980-2024, le contraste entre les saisons s'est accentué, témoignant d'un réchauffement significatif et persistant du climat local, avec des étés plus chauds, des hivers plus doux et une augmentation générale des températures maximales tout au long de l'année.

Tableau 3.4 : Températures moyennes mensuelles et annuelles T (°C) pour les deux périodes de référence 1914 - 1938 (Seltzer, 1946) et 1980 - 2024 (A.N.R.H., 2025)

Forêt	Période	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D	Moyenne
Hafir	1914-38	5.8	6.7	8.3	10.6	14.2	18.4	23.8	24.2	19.8	14.9	9.5	6.4	13.55
	1980-2024	8.15	9.16	10.49	12.65	16.31	19.79	25.59	25.66	21.96	17.21	12.16	9.68	**15.73**

3.6.3.2.2. Moyenne des minima du mois le plus froid (m°C)

Les minimas mensuels de températures enregistrées pour la forêt de Hafir montrent aussi une évolution entre les deux périodes. De 1914 à 1938, la moyenne annuelle des Tmin était de 8,2 °C ; les hivers étaient rigoureux, avec janvier marqué par un minimum de 1,8 °C et février à 2,4 °C. Les valeurs restaient modérées au printemps et à l'automne, alors que les mois d'été affichaient des minima nettement plus élevés, jusqu'à 17 °C en juillet et 17,3 °C en août.

Pour la période 1980–2024, on constate une hausse généralisée des températures minimales. La moyenne annuelle s'élève désormais à 10.62°C. Les mois les plus froids, janvier et février, sont désormais marqués par des minima de 3.66°C et 4.41°C, valeurs très supérieures à la période ancienne. L'été, lui, connaît des minimums très élevés : juillet (18.85°C) et août (19.30°C), signe d'un réchauffement marqué même la nuit en été. Cette augmentation se remarque pour chaque mois de l'année, montrant des hivers plus doux et des nuits d'été plus chaudes.

Le bilan fait donc état d'un climat de plus en plus doux et chaud, avec une diminution des périodes froides et un réchauffement des nuits, surtout en plein été. (Tab. 3.5).

Tableau 3.5 : Valeurs moyennes minimales (m°C) pour les deux périodes 1914 - 1938 (Seltzer, 1946) et 1980 - 2024 (A.N.R.H., 2025)

Forêt	Période	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D	Moyenne
Hafir	1914-38	1.8	2.4	3.5	5.4	8.7	12	17	17.3	13.6	9.3	5.3	2.2	8.21
	1980-2024	3.66	4.41	6.11	7.86	11.00	15.06	18.85	19.30	16.27	12.48	7.38	5.07	**10.62**

3.6.3.2.3. Moyenne des maxima du mois le plus chaud (M°C)

Les températures maximales observées à Hafir durant la période récente (1980–2024), enregistrent un réchauffement qui se manifeste à tous les mois de l'année. Les pics estivaux de juillet et août dépassent 32 °C, traduisant un climat devenu franchement chaud. Cette augmentation significative, observée pour chaque mois et plus prononcée en été, signe donc d'un changement climatique marqué à Hafir, avec des vagues de chaleur plus fréquentes et plus intenses. (Tab. 3.6).

Tableau 3.6 : Valeurs moyennes maximale (M°C) pour les deux périodes 1914 - 1938 (Seltzer, 1946) et 1980 – 2024 (A.N.R.H., 2025)

Forêt	Période	J	F	M	A	M	J	Jt	A	S	O	N	D	Moyenne
	1914-38	**5.8**	6.7	8.3	10.6	14.2	18.4	**23.8**	**24.2**	19.8	14.9	9.5	6.4	13.55
Hafir	1980-2024	**15.19**	16.32	18.70	21.19	24.78	28.84	**32.87**	**32.68**	28.74	25.43	19.49	16.33	23.38

3.6.3.3. Autres facteurs

3.6.3.3.1. Le vent

Le vent modifie brusquement l'humidité de l'air en influençant la végétation. En hiver, les forêts de la région reçoivent surtout des flux humides d'ouest et de nord-ouest qui apportent fraîcheur et humidité favorables au maintien de l'équilibre hydrique des sols et des plantes. L'été, le sirocco venu du sud bouleverse tout : ce vent sec et brûlant apporte chaleur extrême et dessèche l'air, provoquant des incendies et souvent chargé de poussières et de sable. Ces vents, parfois capricieux, sculptent le comportement et la résilience des écosystèmes forestiers tout au long de l'année.

L'analyse des données relatives au vitesses de vent enregistrées sur plus de quarante ans dans le territoire de la subéraie révèle une dynamique caractéristique des milieux forestiers méditerranéens ouverts. Les valeurs enregistrées varient généralement entre 6,5 et 9,7 km/h, (fig. 3.9) avec une variabilité d'une année à l'autre qui reflète l'influence conjointe du climat régional et de particularités locales telles que le relief et l'exposition.

Les vitesses de vent particulièrement élevées (parfois supérieures à 9 km/h) sont enregistrées pendant les années de 1981, 1996, 2001, 2013, 2014, 2018 et 2019 , traduisant la survenue de périodes de brassage atmosphérique intense. Au contraire des années, comme 2004, 2006, 2007 et 2011, qui se distinguent par des valeurs plus faibles en dessous de 7 km/h, accompagnées par des conditions plus calmes et à une humidité relative probablement plus élevée dans la canopée.

Depuis 2012, une tendance à la hausse s'affirme, avec la majorité des années récentes affichant des vitesses annuelles dépassant 8 km/h. Ecologiquement parlant , cette intensification du vent peut avoir des impacts notables sur la subéraie notamment l'accentuation de l'assèchement de l'air, augmentation des risques d'érosion et de propagation des incendies (notamment sous l'effet du sirocco), mais aussi possibilité d'améliorer la dispersion des graines ou la pollinisation selon l'orientation et la force des flux.

En somme, les vents constituent un facteur dynamique essentiel pour la subéraie, modulant tant le microclimat que le fonctionnement global de l'écosystème, avec des variations annuelles qui doivent être intégrées dans toute démarche de gestion durable de la forêt.

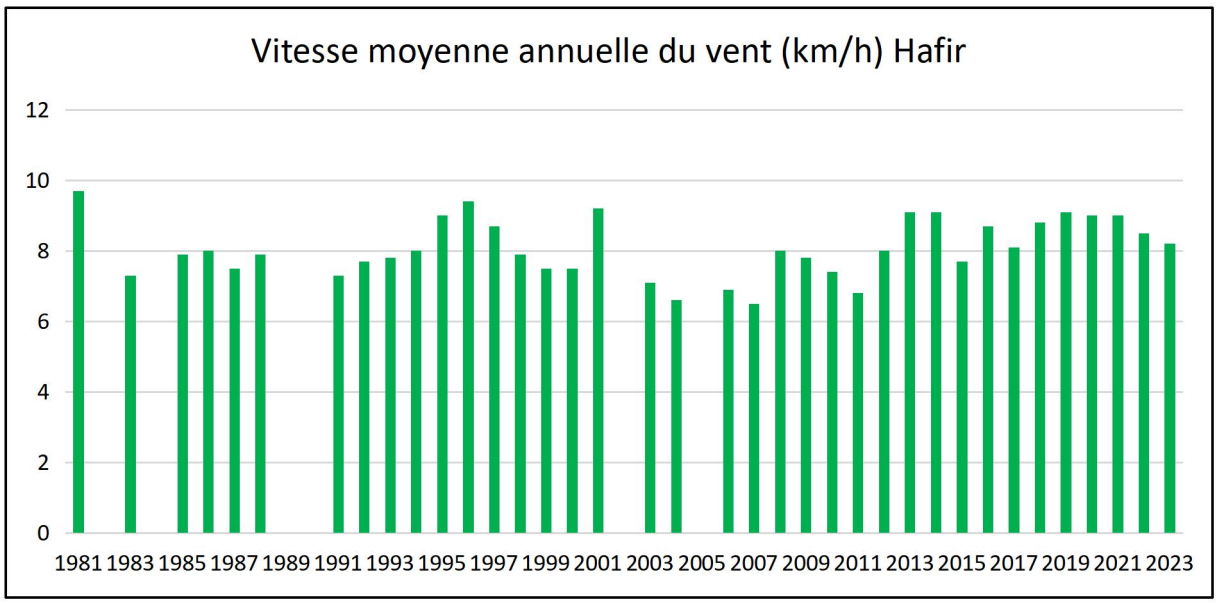


Figure 3.9 : Vitesse moyenne annuelle du vent (km/h) Hafir (A.N.R.H., 2025)

3.6.3.3.2. L'humidité

La zone d'étude est caractérisée par une hygrométrie atmosphérique importante, elle peut atteindre 63 à 70 % en moyenne.

3.6.3.3.3. La neige

Les chutes de neige principalement observées en février et mars, sont rares mais significatives. Leur occurrence varie selon l'altitude et l'exposition des versants, avec une présence notable à partir de 800 mètres d'altitude et des épaisseurs atteignant parfois 15 à 30 cm. Seltzer (1946), décrit que la durée annuelle d'enneigement peut aller de 7 à 25 jours, avec une accumulation totale avoisinant 1,5 mètre.

Lorsqu'elle est abondante, la neige provoque à la fonte des ravinements visibles sur les sols nus, témoignant de son impact érosif. À l'inverse, une couverture neigeuse mince joue un rôle protecteur important, en isolant le sol et les jeunes plantes des rigueurs du froid tout en leur fournissant une réserve d'eau essentielle pour leur croissance future (Bouchaour-Djabeur, 2001).

La neige même occasionnel, demeure un facteur climatique important qui influence positivement la régénération forestière dans ces milieux de moyenne et haute montagne.

3.6.3.3.4. La gelée

La position continentale et la topographie encaissée de la zone confèrent au site un fort caractère gélif. D'après les stations météorologiques de référence, on estime que les gelées surviennent en moyenne plus de 15 jours par an, exclusivement pendant la période hivernale, entre décembre et février. Cela reflète l'impact significatif du froid hivernal dans cette zone, qui influence la croissance des plantes et la gestion des écosystèmes forestiers.

3.6.4. Synthèse climatique

La synthèse des données climatiques d'une région repose sur divers indicateurs majeurs, calculés à partir des températures et des précipitations. Ces indicteurs sont importants pour connaitre les conditions écologiques et pour définir le mode de croissance ainsi que le

développement de la végétation présente. A titre d'exemple, à fin de visualiser les saisons sèches et humides qui sont des éléments déterminants pour la végétation méditerranéenne, le diagramme ombrothermique de Gaussen qui associe les températures moyennes mensuelles aux totaux de précipitations deumeure important (Belhacini, 2016). De même, l'indice pluviothermique d'Emberger intègre la moyenne des maxima du mois le plus chaud, la moyenne des minima du mois le plus froid, et les précipitations annuelles, pour caractériser les étages bioclimatiques et ainsi comprendre la distribution des plantes dans la région (Emberger, 1955). Ces outils aident donc à synthétiser le climat d'un territoire dans une perspective écologique et phytogéographique.

3.6.4.1. Amplitude thermique extrême moyenne ou indice de continentalité

L'amplitude thermique extrême moyenne (M-m) représente un paramètre climatique important qui nous permet de définir l'indice de continentalité d'une région donnée, à partir duquel on peut déduir si cette région est sous influence maritime ou continentale. Selon la classification de Debrach (1953), le tableau 3.7 montre que le massif jouit d'un climat semi-continental (25°C < M-m < 35°C).

Tableau 3.7 : Indice de continentalité pour les deux périodes 1914 - 1938 (Seltzer, 1946) et 1980 – 2024 (A.N.R.H., 2025)

Forêt	Période	M (°C)	m (°C)	M-m (°C)	Type de climat
Hafir	1914- 1938	31,1	1,8	29,3	Semi-continental

3.6.4.2. Indice de sécheresse estivale (Ie)

Cet indice s'exprime par le rapport entre les valeurs moyennes des précipitations estivales « PE » (mm) et la moyenne des maxima du mois le plus chaud « M » (°C) selon la formule d'Emberger (1942) :

$$Ie = PE / M$$

L'indice de sécheresse estivale d'Emberger est un bon indicateur de la sévérité de la sécheresse estivale en zone méditerranéenne. Son calcul se base sur la simple relation entre les précipitations estivales et la température maximale moyenne du mois le plus chaud.

Donc, un **Ie** faible (inférieur à 1 par exemple) indique un climat très sec en été, ce qui peut restreindre la végétation et avoir des implications écologiques significatives. A l'inverse, une hausse de cet indice traduit une amélioration relative des ressources en eau estivales, même si la sécheresse peut rester sévère.

Dans notre cas, les valeurs montrent que la subéraie a connu une forte sécheresse estivale dans la première période (1914-1938). La période récente (1980-2024) présente un indice plus élevé, donc un réchauffement avec une augmentation relative des pluies estivales, mais toujours avec une contrainte hydrique (Tab.3.8).

Cette interprétation s'appuie sur les travaux d'Emberger (1942) et leur utilisation dans de nombreuses études climatologiques et écologiques méditerranéennes (Emberger, 1942; Belgat, 2000; Scrivani et al., 2017).

Tableau 3.8 : Indice de sècheresse estivale pour les deux périodes 1914 - 1938 (Seltzer, 1946) et 1980 – 2024 (A.N.R.H., 2025)

Forêt	Période	PE « mm »	M (°C)	Ie
Hafir	1914- 1938	30	31,1	0,96

3.6.4.3. Etage de végétation ou zonation altitudinale

Les travaux relatives à la répartition de la végétation méditerranéenne, notamment ceux de d'Emberger (1930), Quézel (1976 et 2000), Rivas Martinez (1982) et M'hirit (1993), décrivent que les étages de végétation auxquels appartient chaque essence sont définis selon les gradients thermiques (T°C, m°C) et l'altitude. Les valeurs du tableau 3.9 correspondent à l'étage méso-méditerranéen :

Tableau 3.9 : Etage de végétation du chêne-liège

Forêt	Période	T (°C)	m (°C)	Altitude moyenne (m)	Etage de végétation
Hafir	1914- 1938	13,55	8.21	1170	MÉDITERRANÉEN SUPÉRIEUR
	1980- 2024	23.38	11.43	1170	

Critère (Botanique) : La présence confirmée du Chêne-liège (*Quercus suber*) est l'indicateur le plus fiable. Cette essence est strictement inféodée à l'étage méditerranéen et ne supporte pas les hivers rigoureux de l'étage montagnard.

Critère climatique : La température moyenne du mois le plus froid (m ≈ 9,8°C) correspond parfaitement aux exigences du Chêne-liège et est caractéristique d'un hiver tempéré méditerranéen. Elle est trop élevée pour l'étage montagnard typique.

Critère altitudinal : L'altitude de 1170 m est élevée pour le Chêne-liège, ce qui situe cette forêt dans la limite supérieure de son aire de répartition, d'où la dénomination "Méditerranéen supérieur".

3.6.4.4. Indice de De Martone

L'indice d'aridité est utile pour évaluer l'intensité de la sécheresse. De Martonne (1926), a défini Cet indice qui étudie spécialement les rapports du climat avec la végétation forestière et positionne la station d'étude dans un climat précis suivant la relation suivante :

$$I = P/(T+10)$$

P : Pluviométrie moyenne annuelle (mm) et T : Température moyenne annuelle (°C).

L'indice de De Martonne diminue aussi bien pour Hafir entre les deux périodes (Tab. 3.10), La forêt de Hafir est passée d'un climat humide à un climat semi-aride en l'espace de quelques décennies. Cette évolution est un signal clair de aridification du territoire, très probablement

liée au changement climatique global. La forêt actuelle, est un "vestige" d'un passé plus humide et est aujourd'hui en situation de stress et de déséquilibre avec le climat actuel.

Tableau 3.10 : Indice de De Martonne pour les deux périodes 1914 - 1938 (Seltzer, 1946) et 1980 – 2024 (A.N.R.H., 2025)

Forêt	Période	I (mm/°C)	Type de Climat
Hafir	1914- 1938	31,76	Humide
	1980- 2024	12.83	Semi-aride

3.6.4.5. Diagrammes Ombrothermiques de Bagnouls et Gaussen

Gaussen et Bagnouls (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 ($P < 2T$) avec P : Précipitation moyenne du mois en (mm) et T : Température moyenne du même mois en (°C).

Ils proposent un modèle de représentation graphique en juxtaposant 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 (Fig. 3.10).

Notre zone d'étude se situe dans un climat méditerranéen, la période de sécheresse estivale subit une évolution de plus en plus importante pour les deux forêts. Nous constatons que pour l'ancienne période, la séquence sèche s'étendait sur trois mois uniquement, à partir de mi-juin jusqu'à la mi-septembre. Pour la nouvelle période, elle dépasse les trois mois, elle s'étend presque quatre mois, de mi-juin à la fin septembre.

La durée de la période sèche a un effet direct sur le fonctionnement physiologique des arbres qui se trouve perturbé durant les longs épisodes de sécheresse. Elle entraine dans certaines conditions le dépérissement voire même la mort de ces arbres (Durand et al., 2004).

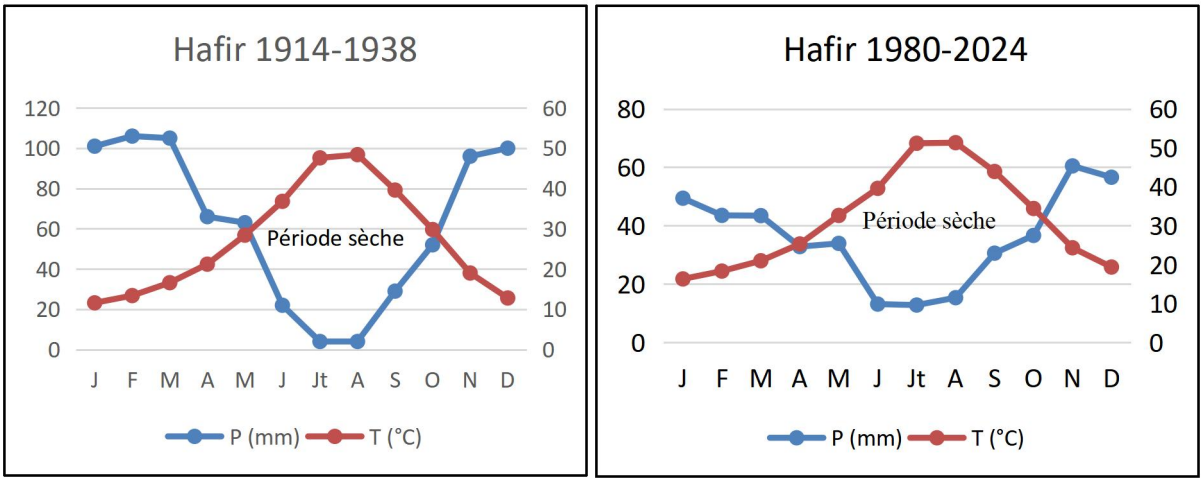


Figure 3.10 : Diagrammes ombrothermiques de Bagnouls et Gaussen (1953) pour les deux périodes 1913 - 1938 (Seltzer, 1946) et 1980-2024 (A.N.R.H., 2025)

3.6.4.6. Quotient pluviothermique et climagramme d'Emberger

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 (Quézel, 2000).

Pour caractériser le climat méditerranéen d'une zone donnée, Emberger (1939), a élaborée un diagramme bidimensionnel dans lequel la valeur du « Quotient pluviothermique » est reportée en ordonnée et la moyenne du mois le plus froid « m » de l'année en abscisse. Le quotient est calculé par la formule suivante : $\boldsymbol{Q2 = 2000\ P / M^2 - m^2}$

P : moyenne des précipitations annuelles (mm)
M : moyenne des maxima du mois le plus chaud (°K = °C + 273,2)
m : moyenne des minima du mois le plus froid (°K = °C + 273.2).

Le climagramme est subdivisé en sous étages (inférieur, moyen et supérieur) puis en variante thermique. Le calcul de ce quotient pour chaque forêt (Tab. 3.11), nous a permis de positionner le massif dans les étages correspondants.

Tableau 3.11 : Valeurs du « Q2 » et étages bioclimatiques

Forêt	Période	P (mm)	M (°C)	m (°C)	**Q2**	Etage bioclimatique	Variante thermique
Hafir	1914 - 1938	748	31,1	1,8	**87.6**	Sub- humide superieur	Frais
	1980 - 2024	428.60	32.87	4.83	**52.33**	Semi-aride	Tempéré

La forêt jouis d'un bioclimat subhumide à semi-aride à hiver frais (Tab. 3.11 et Fig. 3.11). Mais la diminution de la valeur de Q2 suite à une diminution des précipitations et une augmentation des températures entre l'ancienne et la nouvelle période, a provoqué un décalage des sous étages bioclimatiques (Hafir). Le climagramme d'Emberger, montre que Hafir passe légèrement du subhumide supérieur au subhumide inferieur.

D'une manière générale, nous enregistrons à travers cette analyse, un changement bioclimatique remarquable par rapport à l'ancienne période : les précipitations ont diminué de 10 à 20 % et les températures ont augmenté. Ce changement, convergeant vers l'aridité a déjà été signalé par de nombreux auteurs pour la région ouest (Quézel, 2000).

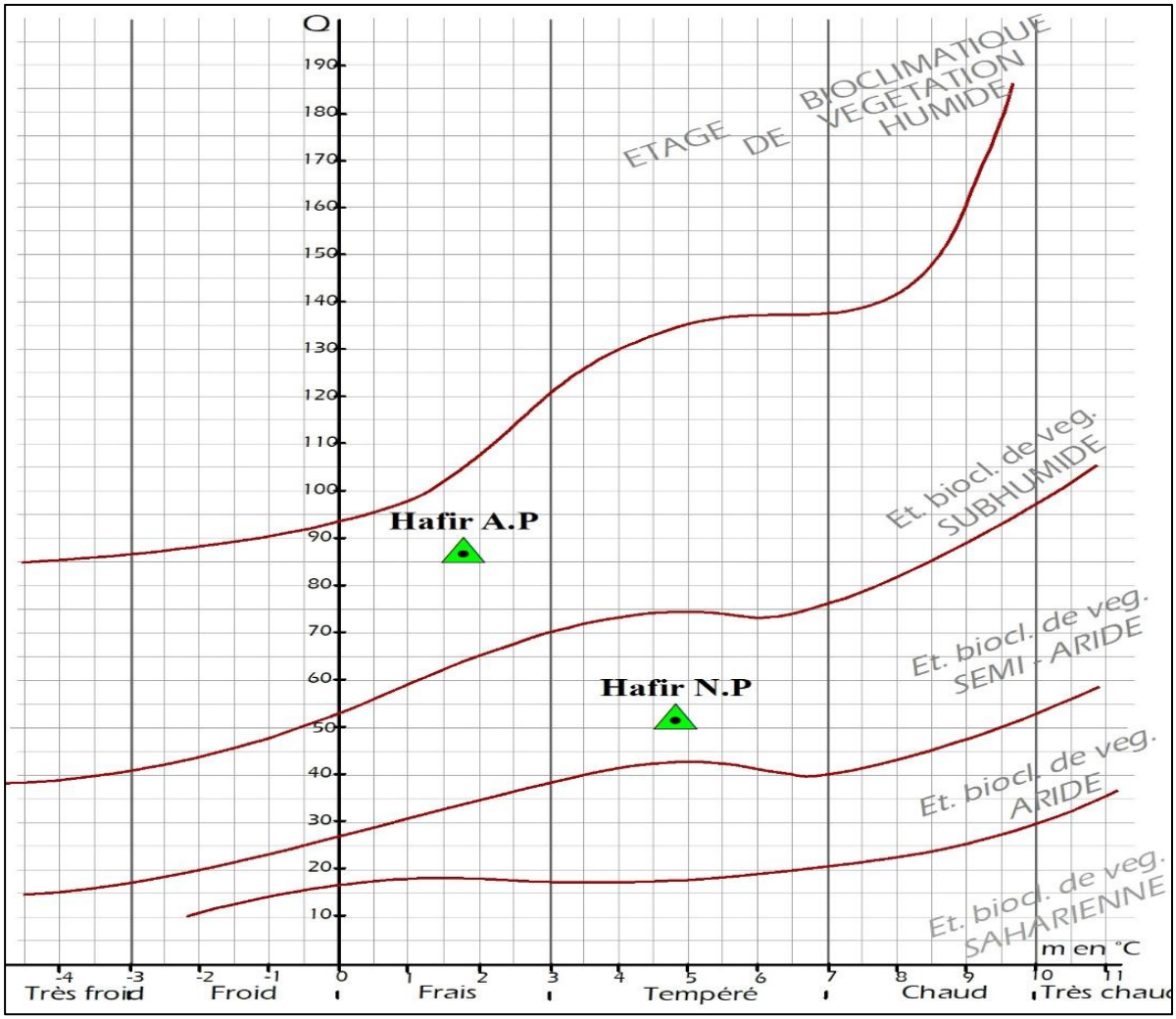


Figure 3.11 : Quotient pluviothermique et climagramme d'Emberger au cours de la période ancienne (A.P) et nouvelle (N.P)

3.7. Description forestière

La région de Tlemcen, dans son ensemble offre un paysage botanique excentrique et très diversifié, lié strictement aux circonstances du climat, du sol, du relief et de l'action anthropique, allant du littoral à la steppe (Bouchaour-Djabeur, 2001). Malheureusement, comme pour tous les paysages méditerranéens, les écosystèmes forestiers sont « désormais reconnus comme fortement modifiés, de sorte que même les formations végétales qui y apparaissent aujourd'hui comme « naturelles » sont en fait la résultante de perturbations d'origine humaine » (Tatoni et al., 1999).

Cette situation est le résultat de l'interaction de plusieurs actions et évènements historiques, socio-économiques, sylvicoles, forestiers et naturels. Gaouar (1980), signale que sur les 380 000 hectares de forêts de la wilaya de Tlemcen, 20% seulement représentent la forêt qui est dégradée aussi bien pédologiquement que dans son comportement phytoécologique et botanique ; les 80% qui restent représentent beaucoup plus le matorral à Doum (*Chamoerops humilis*) et à Diss (*Ampelodesma mauritanica*) que le maquis proprement dit, composé de taillis de *Quercus ilex* rabougris, de *Quercus coccifera* et de jujubier très dégradé (*Ziziphus lotus*).

3.7.1. La forêt de Hafir

La forêt de Hafir a été soumise au régime des forêts en 1891 (C.O.I.T., 1900). Elle était constituée essentiellement d'une vieille futaie de chêne-liège de 200 à 250 ans, avec quelques taillis provenant de rejets suite à l'exploitation de guerre, couvrant une superficie de l'ordre de 3 500 (Boudy, 1955) à 4 000 ha (Sauvagnac, 1956), localisés dans de nombreux cantons (11 au moins) dont les plus importants sont S'Rutou, Moutas, Tatsa, Tijdit, Oued Tlet, Oued Fernane et Koudiet Hafir.

En plus du vieillissement, du pacage incessant, des coupes illicites, des défrichements, etc., ce massif a subi dans le passé, toutes sortes de dévastations. Une bonne partie a de ce fait, irréversiblement disparu (Bouhraoua, 2003). Via les rapports de la conservation des forêts et du parc national de Tlemcen (2009), dans les années 50, la densité moyenne variait de 70 sujets à l'hectare dans beaucoup d'endroits incendiés et dégradés, à plus de 300 dans les parties où l'ancienne futaie était conservée ; les événements les plus importants qui marquèrent l'évolution de la forêt de Hafir, peuvent être décrits succinctement comme suite :

- Entre 1849 et 1859, un détachement de la compagnie des planteurs militaires entreprit de démascler 22.000 pieds sur 200 ha.
- En 1892 à la suite des incendies qui ont dévasté cette forêt, les essences ligneuses ont été dégradées à l'avantage du sous-bois. Certaines parties sont restées couvertes en diss, cistes, genêt, cytises, graminées, servant au pacage.
- En 1897, la zone non incendiée, encore boisée, présentait 5/10 de chêne-liège, 5/10 de Thuya, alors que la fraction incendiée comptait 2/10 de chêne-liège, 7/10 de Thuya, 2/10 de chêne vert et 1/10 d'oliviers.

- En 1920, des tentatives de repeuplement ont vu le jour, par l'intermédiaire de deux essais d'ensemencement par semis de glands, qui se soldèrent par un échec.
- En 1948, apparition des cépées de chêne-liège et amélioration des peuplements par le biais des rejets (après les incendies). Régénération satisfaisante en certains points, mais qui reste cependant irrégulière dans l'ensemble de la forêt.
- En 1952, des essais de régénération par semis sur banquettes ont été entrepris sur une surface de 30 hectares.
- En 1978, quelques opérations sommaires d'assainissement ont eu lieu sur 80 ha suite aux chablis provoqués par d'abondantes chutes de neige.
- En 1994, plus de 640 ha ont été ravagés par l'incendie
- De 1994 jusqu'à 2005, une série d'incendies successifs a touché ce massif compromettant sérieusement la régénération naturelle.
- Entre 2004 et 2010, 478 ha ont été reboisé avec un taux de réussite de 0 à 50 %.

À l'état naturel, elle est composée principalement de feuillus tels que les chênes (*Quercus suber, Q. rotundifolia* et *Q. faginea* ssp. *tlemcenensis*), l'olivier sauvage (*Olea europea* ssp. *oleaster*) et quelques pieds de frênes oxyphylles (*Fraxinus oxyphylla*), mais aussi de résineux comme le thuya de berberie (*Tetraclinis articulata*) et le genévrier oxycèdre (*Juniperus oxycedrus*). Le pin d'Alep, le pin pignon, le cyprès commun et l'eucalyptus se rencontrent dans certains cantons dégradés. Ils y ont été introduits lors de reboisements traités en DRS sur 575 ha entre 1965 et 1969 (C.F.W.T., 1995).

Les relevés phytosociologiques effectués par Zeraia (1981) et Dahmani (1984), ont permis de rattacher la formation de Hafir à l'association de type *Cytiso triflori-Quercetum suberis Br. Bl.* et à la sous association *Quercetosum canariensis.* L'allure de la végétation la plus évoluée est celle d'un matorral arboré élevé et dense.

La moitié des peuplements (2 300 ha) sont purs, tandis que les autres sont en mélange. Pour la strate arborée, la compétition biologique, est un autre facteur sérieux participant à l'élimination du chêne-liège. Dans les stations fraîches à humidité élevée telles que les versants exposés au nord, le bas des ravins et les bords des ruisseaux, le chêne-liège coexiste avec le chêne zeen, qui est capable de le dominer en formant un taillis sous futaie très dense. Toutefois, le comportement de cette essence qui a tendance à recoloniser les stations là où le chêne-liège avait disparu, a permis selon Bouhraoua (2003), la reconstitution d'un couvert

forestier qui a fait ainsi obstacle à l'envahissement du maquis. En revanche, dans les stations chaudes et sèches aux expositions sud, il est plutôt associé au chêne vert.

La strate arbustive se compose essentiellement de *Quercus suber L*., *Quercus rotundifolia Lam, Quercus faginea subsp. Tlemcenensis*, *Juniperus oxycedrus L*. Le sous-bois est très riche en plantes dont certaines sont caractéristiques d'une humidité élevée et d'autre d'une certaine aridité. Ce dernier est souvent peu développé mais rarement absent. Dans les stations dégradées par les incendies, il est très abondant.

Parmi les plantes les plus fréquentes, nous signalons le lierre (*Hedera helix*), le chèvrefeuille (*Lonicera implaxa*), la salsepareille (*Smilax aspera*), la ronce à feuille d'orme (*Rubus ulmifolius*), le daphne (*Daphne gnidium*), l'arbousier (*Arbutus unedo*), le petit houx (*Ruscus aculeatus*), la bruyère arborescente (*Erica arborea*), le romarin (*Rosmarinus officinalis*) et la fougère aigle (*Pteridium aquilinum*). Dans les zones dégradées, plus chaudes, on trouve plus d'essences secondaires telles que le chêne kermes (*Quercus coccifera*) et le genévrier oxycèdre (*Juniperus oxycedrus*), mais aussi les Cistes (*Cistus ladaniferus, Cistus salviaefolius, Cistus monspeliensis*), le diss (*Ampelodesmos mauritanicus*) et le doum (*Chamaerops humilis*) (Bouhraoua, 2003).

Actuellement, la structure de cette forêt est très hétérogène et déséquilibrée. La futaie de chêne-liège est vieillissante et ses sujets plus que bicentenaires sont mal sains (Bouchaour-Djabeur, 2001 ; Bouhraoua, 2003). La plus part des troncs sont creux, dépérissant et témoignent d'une grande mutilation Cet état de dégradation, est lié d'une part aux rudes conditions climatiques, aggravées ces dernières décennies par le réchauffement de la planète, les incendies, l'action des ravageurs et l'action humaine, et d'autre part, à l'état physiologique des souches et l'absence de régénération naturelle même si elle peut être plus ou moins acceptable par endroit.

3.8. Production subéricole

La production du liège en région oranaise a connu beaucoup de fluctuation. Le liège provenant des forêts domaniales M'sila (Oran) et Hafir (Tlemcen) est estimé de qualité supérieure selon Boudy (1955). Cette région fournissait un volume variable de liège. On note en effet une production annuelle moyenne d'environ 1 500 Qx entre 1898 et 1915 (1,7 % du

total national), 3 000 Qx entre 1939 et 1951 (1,3 % du total national dont 4/5 représente le liège marchant). Chaque arbre donnait un poids moyen de liège sec de 7 kg (Marc, 1916).

Cette production abondante pendant l'époque coloniale, est justifiée selon Dehane (2012), par les soins culturaux nécessaires apportés aux peuplements (travaux d'assainissement, débroussaillement, protection contre les incendies, extension du peuplement par reboisement, etc.). Après l'indépendance, au début des années 1970, la production subéreuse a grandement chuté. Les statistiques (1962 - 2000), montrent alors un volume annuel moyen de l'ordre de 500 Qx.

3.8.1. La subéraie de Hafir

La production en liège de toute la wilaya de Tlemcen dépend principalement de la forêt de Hafir dont les peuplements sont les plus importants. L'exploitation du liège qui a débuté entre 1849 et 1859 a été réalisée par une compagnie de Planteurs militaires qui a été chargée de démascler environ 22 000 pieds sur 200 ha (Thintoin, 1948). Le liège de reproduction, depuis longtemps considéré comme un liège de qualité supérieure, représentait les 2/5 de la production locale qui, selon Boudy (1955), a atteint 20 000 Qx entre 1939 et 1951 alors que le liège mâle représentait 1/3 seulement du total (6 300 Qx).

Entre 1940 et 1957 (date de la dernière exploitation coloniale), le liège a été exploité presque chaque année (16 campagnes en 21 ans) avec une récolte moyenne de 981 Qx. Le liège naturel qui représentait 14 % du total a été enlevé surtout entre 1948 et 1956, avec un rendement moyen de 250 Qx par an. Le liège marchand qui représente le plus gros de la production (70 %) a été levé régulièrement, avec un rendement moyen de 792 Qx, soit une production totale de 11 880 Qx en 15 campagnes. Le reste de la production est réparti entre le liège brûlé (248 Qx récoltés à 5 reprises après les incendies de 1940, 1941, 1943, 1952 et 1956) et le rebut. Ce dernier, qui représentait 4 à 35 % de la production annuelle selon la campagne, totalisait une récolte moyenne de 207 Qx. Par ailleurs, la forêt a fourni entre 1948 et 1953 environ 225 Qx de canons de liège pour les ruches d'abeilles et 129 Qx de glands (Bouhraoua, 2003).

Après l'indépendance, les travaux d'exploitation du liège de 1970 à 1995, se faisaient à un rythme très irrégulier et timide. La production globale de cette période était de 13 000 Qx, soit

une moyenne de 1 180 Qx (Fig. 3.12). Le démasclage a été relativement plus important et les récoltes des 9 campagnes ont donné un volume total de 3 500 Qx de liège mâle, chaque arbre mis en valeur a donné en moyenne 9 kg de ce liège. Le liège femelle de 10 campagnes a produit 9 437 Qx avec un rendement de 7,8 kg en moyenne par arbre. En revanche, le liège de rebut n'est récolté qu'une fois au début des exploitations (Bouhraoua, 2003). Le même auteur ajoute que la surface actuellement productive est d'environ 1 069 ha, ce qui représente 31 % de la superficie initiale. Ces dernières années cette production est très dérisoire.

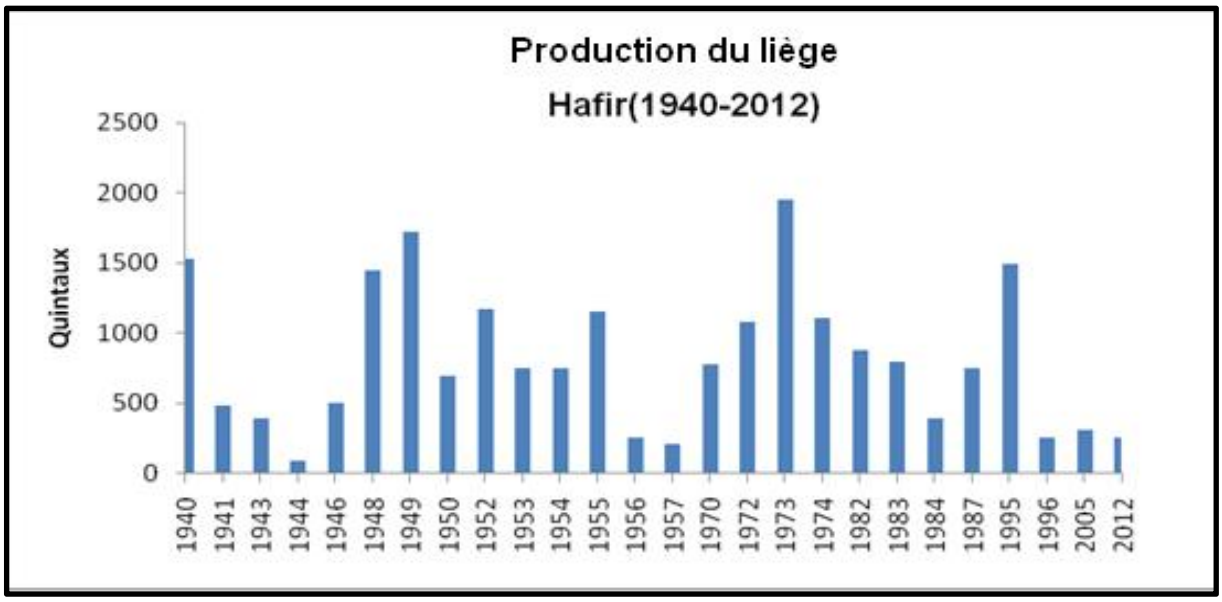


Figure 3. 12 : Evolution annuelle de la production du liège à Hafir (C.F.W.T., 1996 et 2012a)

3.9 Incendies

Les incendies représentent l'une des principales menaces pour la subéraie, provoquant la destruction partielle ou totale de la végétation et altérant les dynamiques écologiques (Nsibi et al., 2006). Que les incendies soient d'origine humaine, volontaire ou accidentelle, ils peuvent entraîner la destruction partielle ou totale de la végétation, modifiant ainsi les conditions écologiques de l'écosystème. Ces événements favorisent l'élimination de certaines espèces végétales tout en permettant à d'autres, mieux adaptées au feu, de se développer

A Hafir, les anciens incendies notamment de 1892, 1920 et 1956 ont favorisé le déclenchement du processus de dégradation, surtout au niveau des cantons Oued Fernane et

S'rutou, où étaient concentrés les plus beaux boisements de chêne-liège. La surface de subéraie ravagée au premier incendie a atteint 1 203 ha, soit le quart du peuplement (C.O.IT., 1969c).

Aucun autre incendie important n'a été signalé par la suite jusqu'en 1994 où 450 ha ont été détruits à Oued Fernane (C.F.W.T., 1995b). En 2001, un nouvel incendie a endommagé toutes les régénérations bien venantes qui étaient apparues par endroits. Ceux de 2004 et 2005 totalisent une superficie de 200 ha. Selon le bilan des incendies (C.F.WT., 2022), les superficies de chêne-liège incendiées à Hafir entre 1892 et 2020 totalisent 3 441,41 ha (Fig. 5.13) ce qui révèle que la forêt a subi deux incendies très graves et très rapprochés dans le temps (1994-2005) . Ce sont ces incendies récurrents et non espacés qui sont les plus destructeurs.

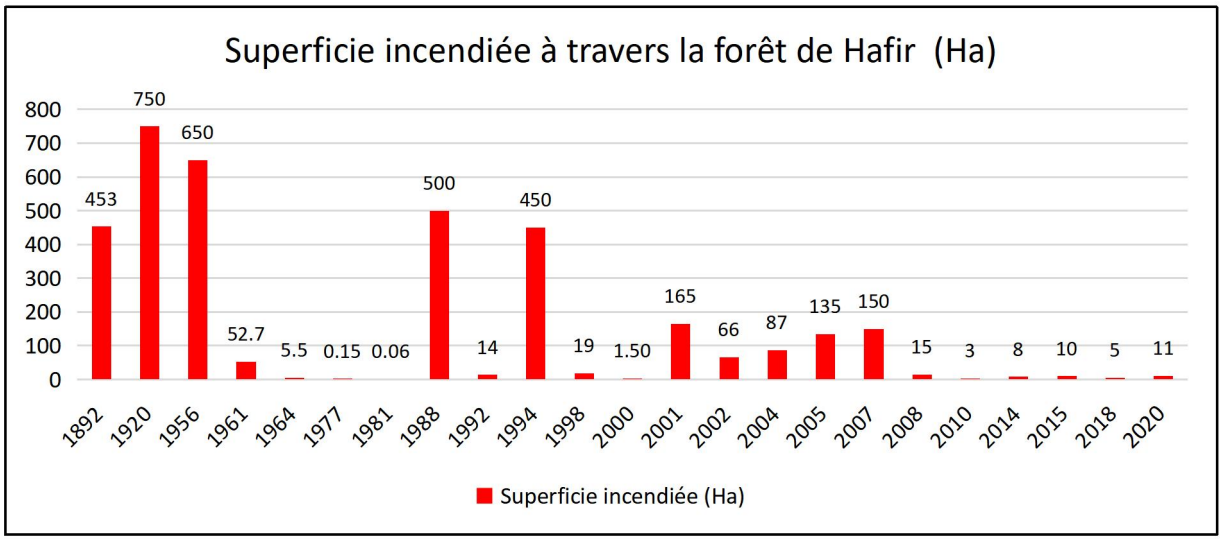


Figure 3.13 : Statistique des superficies incendiées à Hafir (C.F.WT., 2022)

CHAPITRE 4 : MÉTHODOLOGIE

4.1. Méthodologie de travail

4.1.1. Echantillonnage

Face à l'hétérogénéité du couvert végétal, un échantillonnage aléatoire simple a été adopté pour représenter la variabilité de la végétation (Pardé & Bouchon, 1988). L'inventaire a été réalisé selon la méthode de Braun-Blanquet (1951) et Frontier (1983).

Les relevés ont été effectués durant les saisons de végétation 2022–2023 (février à octobre), période optimale pour la détection des espèces vasculaires. 120 placettes de 400 m² chacune ont été installées dans des zones écologiquement homogènes. Les caractéristiques environnementales (coordonnées GPS, exposition, pente, altitude) et la liste floristique ont été relevées selon la méthode des coefficients d'abondance-dominance de Braun-Blanquet.

4.1.1.1. Plan d'échantillonnage floristique

L'échantillonnage a été conçu pour garantir la représentativité de l'ensemble de la mosaïque écologique et des gradients de perturbation affectant la subéraie. Ainsi, 120 relevés floristiques ont été répartis en couvrant les principaux gradients topographiques et d'usage anthropique. Ce type d'échantillonnage est largement recommandé pour assurer un inventaire exhaustif et objectif de la diversité végétale et permettre des analyses comparatives robustes dans les grands espaces forestiers méditerranéens (Meddour, 2019).

Chaque relevé a été réalisé sur une surface standardisée de 400 m² . La standardisation des surfaces augmente la comparabilité inter-relevés tout en assurant la fidélité de l'échantillonnage, comme le recommandent aussi Daget & Poissonet (1971) pour les zones méditerranéennes.

La répartition spatiale des points a été pensée pour éviter les zones atypiques et pour garantir l'homogénéité interne de chaque relevé en termes de couverture végétale, micro-topographie

et usages actuels. Cette approche permet de réduire les biais d'échantillonnage et de donner une vision fidèle de la structure et de la composition floristique de toute la subéraie (Meddour, 2011, 2019).

Les coordonnées GPS de chaque unité d'échantillonnage ont systématiquement été enregistrées et intégrées dans un Système d'Information Géographique (SIG), ceci afin d'assurer un géoréférencement précis des résultats et la production de cartographies analytiques fiables (Meddour, 2010, 2019).

Notre étude a pris en compte plusieurs paramètres orographiques, à savoir :

- **L'altitude**

L'inventaire a été réalisé dans la forêt de Hafir sur des altitudes variant de 700 m à 1399 m. La majorité des relevés (86 %, soit 103 relevés) ont été effectués entre 900 m et 1299 m.

- **L'exposition**

Les formations forestières exposées à l'ouest ont fait l'objet de 46 relevés, suivies par celles orientées au nord (39 relevés). Les expositions Est et Sud sont moins représentées, avec respectivement 18 et 17 relevés.

- **La pente**

La majorité des relevés (118) a été réalisée sur des pentes faibles à moyennes, tandis que seulement 2 relevés ont concerné des pentes fortes, en raison des difficultés d'accès.

L'identification des espèces végétales a été réalisée à l'aide des flores de Quézel & Santa (1962), Ozenda (1977) et Bonnier (1990), et la détermination des types biologiques a été basée sur le travail d'Ellenberg & Mueller-Dubois (1967).

Nous avons noté pour chaque espèce :

Le type biologique sensu Raunkiaer, (1934) : PH. (Phanérophyte), CH. (Chaméphyte), HE. (Hémicryptophyte), GE (Géophyte), TH. (Thérophyte).

Le type chorologique : Endémique, Méditerranéen, Nordique et Plurirégional (Benkhettou et al. 2015)

La rareté des espèces : nous avons utilisé l'échelle proposée par Medjahdi et al. (2018) qui se base sur la fréquence d'apparition des espèces dans les relevés botaniques. Les catégories de rareté se classent comme suit :

Très rare (RR) : espèce observée uniquement dans 1 à 2 relevés ;

Rare (R) : espèce présente dans 3 à 5 relevés ;

Commune (C) : espèce rencontrée dans 6 à 10 relevés ;

Assez commune (AC) : espèce observée dans 11 à 20 relevés ;

Très commune (CC) : espèce présente dans plus de 20 relevés.

Le taux de perturbation a été évalué par l'indice défini par Hébrard (1995) :

IP = (nombre Chaméphytes + nombre Thérophytes) / nombre total d'espèces x 100

4.1.2. Traitement des données

Les données floristiques ont été analysées par Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) via le logiciel Past 4.06b. Chaque taxon a été codé par un code composé de quatre lettres et d'un numéro est attribué à chacun des taxons. La première lettre indique le genre, les trois autres lettres qui suivent, indiquent les premières lettres de l'espèce, le numéro représente l'ordre des taxons dans la matrice (par exemple A-pyr 1 pour *Aceras pyramidalis*).

Les symboles des coefficients d'abondance-dominance ne sont pas directement exploitables. Le "+" n'étant pas une valeur, il a été remplacé par le nombre "1".

La matrice de données (387 lignes × 120 colonnes) a été transformée en une matrice présence/absence (1/0) pour la discrimination écologique des espèces inventoriées.

4.1.2.1. Analyse Statistique

Les différentes variables étudiées ont fait l'objet d'un traitement statistique par les logiciels : « SPSS », « Past »

Les analyses statistiques descriptives et comparatives ont été réalisées, incluant des paramètres de position (moyenne) et de dispersion (écart-type, coefficient de variation) (Dagnelie, 1973). Le test non paramétrique de Kruskal-Wallis a permis de comparer les abondances végétales entre groupes et d'identifier les corrélations entre paramètres (altitude, pente, exposition, incendies et bétail).

L'analyse factorielle des correspondances (AFC) a été appliquée à la matrice de présence-absence (relevés × espèces) pour révéler les structures phytoécologiques et les gradients écologiques structurant la végétation. Les relevés et les espèces ont été projetés dans un espace réduit de faible dimensionnalité. Les variables les plus contributives aux axes (situées proches du cercle de corrélation et loin de l'origine) ont été interprétées pour caractériser les faciès végétaux : les formations dégradées caractérisées par les Thérophytes (espèces annuelles pionnières) en réponse à la perturbation, et les formations stables dominées par *Quercus sube*r et les espèces pérennes. Cette approche permet une vision objective des associations végétales et de leur sensibilité aux perturbations (Roux & Roux, 1967).

4.1.3. Objectifs et Raisons de l'analyse géostatistique dans ArcGIS

Le traitement géostatistique de l'indice de perturbation (IP), calculé à partir des proportions Chamaéphytes et Thérophytes sur 120 relevés phytoécologiques localisés GPS dans la forêt de Hafir, vise à produire une surface continue d'intensité de dégradation spatiale. Cette approche s'appuie sur l'hypothèse de second ordre de stationnarité et utilise le krigeage ordinaire (OK) comme interpolateur optimal pour données ponctuelles rares (Johnston et al., 2001). Tous les traitements sont réalisés sous ArcGIS 10.6 avec l'extension Geostatistical Analyst activée.

La préparation des données débute par la jointure de la table IP (valeurs continues [0-1]) au shapefile de placettes (projection WGS84/UTM Zone 30N adaptée à Tlemcen). Les coordonnées XY sont vérifiées via Data Management > Projections and Transformations >

Define Projection, éliminant les outliers (>3 écarts-types) et testant la complétude (>95% des relevés valides). Une exploration exploratoire des données (EDA) est conduite avec Geostatistical Analyst > Explore Data > Trend Analysis pour détecter anisotropies directionnelles liées à pente/exposition, et Semivariogram/Covariance Cloud pour estimer nugget, sill et range préliminaires (ESRI, 2025a).

La modélisation du variogramme expérimental constitue l'étape pivot, via Geostatistical Wizard > Kriging. Le modèle sphérique ou exponentiel est sélectionné par critère AICc minimisé, avec lag size fixé à 1/3 de la distance inter-placette maximale (typiquement 200-500m pour Hafir). Les paramètres optimaux incluent un quartier de recherche elliptique (12-15 voisins, rayon major 1000m, azimut 30° E-W si gradient topographique dominant), et une transformation Box-Cox si asymétrie (Shapiro-Wilk $p<0.05$). La validation croisée (Cross-Validation) cible MSE<0, ME≈0 et RMSE standardisé≈1 (Johnston et al., 2001 ; ESRI, 2025b).

L'interpolation proprement dite s'effectue par Geostatistical Analyst > Kriging > Ordinary, générant deux rasters en sortie : IP_Prediction.tif (30m résolution, adaptée MNT local) et IP_ErrorStd.tif (variance krigeante). Pour les zones à faible densité de placettes, un masque est appliqué via Raster Calculator : Con ("DistanceToNearestPoint">1500, -999). En alternative robuste pour non-stationnarité, l'IDW (puissance 2) est testé (Spatial Analyst > Interpolation > IDW), bien que moins précis pour IP hétérogène (ESRI, 2025c).

La cartographie thématique finale symétrise les rasters en 5 classes quantiles (Symbology > Classified > Quantile), du vert (IP<0.3 : faciès stables Q. suber) au rouge (IP>0.7 : dégradés thérophytiques). Une analyse croisée intègre pente/exposition via Raster Calculator : "IP" * («PenteClasse" > 4) * 1.5 + "Exposition SudOuest" * 1.2, amplifiant les risques érosifs/incendie. La validation externe (10% placettes test) calcule RMSE<0.15 et carte de résidus (GA Layer > Prediction > Residuals). Le layout exporté (300dpi) inclut légende graduée, barre d'échelle, rose des vents et encadré variogramme (ESRI, 2025a).

Cette méthodologie, reproductible et validée par cross-validation, quantifie spatialement la dégradation des subéraies pour guider la restauration prioritaire.

L'analyse géostatistique constitue un outil essentiel pour l'étude spatiale des perturbations forestières, permettant de dépasser les limites des observations ponctuelles vers une compréhension holistique du territoire. Elle révèle d'abord la distribution spatiale des perturbations en identifiant zones homogènes, gradients écologiques et anomalies locales, comme les noyaux de dégradation dans les subéraies de Tlemcen (Zouak, 2025). Le variogramme quantifie ensuite la dépendance spatiale (autocorrélation vs distance), essentielle pour modéliser la contagion des perturbations anthropiques (surpâturage) ou naturelles (incendies) où la proximité dicte l'intensité (Goovaerts, 1997).

Contrairement aux interpolations déterministes (IDW), le krigeage ordinaire fournit des prédictions accompagnées d'une variance d'erreur minimisée sous l'hypothèse gaussienne, réduisant l'incertitude pour la gestion forestière : zones IP>0.7 priorisées en restauration (Johnston et al., 2001). Cette mesure probabiliste guide l'optimisation de l'échantillonnage futur, concentrant les relevés là où l'incertitude est maximale (résidus >2σ). Enfin, la prise en compte de l'anisotropie (ex. : propagation incendie vents dominants E-W) affine les modèles directionnels, adaptés aux topographies complexes des forêts méditerranéennes (ESRI, 2025).

4.2. Résultats

4.2.1.1. Présentation des cantons de la forêt de Hafir

La forêt de Hafir est composée de 24 cantons (Fig. 4.1), appartenants à sept groupes. Le tableau N° 4.1 Représente les différents cantons et leurs contenances.

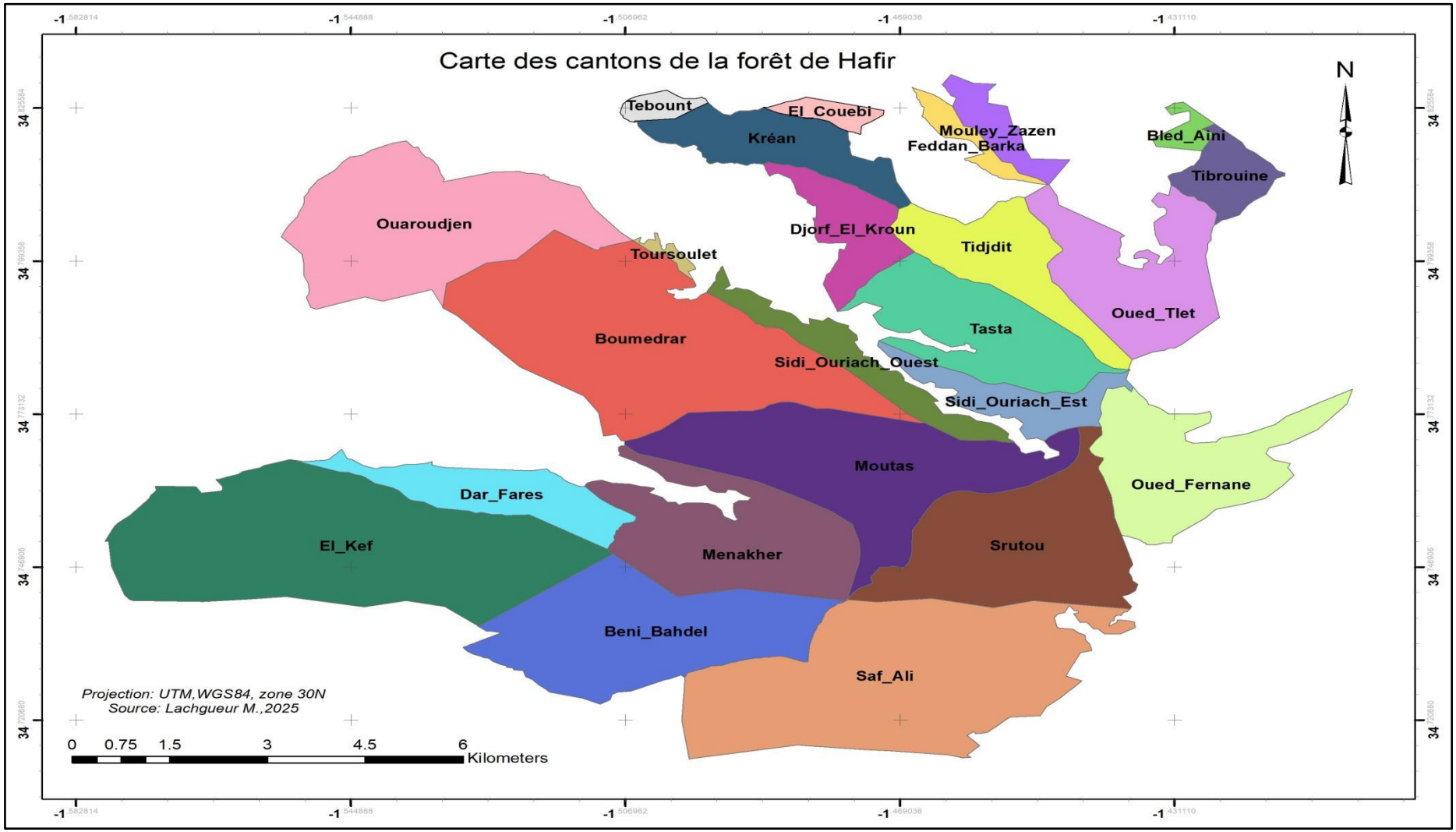


Figure 4.1: Carte des cantons de la forêt de Hafir (Lachgueur, 2025).

Tableau 4.1 : cantons de la forêt de Hafir (Sénatus consulte Hafir)

Commune	Douar	Nom du groupe	Sup du groupe Ha	Cantons	Sup canton ha
Lala Maghnia mixte	Kef	Kef	1202	Kef	1202
Ain fezza Mixte	Azail	Azail	680.3	Beni Bahdel	680.3
			1075.5	Saf El Ali	1075.5
Remchi Mixte	Tameksalet	Tameksalet	3637	Srutou	737
				Menakher	667
				Dar El Fares	274
				Moutas	802
				Boumedrar	1157
			752.19	Ouroudjen	752.19
	Ahl El Ghafer	Ahl El Ghafer	157	Sidi Ouariach Ouest	157
			13	Toursoulet	13
			805	Sidi Ouariach Est	179
				Tasta	430
				Djorf El Kroun	196
	Kréan	Kréan	552	Tidjdit	264
				Kréan	288
			46	El Couebi	46
			62	Feddan Barka	62
			42	Tebount	42
	Touririne	Touririne	414.4	Oued Tlet	414.4
			120	Tibriouin	120
			97.5	Mouley Zazen	97.5
			36.6	Bled Aini	36.6
Ain fezza Mixte	Ain Ghoraba	Ain Ghoraba	465.06	Oued Fernane	465.06
Superficie Total					**10157.55**

Le tableau présente un système d'organisation territoriale hiérarchique, typique des zones rurales dans certaines régions d'Afrique du Nord. La structure est la suivante : la Commune constitue le niveau administratif le plus large, qui est elle-même subdivisée en Douars. Chaque Douar comprend un ou plusieurs Groupes, qui portent souvent le nom du Douar lui-même ou d'une localité précise. Enfin, le niveau le plus fin est celui des Cantons, qui sont des divisions foncières ou des secteurs géographiques à l'intérieur d'un groupe. La superficie est

systématiquement renseignée pour chaque niveau, ce qui permet de comprendre le poids relatif de chaque entité au sein de l'ensemble.

2.1.1.1. Détail par Commune et Répartition Foncière

A. Commune de Lala Maghnia Mixte

Cette commune semble être la plus simple et la plus concentrée sur le plan territorial. Elle ne comporte qu'un seul Douar (Kef) et un seul Groupe (Kef), qui couvre une superficie de 1 202 hectares. Cette superficie est entièrement contenue dans un seul canton, également nommé Kef. Cela indique une unité géographique et administrative cohérente, où les limites du Douar, du Groupe et du Canton se superposent parfaitement.

B. Commune d'Ain Fezza Mixte

Cette commune est bien plus complexe et étendue. Elle est composée de trois Douars distincts : Azail, Ain Ghoraba et un Douar non nommé. La répartition est inégale :

Le Douar Azail a un groupe du même nom d'une superficie de 680,3 hectares, situé entièrement dans le canton de Beni Bahdel.

Le Douar non nommé est le plus important de la commune. Il est fragmenté en quatre groupes distincts : un groupe sans nom (1 075,5 ha), Ahl El Ghafer (975 ha), Kréan (702 ha) et Touririne (668,5 ha). La particularité de ce Douar est la forte subdivision de ses groupes en de nombreux cantons. Par exemple, le groupe Kréan est divisé en cinq cantons, le plus grand étant Kréan lui-même (288 ha). De même, le groupe Ahl El Ghafer est réparti sur cinq cantons, avec Tasta (430 ha) comme plus grand secteur.

Le Douar Ain Ghoraba est plus modeste, avec un seul groupe du même nom d'une superficie de 465,06 hectares, situé dans le canton d'Oued Fernane.

C. Commune de Remchi Mixte

Cette commune présente une structure intermédiaire. Elle ne comporte qu'un seul Douar (Tameksalet) et un seul Groupe (Tameksalet), mais ce groupe est extrêmement vaste (3 637 hectares) et est divisé en six cantons de taille importante. Le canton de Boumedrar est le plus

étendu avec 1 157 hectares, suivi de Moutas (802 ha) et Ouroudjen (752,19 ha). Cette structure montre un grand territoire (le Groupe) qui est géré ou divisé en plusieurs grands secteurs (les Cantons) pour une administration ou une exploitation plus fine.

Synthèse et Interprétation

La superficie totale de l'ensemble de ces terres est de 10 157,55 hectares. La commune de Remchi Mixte, avec son unique groupe de Tameksalet, représente à elle seule près de 36% de la superficie totale, ce qui en fait le pôle territorial majeur de cet ensemble. La commune d'Ain Fezza Mixte, bien que morcelée en de nombreuses entités, est la plus étendue si on considère l'ensemble de ses Douars.

La complexité de la subdivision, notamment dans le Douar non nommé d'Ain Fezza, peut s'expliquer par plusieurs facteurs : une histoire foncière complexe, une topographie accidentée qui segmente naturellement les terres, ou des modes d'exploitation agricole ou pastorale qui nécessitent une gestion par petites unités. À l'inverse, les structures plus unifiées de Lala Maghnia et de Remchi suggèrent des plateaux ou plaines plus homogènes, ou une organisation collective différente.

En conclusion, ce tableau décrit un paysage administratif et foncier diversifié, allant de l'unité simple (Lala Maghnia) à la fragmentation extrême (certains groupes d'Ain Fezza), en passant par la grande exploitation sectorisée (Remchi). Cette analyse met en lumière l'importance de la hiérarchie des territoires et la répartition inégale des superficies, ce qui est crucial pour toute planification du développement, de l'agriculture ou des infrastructures dans cette région (figure 4.1).

4.2.2. Analyse de l'Effort d'Échantillonnage et de la Couverture

Les caractéristiques écologiques qui nous décrivent les placettes d’étude sont illustrées dans le tableau 6.3. Dans la subéraie de Hafir, les 120 placettes (R1 à R120) sont installées à travers 17 canton . Sur différents altitudes, pentes et expositions (Fig. 4.2).

Tableau 4.2 : Nombre de relevés par canton

Cantons	Nbre relevés	Cantons	Nbre relevés
Beni Bahdel	7	Oued Fernane	16
Boumedrar	20	Oued Tlet	14
Dar Fares	3	Saf Ali	11
Djorf El Kroun	2	Sidi Ouariach Est	2
El kef	2	Srutou	9
Kréan	4	Tasta	4
Menakher	10	Tibrouin	3
Moutas	8	Tidjdit	3
Ouaroudjen	2		

Ce tableau N° 4.3 montre le nombre de relevés floristiques effectués dans chaque canton. Un relevé floristique est un inventaire précis des espèces végétales présentes dans une zone délimitée. Le nombre de relevés par canton est un indicateur direct de l'effort d'échantillonnage et de l'attention portée à la diversité écologique de chaque canton.

L'analyse révèle une répartition très inégale de cet effort à travers le territoire. Certains cantons ont fait l'objet d'une étude très poussée, tandis que d'autres n'ont été que très peu, voire marginalement, échantillonnés. Cette disparité peut s'expliquer par plusieurs facteurs tels que l'homogénéité du territoire, l'accessibilité des zones, leur richesse écologique , ou simplement les contraintes logistiques lors de la campagne d'inventaire.

4.2.2.1. Détail par Canton et Hiérarchisation de l'Intérêt Botanique

En croisant ces données avec les superficies des cantons, on peut identifier les zones qui ont retenu le plus de l'attention :

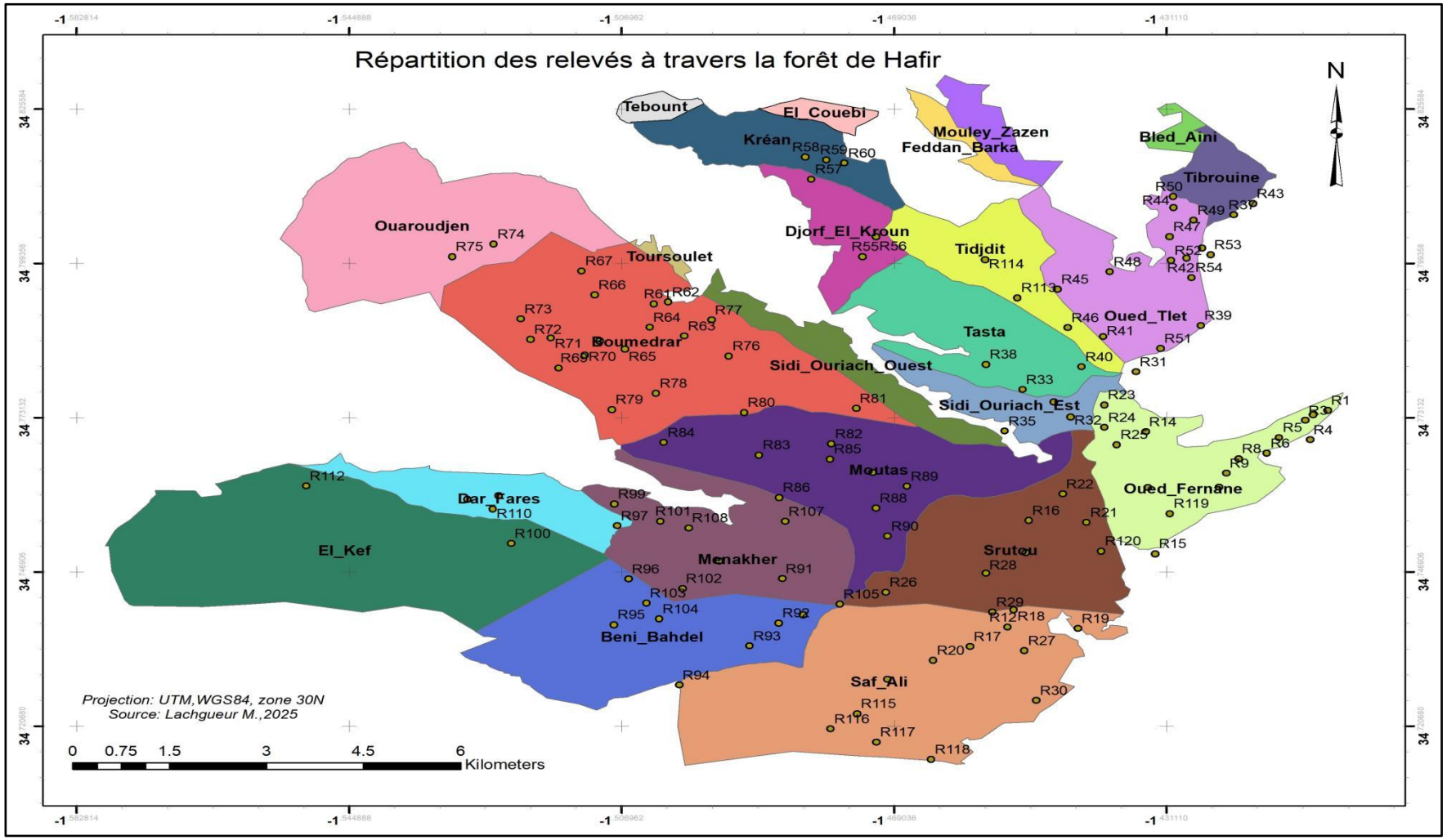


Figure 4.2: Répartition des relevés à travers la forêt de Hafir (Lachgueur M., 2025)

A. Cantons à Fort Intérêt Écologique (Plus de 10 relevés)

Boumedrar (20 relevés) : Ce canton est de loin le plus étudié. Avec ses 1 157 hectares (le plus grand canton identifié précédemment) et 20 relevés, il représente un site majeur pour la biodiversité ou présente une grande variété d'habitats. L'effort d'échantillonnage est à la hauteur de son importance territoriale.

Oued Fernane (16 relevés) : Malgré une superficie modeste (465 ha pour le groupe Ain Ghoraba dont il est le seul canton), ce canton a fait l'objet d'un nombre d'inventaires très élevé.

Oued Tlet (14 relevés) : Canton principal du groupe Touririne (414,4 ha), il a également été intensément étudié, indiquant un écosystème particulier.

Saf Ali (11 relevés) : Ce canton, qui couvre à lui seul 1 075,5 hectares, a reçu une attention soutenue, ce qui est cohérent avec son étendue et la probabilité d'abriter une diversité de milieux.

Menakher (10 relevés) : Avec 667 hectares, ce canton de la grande plaine de Tameksalet a également bénéficié d'un effort d'échantillonnage significatif.

B. Cantons à Intérêt Écologique Modéré (Entre 5 et 9 relevés)

Beni Bahdel (7 relevés) : Canton unique du groupe Azail, il a fait l'objet d'un échantillonnage .

Srutou (9 relevés) et Moutas (8 relevés) : Ces deux cantons de la plaine de Tameksalet, bien que de taille moyenne (737 ha et 802 ha), ont été raisonnablement couverts.

C. Cantons Sous-Échantillonnés (Moins de 5 relevés)

Une majorité de cantons se situe dans cette catégorie, avec un nombre de relevés très faible (2 à 4). C'est le cas de Dar Fares (3), Djorf El Kroun (2), El Kef (2), Kréan (4), Sidi Ouariach Est (2), Tasta (4), Tibrouin (3), Tidjdit (3) et Ouaroudjen (2), cela est du à la faible hétérogénéité de ces cantons.

A Hafir, les sols sont régulièrement pierreux avec un affleurement rocheux modéré et par endroit. Ils sont fréquemment profonds (> 100 cm), sauf dans quelques secteurs où ils sont superficiels. La litière forme une couche faible à moyenne d'un humus très peu décomposé, n'excédant pas 1,5 cm en moyenne.

Les peuplements sont majoritairement naturels donnant un aspect irrégulier. Les chênes-liège sont purs, parfois mélangés avec soit du chêne vert, soit du chêne zeen, soit du chêne vert et zeen dans la placette, ou bien encore avec les chênes vert et kermès. Nous notons quelques brins de taillis provenant de différentes coupes licites ou illicites ou encore du passage du feu. La régénération naturelle est quasiment absente. En revanche, nous avons noté quelques semis bien cachés de la dent de l'animal. En général, la densité des peuplements est moyennement dense à dense (80 à 190 pieds à l'hectare).

L'anthropisation est moyenne à forte et le bétail plus ou moins abondant. Les arbres sont le plus souvent mal charpentés, des fois, les cimes sont étrécies et la circonférence ne s'accroit que lentement. Cette dernière n'atteint la dimension de démasclage qu'à un âge parfois avancé. Beaucoup d'arbres sont réduits à un tronc et quelques grosses branches ornées de maigres touffes de gourmands. En général, à la périphérie des subéraies, seuls les gros arbres produisant des glands et procurant de l'ombrage pour les riverains sont respectés et en bon état. La concurrence est nette , là où le chêne vert prédomine en altitude. Des empreintes de feu sur les troncs de quelques sujets des placettes sont visibles. Elles résultent des derniers passages de feu de 2004, 2006, 2008 et 2011.

4.2.3. Analyse de la Répartition Topographique du Territoire

L'analyse révèle un territoire majoritairement situé en altitude moyenne à élevée, avec une répartition des surfaces qui ne suit pas une distribution uniforme mais montre une prédominance très nette pour les zones les plus hautes (Fig. 4.3).

4.2.3.1. Détail par Classe d'Altitude et Importance Relative

Voici un examen détaillé de chaque tranche d'altitude, de la plus basse à la plus haute (Fig.4.4):

Analyse altimétrique du territoire étudié

La répartition altitudinale du territoire révèle une structure topographique contrastée, où les différentes classes d'altitude traduisent une gradation nette des conditions écologiques et physiques.

Classe de très basse altitude (606 – 805 mètres)

Ces zones basses correspondent principalement aux fonds de vallées et aux piémonts. Elles couvrent une superficie de 889 ha, soit 8,68 % de la superficie totale. Ce sont souvent les espaces les plus accessibles, où les influences anthropiques — notamment le pâturage et les cultures — se manifestent le plus fortement.

Classe de basse altitude (805 – 969 mètres)

Formant une zone de transition entre les piémonts et les reliefs plus élevés, cette classe englobe 1 515 ha (soit 14,79 % du territoire). Elle correspond à des collines et des bas plateaux qui offrent généralement des sols plus développés et une végétation caractéristique des étages subhumides à semi-humides.

Classe d'altitude moyenne (969 – 1110 mètres)

Occupant une part importante du relief avec 2 005 ha (19,58 %), cette classe correspond au cœur du domaine forestier. Les conditions y sont plus tempérées et favorisent le développement des formations arborées dominées par le chêne-liège. Les équilibres écologiques y sont sensibles aux variations microclimatiques et aux pratiques sylvopastorales.

Classe de haute altitude (1110 – 1 230 mètres)

C'est la classe la plus étendue du territoire, couvrant 3 132 ha, soit 30,58 % de la superficie totale. Ces secteurs élevés, souvent marqués par des pentes prononcées, sont plus exposés à l'érosion et connaissent des contraintes hydriques plus fortes. Ils représentent les versants supérieurs du massif, là où la topographie dicte en grande partie la structure de la végétation.

Classe d'altitude extrême (1 230 – 1 439 mètres)

Représentant 2 702 ha (26,38 %), cette classe témoigne du caractère montagneux affirmé du territoire. Ces zones sommitales, souvent inaccessibles, abritent des milieux écologiquement exigeants où seules les espèces adaptées au froid et à la sécheresse estivale persistent. Elles jouent également un rôle écologique majeur en régulant le régime hydrique des versants en contrebas.

En synthèse, cette analyse altimétrique met en évidence le profil montagneux du site d'étude, où près de la moitié du territoire se situe au-dessus de 1 100 m d'altitude. Cette distribution conditionne fortement la répartition de la végétation, l'organisation des sols ainsi que les formes d'occupation humaine et pastorale observées sur le massif.

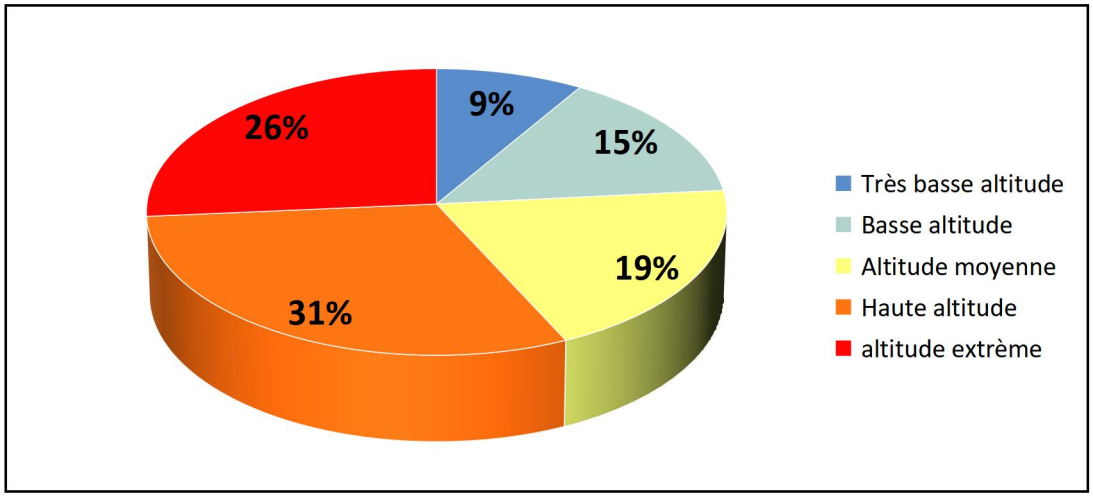


Figure 4.3: répartition des classes 'altitude à travers la forêt de Hafir (Lachgueur M., 2025).

4.2.3.2. Structure Altimétrique Générale

La région étudiée couvre un gradient altitudinal significatif de 583 mètres, s'étendant du point le plus bas à Boumedrar (754m) au plus élevé à Oued Tlet (1337m). Cette diversité crée des conditions topographiques variées avec des implications importantes pour l'aménagement du territoire (Tab. 4.3).

4.2.3.2.1. Profils Cantonaux Caractéristiques

Cantons de Haut Relief Accidenté

Oued Tlet : Émerge comme le canton le plus accidenté avec l'amplitude topographique la plus forte (493m) et des pentes majoritairement fortes. C'est une zone de relief complexe et marqué.

Boumedrar : Se distingue par ses vallées profondes (441m de dénivelé) combinées à une prédominance de pentes fortes (80%), créant un paysage particulièrement escarpé.

Oued Fernane : Associe altitude élevée (1191m en moyenne) et pentes fortes quasi-exclusives, formant des plateaux fortement pentus.

Cantons de Plateaux Stables

Ouaroudjen : Représente le plateau le plus uniforme avec une amplitude négligeable (10m) et des pentes douces à modérées.

Kréan : Plateau élevé (1257m) mais peu accidenté, offrant des conditions topographiques stables en altitude.

Cantons de Collines et Moyens Reliefs

Menakher : Présente la plus grande diversité topographique avec un équilibre entre pentes douces, modérées et fortes, et une amplitude modérée (297m).

Saf Ali et Tasta : Combinent reliefs modérés et présence notable de pentes fortes, avec des altitudes variant autour de 1100m.

Cantons de Basse Altitude

Dar Fares : Se caractérise par l'altitude moyenne la plus basse (896m) et le relief le plus plat (58m d'amplitude), malgré une prédominance de pentes fortes.

Sidi Ouariach Est et Tidjdit : Autres cantons de basse altitude présentant des reliefs relativement atténués.

Cette analyse met en évidence la nécessité d'approches différenciées selon les spécificités topographiques de chaque canton, particulièrement pour la gestion des risques naturels et l'optimisation de l'utilisation des terres.

Tableau 4.3: Répartition des Relevés par Classe d'Altitude et par Canton

Canton	Total	Très Basse (565-733	Basse (733-901 m)	Moyenne (901-1070 m)	Haute (1070-1238 m)	Extrême (>1238 m)	Profil Altitudinal Dominant
Boumedrar	20	2 (10%)	3 (15%)	9 (45%)	5 (25%)	1 (5%)	Altitude moyenne
Oued Tlet	13	0	2 (15%)	3 (23%)	3 (23%)	5 (38%)	Altitude extrême
Menakher	11	0	0	2 (18%)	6 (55%)	3 (27%)	Haute altitude
Oued Fernane	11	0	0	1 (9%)	4 (36%)	6 (55%)	Altitude extrême
Saf Ali	8	1 (13%)	0	4 (50%)	3 (38%)	0	Altitude moyenne
Srutou	7	0	0	1 (14%)	4 (57%)	2 (29%)	Haute altitude
Beni Bahdel	6	0	0	1 (17%)	2 (33%)	3 (50%)	Altitude extrême
Moutas	8	0	0	1 (13%)	7 (88%)	0	Haute altitude
Kréan	4	0	0	0	1 (25%)	3 (75%)	Altitude extrême
Tasta	4	0	0	1 (25%)	1 (25%)	2 (50%)	Mixte (Haute à Extrême)
Djorf El Kroun	2	0	0	0	0	2 (100%)	Altitude extrême
El Kef	2	0	1 (50%)	1 (50%)	0	0	Mixte (Basse à Moyenne)
Tibrouin	3	0	1 (33%)	1 (33%)	1 (33%)	0	Mixte (Basse à Haute)
Tidjdit	3	0	1 (33%)	2 (67%)	0	0	Altitude moyenne
Sidi Ouariach est	2	0	1 (50%)	1 (50%)	0	0	Mixte (Basse à Moyenne)
Dar Fares	3	0	3 (100%)	0	0	0	Basse altitude
Ouaroudjen	2	0	0	0	2 (100%)	0	Haute altitude

4.2.3.2.2. Analyse de la Répartition des Relevés par Classe d'Altitude

L'examen des du tableau N° 4.3 révèle une structure altimétrique clairement marquée, où les altitudes élevées dominent le paysage.

Dominance des Étage Élevés

Les hautes altitudes constituent l'épine dorsale du territoire. La classe de haute altitude (1010-1230 m) émerge comme la plus représentée avec 48 relevés, soit plus d'un tiers du total (40 %). Elle forme l'étage structural principal, particulièrement bien exprimé dans les cantons de Oued Fernane, Menakher, Boumedrar, Moutas, Oued Tlet, Tibrouin, ,Srutou, Saf Ali, Beni Bahdel, Tasta, El Kef , Ouaroudjen et Kréan . Immédiatement en dessous, la classe moyenne (969-1110 m) rassemble 29 relevés (24 %) notamment au niveau des cantons de Beni Bahdel, Boumedrar, Menakher, Moutas, Oued Fernane, Oued Tlet, Saf Ali, Sidi Ouariach Est, Srutou, Tasta, Tibrouin et Tidjdit .

Importance des Extrêmes Altitudinaux

Les altitudes extrêmes (>1230 m), bien que moins étendues, captent 18% des relevés (22 relevés), confirmant le caractère montagnard affirmé de la région. Les cantons d'Oued Fernane et d'Oued Tlet en sont les principaux représentants. À l'opposé du spectre, les basses altitudes montrent une présence plus discrète : la classe basse (805 - 969 m) compte 18 relevés (15 %), tandis que la très basse altitude (606 - 805 m) n'enregistre que 3 relevés (3 %), faisant d'elle la classe la plus rare.

4.2.3.2.3. Structure et Implications

Cette distribution dessine une pyramide altimétrique inversée, où la fréquence des relevés décroît régulièrement depuis les hauteurs vers les bas-fonds. Les trois classes supérieures (extrême, haute et moyenne) concentrent à elles seules 82 % des observations, soulignant la prégnance des reliefs élevés. Cette organisation souligne le caractère essentiellement montagnard de la région, où les enjeux de gestion - conservation des écosystèmes d'altitude, aménagement des versants, prévention des risques érosifs - devront prioritairement concerner les étages supérieurs qui façonnent l'essentiel du territoire.

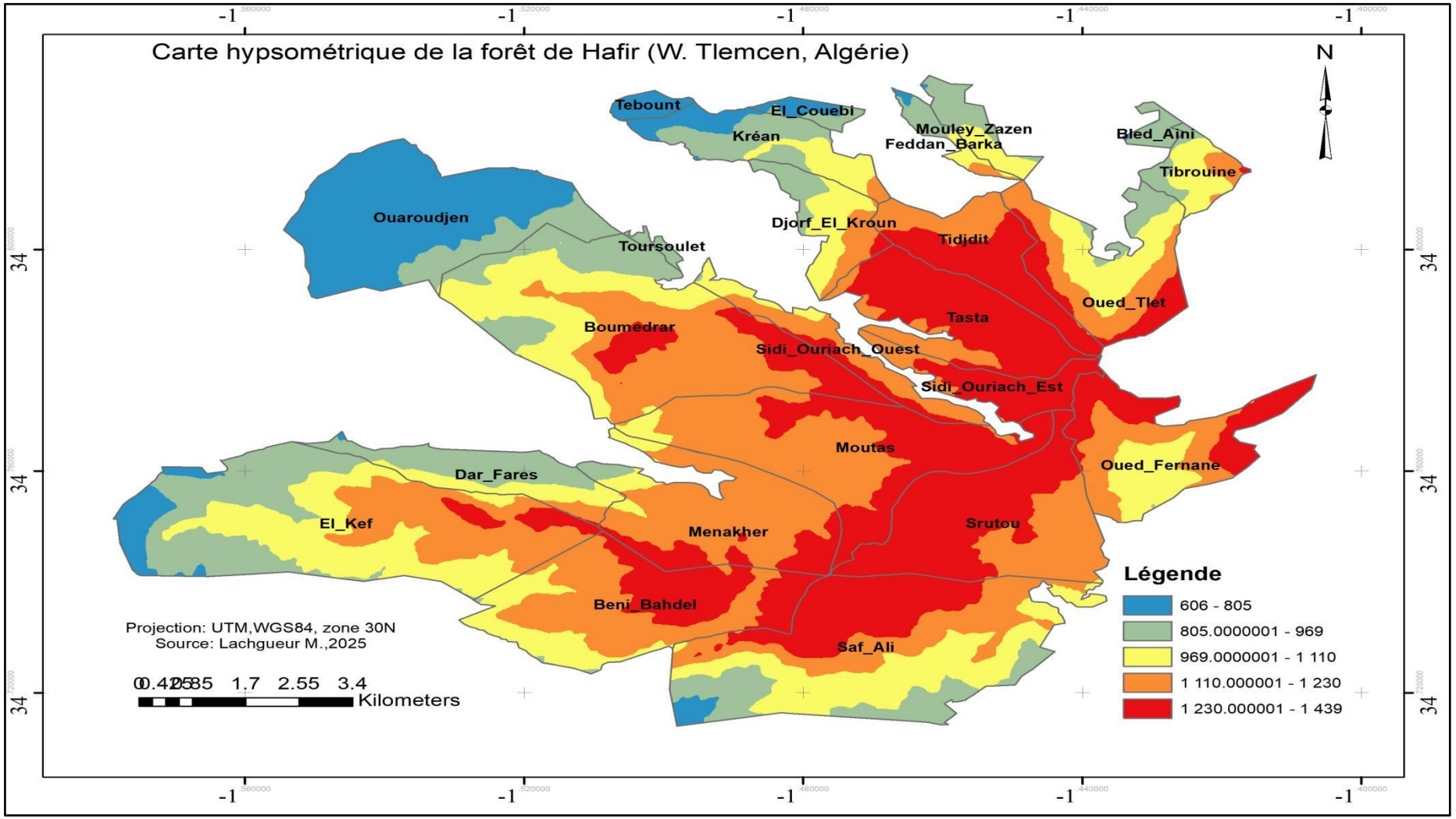


Figure 4.4: carte hypsométrique de la forêt de Hafir (Lachgueur,2025).

4.2.3.3. Détail par Classe de Pente et Implications Directes

L'analyse du tableau N° 4.4 révèle un territoire majoritairement accidenté, où les terrains pentus constituent l'élément paysager dominant. Cette caractéristique morphologique a des implications directes sur l'érosion des sols, le ruissellement des eaux et les types de végétation.

4.2.3.3.1. Analyse des Classes de Pente par Canton

L'examen des 120 relevés topographiques à travers le prisme des cinq classes de pente révèle une région majoritairement accidentée, où les fortes pentes constituent la norme plutôt que l'exception.

Dominance des Pentes Fortes

La **classe de pente forte** (12,5-25%) est le caractère dominant du territoire, représentant 70 relevés sur 120, soit 58,3% du total. Cette prédominance s'exprime avec une particulière netteté dans plusieurs cantons : Boumedrar (80%), Oued Fernane (88%) et Tibrouin (100%) se distinguent par un relief uniformément accentué. La pente forte constitue l'élément structurant du paysage sur la majeure partie du territoire.

Répartition des Autres Classes de Pente

Les **pentes moyennes** (6-12,5%) regroupent 30 relevés (25%), formant la deuxième classe la plus représentée. Elles deviennent majoritaires dans certains cantons comme Moutas (50%) et Beni Bahdel (50%). Les **pentes faibles** (3-6%) concernent 12 relevés (10%), trouvant leur expression principale à Menakher (36%) et Ouaroudjen (50%). Les **pentes très fortes** (>25%), bien que minoritaires avec seulement 7 relevés (5,8%), montrent des concentrations significatives à Tasta (50%) et Sidi Ouariach Est (50%). Enfin, la **pente très faible** (0-3%) n'apparaît que dans un seul relevé à Beni Bahdel.

Tableau N° 4.4 : répartition des relevés par classes de pente

Canton	Total Relevés	Classe 1 (0-3%)	Classe 2 (3-6%)	Classe 3 (6-12.5%)	Classe 4 (12.5-25%)	Classe 5 (>25%)	Topographie Dominante
Boumedrar	20	0	0	3 (15%)	16 (80%)	1 (5%)	P.forte très majoritaire
Oued Tlet	13	0	0	2 (15%)	9 (69%)	2 (15%)	P. forte dominante
Menakher	11	0	4 (36%)	3 (27%)	4 (36%)	0	Relief varié et équilibré
Saf Ali	8	0	1 (13%)	2 (25%)	5 (63%)	0	P. forte dominante
Oued Fernane	8	0	0	1 (13%)	7 (88%)	0	**P.** forte quasi-exclusive
Srutou	7	0	2 (29%)	3 (43%)	2 (29%)	0	P. modérée dominante, relief varié
Beni Bahdel	6	1 (17%)	0	3 (50%)	2 (33%)	0	P. modérée, présence unique de Classe 1
Moutas	8	0	1 (13%)	4 (50%)	3 (38%)	0	P.modérée dominante
Kréan	4	0	1 (25%)	2 (50%)	1 (25%)	0	P. modérée
Tibrouin	3	0	0	0	3 (100%)	0	Exclusivement pente forte
Tidjdit	3	0	0	0	3 (100%)	0	Exclusivement pente forte
Tasta	4	0	0	1 (25%)	1 (25%)	2 (50%)	Forte présence de pentes très fortes
Dar Fares	3	0	0	1 (33%)	2 (67%)	0	Pente forte
Sidi Ouariach Est	2	0	0	0	1 (50%)	1 (50%)	P. très fortes
El Kef	2	0	0	1 (50%)	1 (50%)	0	Mixte modéré/fort
Djorf El Kroun	2	0	0	1 (50%)	1 (50%)	0	Mixte modéré/fort
Ouaroudjen	2	0	1 (50%)	1 (50%)	0	0	Pente douce à modérée

4.2.3.4. Typologie des Cantons par situation des relevés

Cantons à forte pente exclusive :

Tibrouin, Tidjdit (100% pente forte)

Oued Fernane (88%), Boumedrar (80%)

Caractère : Versants raides et uniformes

***Cantons à pente modérée dominante** :*

Moutas (50%), Kréan (50%), Beni Bahdel (50%)

Caractère : Reliefs modérés et réguliers

Cantons à forte diversité de pentes :

Menakher (équilibre entre faibles, moyennes et fortes)

Srutou (répartition tripartite équilibrée)

Caractère : Mosaïque topographique complexe

Cantons à pentes extrêmes :

Tasta, Sidi Ouariach Est (50% de pentes très fortes)

Caractère : Reliefs escarpés et découpés

En conclusion, l'analyse de la pente est l'élément qui permet de passer d'une simple description altimétrique à une compréhension dynamique des potentialités et des vulnérabilités du territoire. Elle souligne que la gestion de ce paysage doit impérativement prendre en compte la fragilité de ses sols et l'importance de pratiques adaptées à un relief difficile (Fig. 4.5).

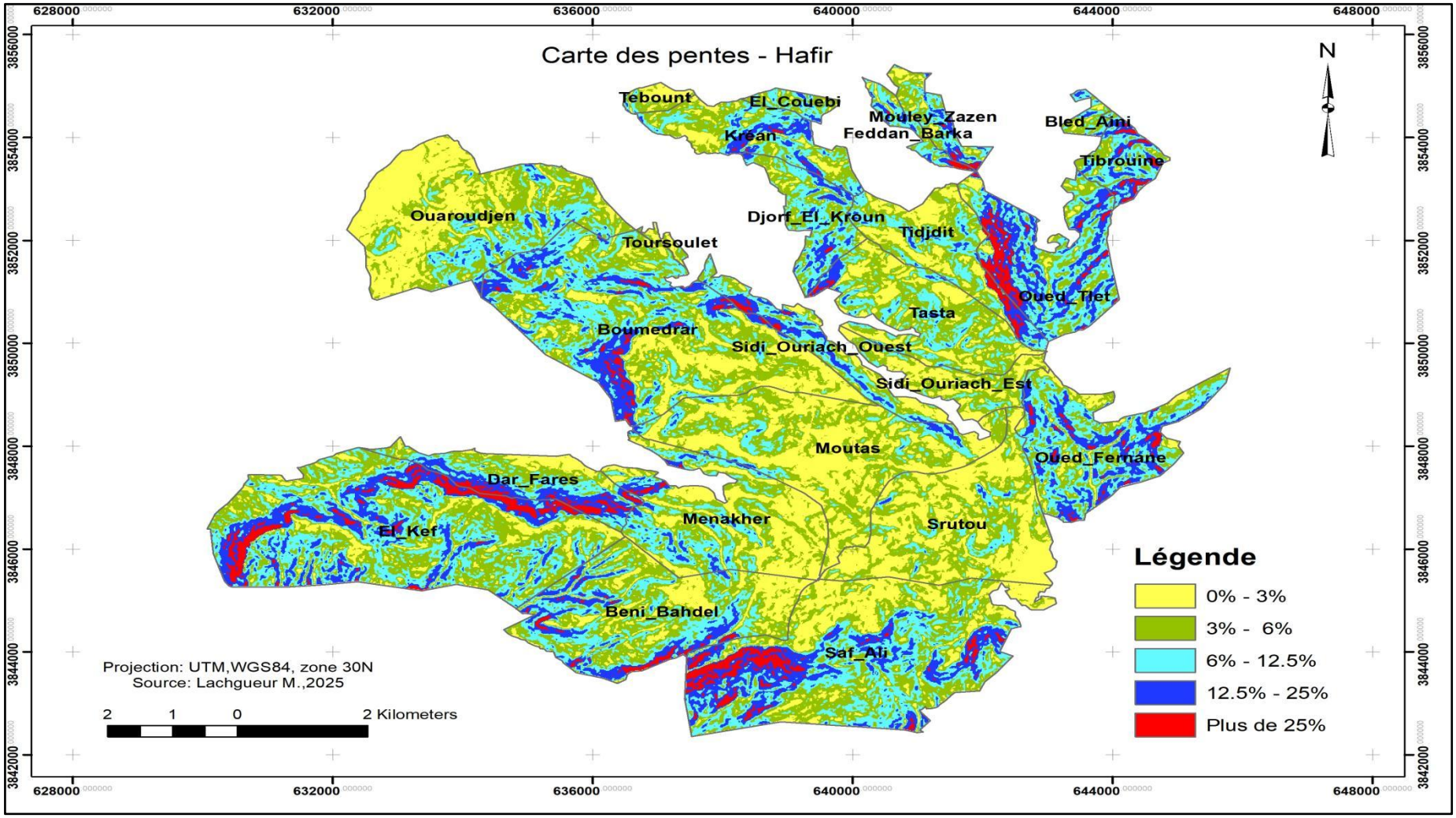


Figure 4.5 : carte des pentes de la forêt de Hafir (Lachgueur , 2025)

4.2.3.5. Détail par Classes des expositions et Implications Bioclimatiques :

L'analyse révèle une répartition inégale des expositions, avec une nette dominance des versants orientés au sud et à l'ouest, qui forment ensemble près des deux tiers du territoire (Fig. 4.6). La carte que nous avons réalisé illustre ces propos (Fig. 4.7).

Voici un examen détaillé de chaque orientation et de ses caractéristiques:

Exposition Nord

Cette exposition couvre 2188 ha soit 22 % de la superficie totale. Les versants nord sont les moins ensoleillés et bénéficient d'une fraîcheur relative, conservant mieux l'humidité du sol et étant moins soumis à la sécheresse estivale (Quezel & Santa, 1962/1963). Ces conditions favorisent le développement de végétations plus hygrophiles, typiques des ubacs méditerranéens.

Exposition Est

Cette exposition couvre 2081 ha soit 21% du territoire. Les versants est reçoivent le soleil du matin, moins brûlant que celui de l'après-midi, ce qui leur confère un bon réchauffement diurne tout en les protégeant des fortes chaleurs vespérales (Bilir et al., 2021). Cette exposition offre un compromis thermique et hydrique optimal, propice à une grande variété d'écosystèmes méditerranéens comme les subéraies.

Exposition Sud

Cette exposition couvre 26 % de la superficie soit 2603 ha. Les versants sud sont les plus ensoleillés et les plus chauds, où l'évaporation est maximale, générant des conditions xériques qui favorisent une végétation adaptée à la sécheresse comme les plantes aromatiques (thym), formations basses et parcours secs (Quézel, 1999).

Exposition Ouest

C’est l’exposition la plus représentée avec superficie de 3240 ha soit 32 % du territoire. Les versants ouest reçoivent le soleil de l'après-midi, le plus chaud et asséchant, générant de fortes amplitudes thermiques journalières favorables à la maturation des fruits mais accentuant le

stress hydrique estival (Quézel & Médail, 2003). La végétation y est souvent similaire à celle de l'adret, quoique potentiellement moins extrême en raison d'une exposition tardive.

Les 120 relevés floristiques se répartissent selon quatre expositions cardinales, codées en classes (1=Nord, 2=Est, 3=Sud, 4=Ouest), avec une dominance claire des versants ouest. Chaque exposition influence les microclimats, l'humidité des sols et la structure végétale dans la suberaie de Hafir (Tab. 4.5).

Exposition Nord (Classe 1 : 2 relevés, 1,67%)

Rares et localisés, ces relevés concernent uniquement le canton Beni Bahdel (R93). Les versants nord, peu ensoleillés, bénéficient d'une humidité relative plus élevée et d'une protection contre les vents secs. Ils favorisent potentiellement une régénération accrue du chêne-liège et une biodiversité herbacée plus riche en espèces hygrophytes.

Exposition Est (Classe 2 : 11 relevés, 9,17%)

Principalement dans Srutou (R16, R22, R28), Saf Ali (R27), Moutas (R85), Ouaroudjen (R90), Menakher (R91, R98, R105, R107) et Kréan (R32). Ces pentes reçoivent le soleil matinal mais s'ombragent l'après-midi, créant un gradient thermique modéré. Elles abritent souvent des formations arbustives denses, adaptées à une sécheresse diurne atténuée.

Exposition Sud (Classe 3 : 32 relevés, 26,67%)

Très diversifiée géographiquement : Oued Fernane (R11, R119), Saf Ali (R19, R20, R116, R117), Srutou (R13, R21, R26, R29, R120), Kréan (R33, R34), Oued Tlet (R35, R40), Tasta (R52), Boumedrar (R68, R76, R78, R80), Moutas (R81, R82, R87, R88), Beni Bahdel (R92, R96, R104), Menakher (R106), Dar Fares (R110), El Kef (R112), Djorf El Kroun (R113). Les versants sud, les plus xériques, subissent une insolation maximale et une évapotranspiration forte, favorisant les espèces thérophytes et les perturbations pastorales visibles.

Exposition Ouest (Classe 4 : 75 relevés, 62,50%)

Largement dominante dans tous les cantons, notamment Boumedrar (16), Oued Fernane (14), Oued Tlet (12), Saf Ali (6), Menakher (5), Moutas (3), Tasta (3), Tibrouin (3), Tidjdit (3). Ces pentes, exposées aux vents dominants et à l'ensoleillement vespéral, présentent une résilience

hydrique variable mais souvent une dominance de *Quercus suber* mature. Elles constituent le socle majoritaire pour les analyses phytoécologiques.

Tableau 4.5: Répartition des relevés par classes d'exposition

Exposition	Nb relevés	% total	Cantons principaux
Nord	2	1,67	Beni Bahdel (1)
Est	11	9,17	Srutou (3), Menakher (4)
Sud	32	26,67	Boumedrar (4), Srutou (5)
Ouest	75	62,50	Boumedrar (16), Oued Fernane (14)

Cette répartition orientée ouest-sud reflète la morphologie asymétrique du massif et guidera l'interprétation des gradients de diversité et de perturbation.

4.2.3.5.1. Synthèse et Croisement des Données Écologiques

La superposition de la carte des expositions avec les données d'altitude, de pente et de relevés floristiques révèle une dualité écologique majeure entre les versants "frais" de l'ubac (Nord : 21%, Est : 19%) et les versants "chauds" de l'adret (Sud : 27%, Ouest : 32%), créant une mosaïque de microclimats favorable à la biodiversité des subéraies (Quézel & Médail, 2003).

Cette diversité d'expositions explique les variations floristiques entre cantons : les relevés de Boumedrar ou Oued Fernane (pentes 4-5, ouest/sud dominants) abritent probablement des communautés xérophiles (Chamaéphytes/Thérophytes), tandis que les zones nord/est présentent des faciès plus stables avec hygrophytes relictuels (Bilir et al., 2021).

4.2.3.5.2. Implications pour la Gestion

Les versants sud/ouest, plus secs, concentrent les risques d'incendie et d'érosion (pentes classe 5), nécessitant une priorisation en restauration forestière et pâturage contrôlé (Bilir et al., 2021). Les expositions nord/est, microclimats frais, optimisent les cultures pastorales durables et la conservation de *Q. suber* face au changement climatique (Quézel, 1999).

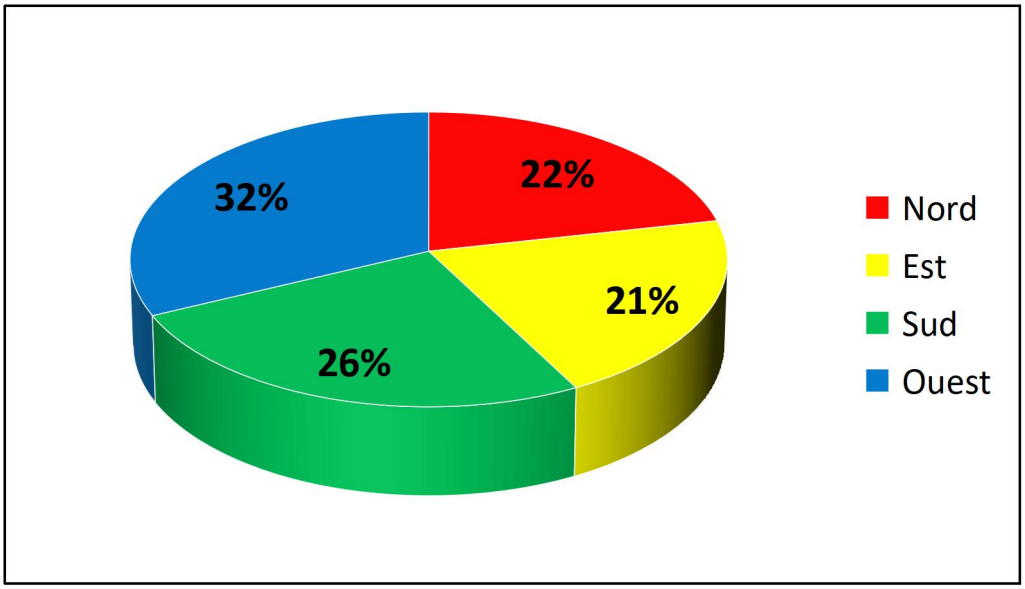


Figure 4.6 : Répartition des superficies par catégories d'exposition

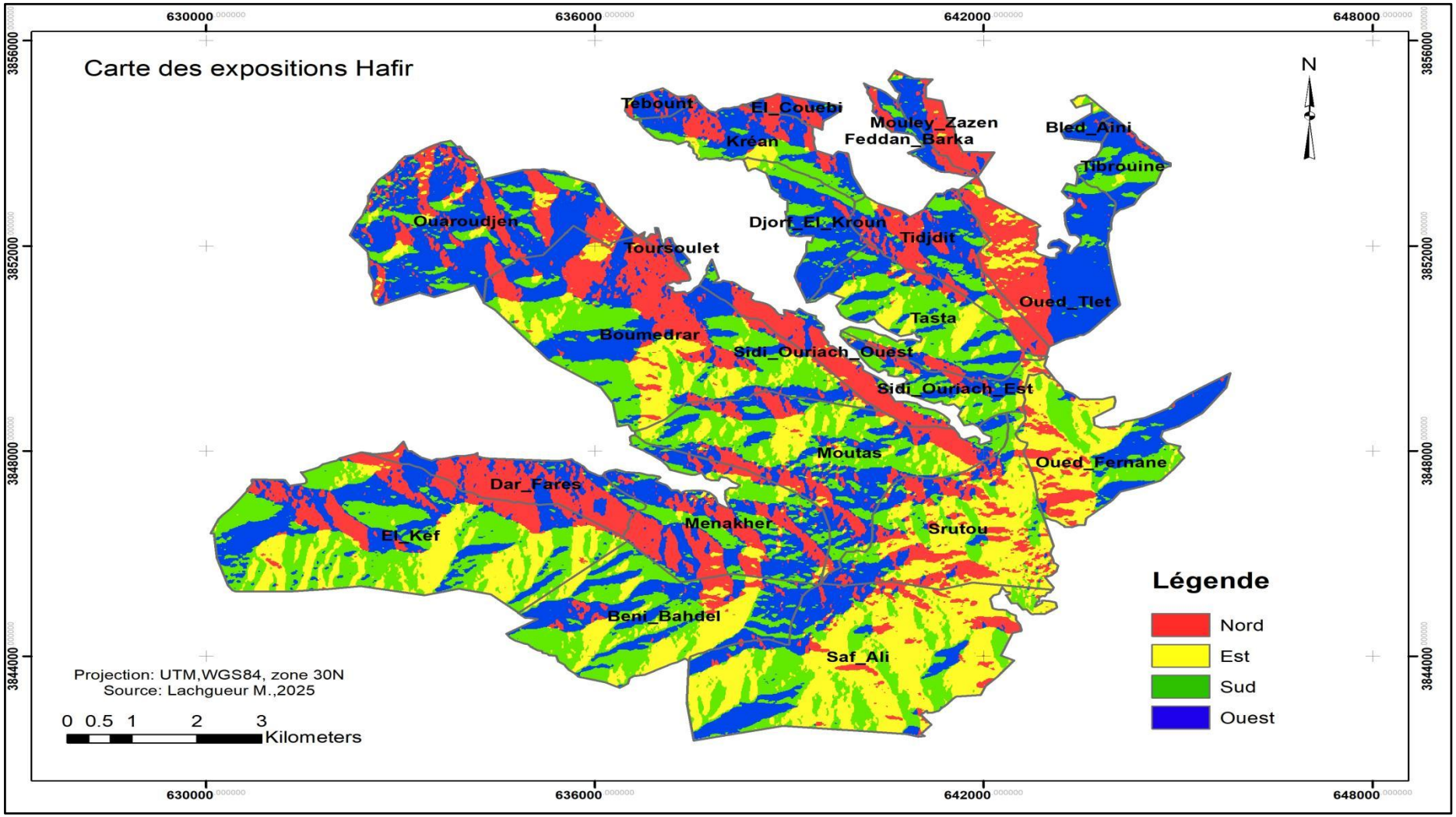


Figure 4.7 : Carte des exposition Forêt de Hafir (Lachgueur M., 2025)

CHAPITRE 5 : ANALYSE PHYTOECOLOGIQUE DE LA SUBÉRAIE DE HAFIR (TLEMCEN, ALGERIE) : DIVERSITE FLORISTIQUE ET STRATEGIES ADAPTATIVES DANS UN ECOSYSTEME MENACE

5.1. Introduction

Les subéraies, écosystème forestier méditerranéen, jouent un rôle écologique et socio-économique crucial dans la région méditerranéenne. Dominées par le chêne-liège (*Quercus suber*), ces formations forestières selon Quézel & Médail, (2003) sont non seulement des réservoirs de biodiversité, mais aussi des espaces essentiels pour la protection des sols, la régulation du climat et une ressource économique importante par la production de liège et d'autres produits forestiers non ligneux. Cependant, ces écosystèmes sont aujourd'hui confrontés à de multiples menaces, en particulier les incendies, la pression anthropique et les changements climatiques, qui compromettent leur intégrité et leur pérennité (Khaldi, 1998; WWF, 2004).

La subéraie de Hafir, située dans la wilaya de Tlemcen (Algérie), est l'une des rares formations naturelles de chêne-liège dans l'ouest du pays. Avec une superficie de 10 157,55 ha, cette forêt représente un patrimoine écologique et culturel de grande valeur (Boudy, 1955). Cependant, à l'instar de nombreuses subéraies méditerranéennes, elle est exposée à des pressions croissantes qui menacent sa biodiversité et sa structure. Le surpâturage, les incendies récurrents, les pratiques sylvicoles inadaptées et les changements climatiques ont provoqué une dégradation progressive de cette subéraie, par le bouleversement de sa composition floristique et sa capacité de régénération (Benabdeli, 1996 ; Bouchaour-Djabeur, 2001 ; Bouhraoua, 2003 ; Bouchaour-Djabeur, 2016 ; Bouchaour-Djabeur et al., 2020, 2021, 2024).

Dans ce contexte, pour évaluer l'état de santé de la subéraie de Hafir et pouvoir proposer des mesures de conservation adaptées, cette étude vise à examiner la composition floristique en recensant et analysant les espèces contemporaines, leur répartition et leurs stratégies d'adaptation aux conditions environnementales actuelles. En outre, l'analyse des types

biologiques et biogéographiques permettra selon Zeraia (1981) et Dahmani (1984) de mieux cerner les dynamiques écologiques à l'œuvre dans cet écosystème menacé.

À travers cette étude, notre objectif est d'accroître la connaissance de la biodiversité de la subéraie de Hafir et de fournir des bases scientifiques pour la mise en place de stratégies de gestion durable. La préservation de cette forêt est non seulement essentielle pour maintenir la biodiversité locale, mais aussi pour assurer les services écosystémiques qu'elle fournit aux populations locales et à l'environnement dans son ensemble (Nsibi et al., 2006).

5.2. Composition floristique

A l'instar des forêts du pourtour méditerranéen, la Forêt de Hafir est caractérisée par une diversité floristique très importante. Notre inventaire nous a permis d'identifier 12,33% de la flore algérienne et 21,74% de celle du secteur oranais décrite par Quézel (2000), soit 387 taxons de rang spécifique et sous spécifique, répartis entre 264 genres et 67 familles.

Les angiospermes eudicots forment le groupe systématique le plus important avec 50 familles, 203 genres et 308 espèces. Les monocots sont représentés par 15 familles, 56 genres et 73 espèces. Les gymnospermes dénombrent seulement 2 familles avec 5 genres et 6 espèces. (Fig. 5.1).

Les genres sont répartis entre 82 plurispécifiques et 182 monos spécifiques avec un rapport genre/espèce de l'ordre de 68,22 %. En effet, notre inventaire a mis en évidence la dominance des genres *Cistus, Silene*, *Euphorbia* et *Ranunculus* respectivement avec 6 et 5 espèces pour chaque genre*, Plantago, Quercus et Linaria, Convolvulus* et *Galium* avec 04 espèces. Par ailleurs, le reste des espèces ont une représentation de 3 à 1 espèce (Fig. 5.2).

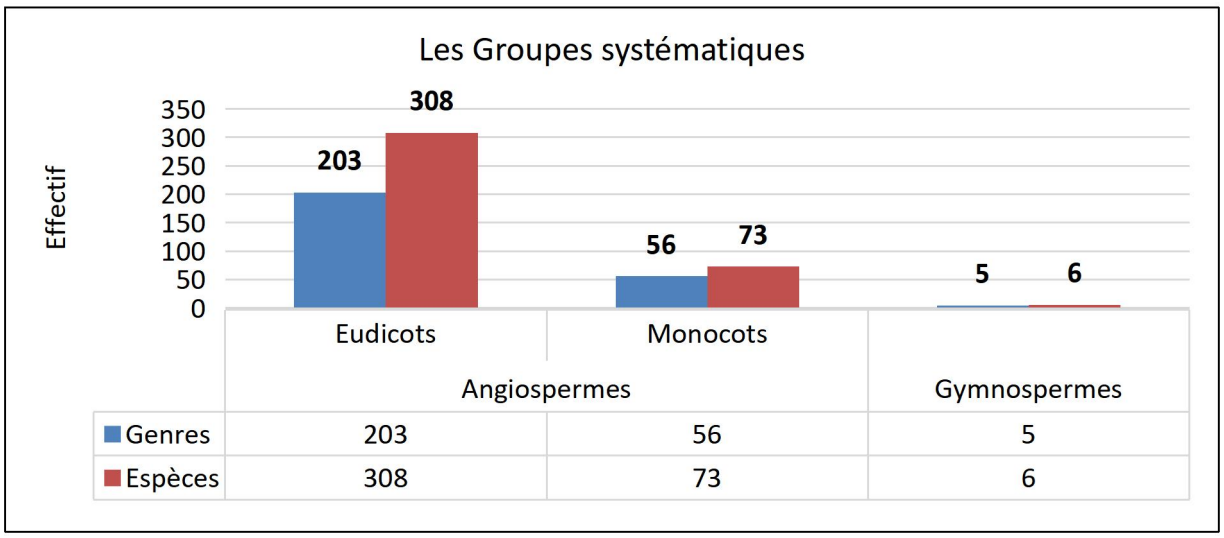


Figure 5.1 : Répartition de la flore en groupes systématiques

Figure 5.2 : Les genres les plus représentés

Les taxons recensés sont répartis entre 67 familles, (36 familles pluri génériques et 31 mono génériques), avec un rapport famille/nombre d'espèce de l'ordre de 17.31%. Seulement 11 familles représentent plus de 60% du total des espèces inventoriées, celles-ci sont classées par ordre décroissant comme suit : les Astéracées (55 espèces, 44 genres), les Fabacées (44 espèces, 26 genres), les Poacées (30 espèces, 24 genres) , les Apiacées (17 espèces, 14 genres), les Brassicacées (16 espèces, 14 genres) , les Orchidacées et les Caryophyllacées (respectivement 14 et 13 espèces, 10 et 08 genres), les Lamiacées et les Rubiacées (respectivement 12 espèces , 9 et 6 genres), les Plantaginacées (11 espèces, 5 genres) et enfin les Cistacées (10 espèces, 3 genres). Le reste des familles ont une faible représentation. (Fig. 5.3).

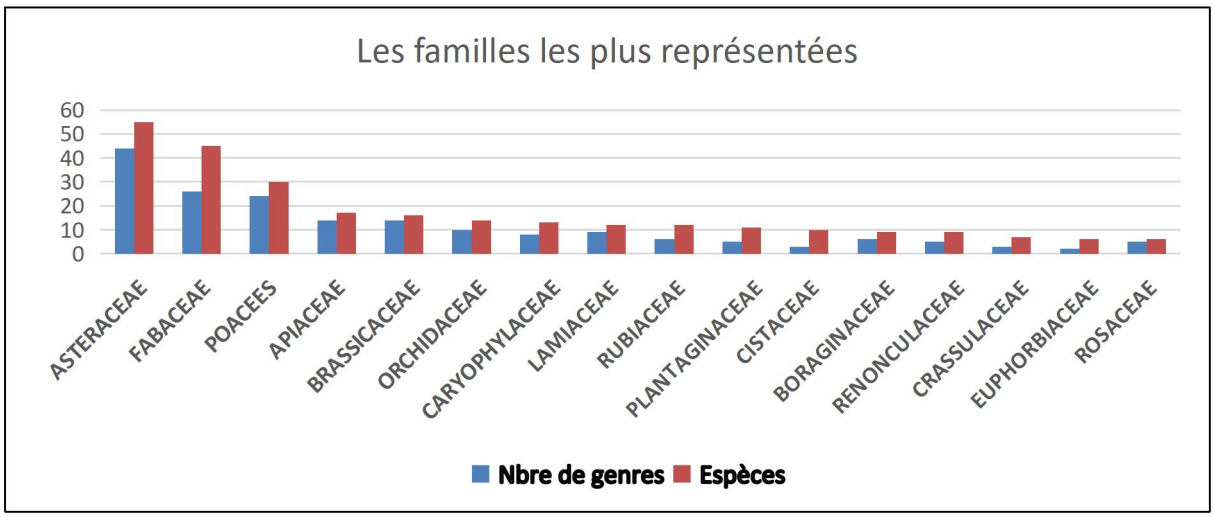


Figure 5.3 : Les familles les plus représentées

La flore inventoriée est classée sous plusieurs formes biologiques, les herbacés annuelles sont représentées avec 52%, les herbacées vivaces avec 35% et enfin les ligneux vivaces avec 13% (Fig. 5.4).

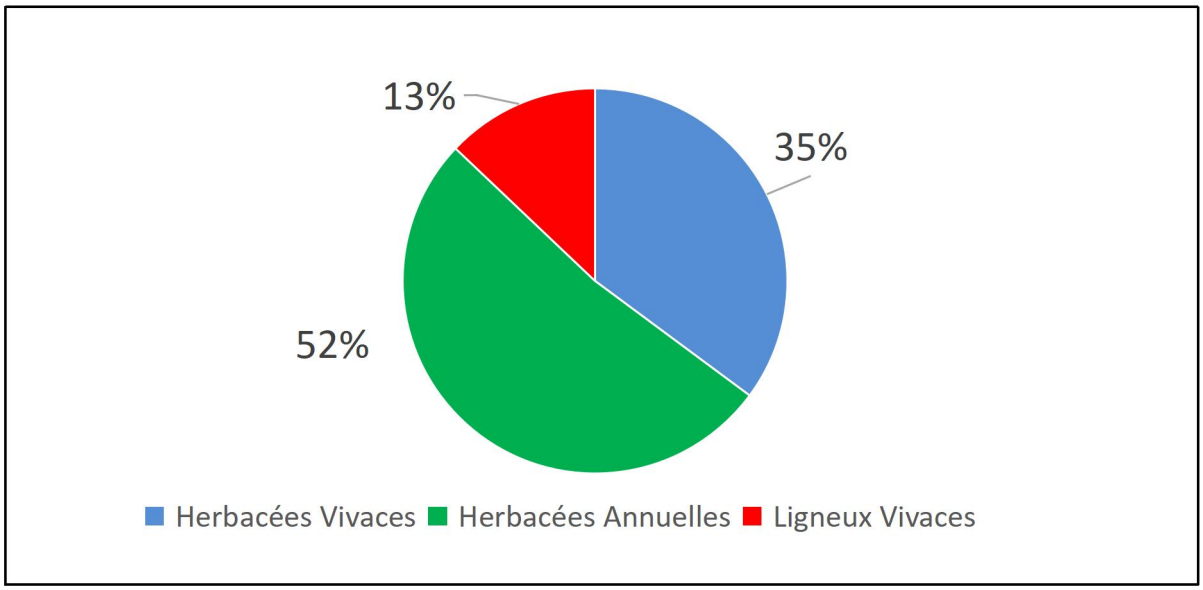


Figure 5.4 : Répartition de la flore par forme biologique

5.3. Types biologiques

Les résultats obtenus mettent en évidence la dominance des Thérophytes avec un taux considérable de 49%, suivis par les Hémicryptophytes avec 21%. Les Géophytes, les

Chaméphytes et les Phanérophyes figurent respectivement avec 13%, 11 % et 6 %. (Fig. 5.5). Le classement des types biologiques par importance démontre que la végétation étudiée est d'un spectre biologique de type : TH > HE > GE> CH > PH.

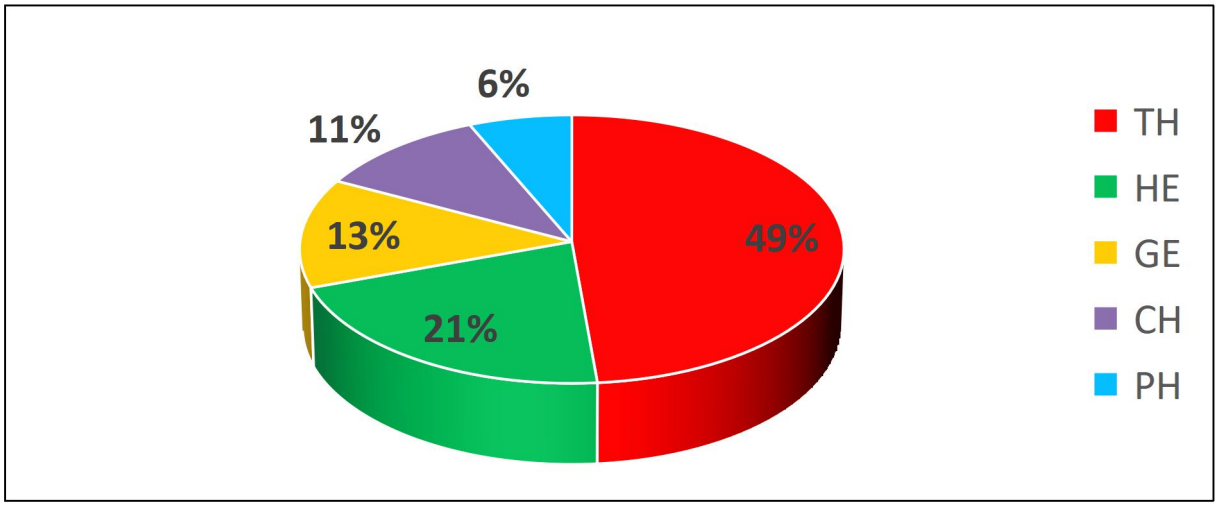


Figure 5.5: Répartition de la flore par type biologique

La répartition des types biologiques par familles a montré une plasticité de 27 familles qui regroupent 4 à 2 types biologiques en une seule famille. Chacune des familles suivantes en l'occurrences des *Fabaceae, Poaceae, Renonculaceae* et *Crassulaceae* sont présentes sous 4 types biologiques, tandis que les *Asteraceae, Lamiaceae, Rosaceae, Apiaceae, Plantaginaceae* et *Convulvulaceae* sont présentes sous 3 types biologiques. Le reste, soit 17 familles regroupent 2 types biologiques notamment les *Orchidaceae, Brassicaceae, Capripholiaceae, Caryophylaceae, Cistaceae, Convulvulaceae, Cyperaceae, Dipsacaceae, Ericaceae*, etc. (Fig. 5.6).

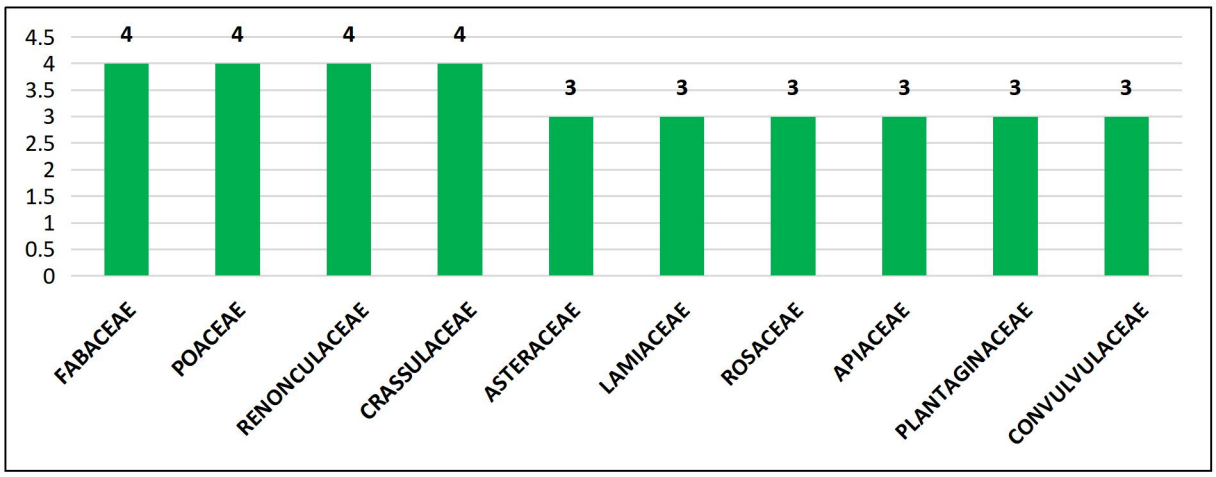


Figure 5.6 : Répartition des types biologiques par familles

5.4. Types biogéographiques

L'analyse du spectre biogéographique de la végétation étudiée montre la dominance du type chorologique méditerranéen avec un taux de 74% (*Allium roseum*, *Asperula arvensis Asparagus acutifolius*). Les types plurirégionaux en l'occurrence ceux de l'Eurasie, Paléo tempérés, Cosmopolitaines, Paléo subtropicales, etc., occupent la deuxième position avec un taux de 22% du total de la flore inventoriée (*Melandrium album, Sedum acre, Campanula erinus*). Les types endémiques avec un taux de 3% sont représentés par les espèces nord-africaines, endémiques algéro-marocaines et endémiques algéro-marocaines-lybiennes en l'occurrence *Glossopappus macrotus, Jasonia rupestris, Ophrys fusca subsp maghribeca, Genista atlantica, AtractyIis macrophylla, Galium tricornutum*. Le type nordique incluant les espèces circumboréals, euro-sibériens et sud-ouest européens (*Cardamine hirsula subsp. hirsuta, Phleum phleoides, Ranunculus gramineus*) n'est représenté que par 1% du total de la flore étudiée (Fig. 5.7).

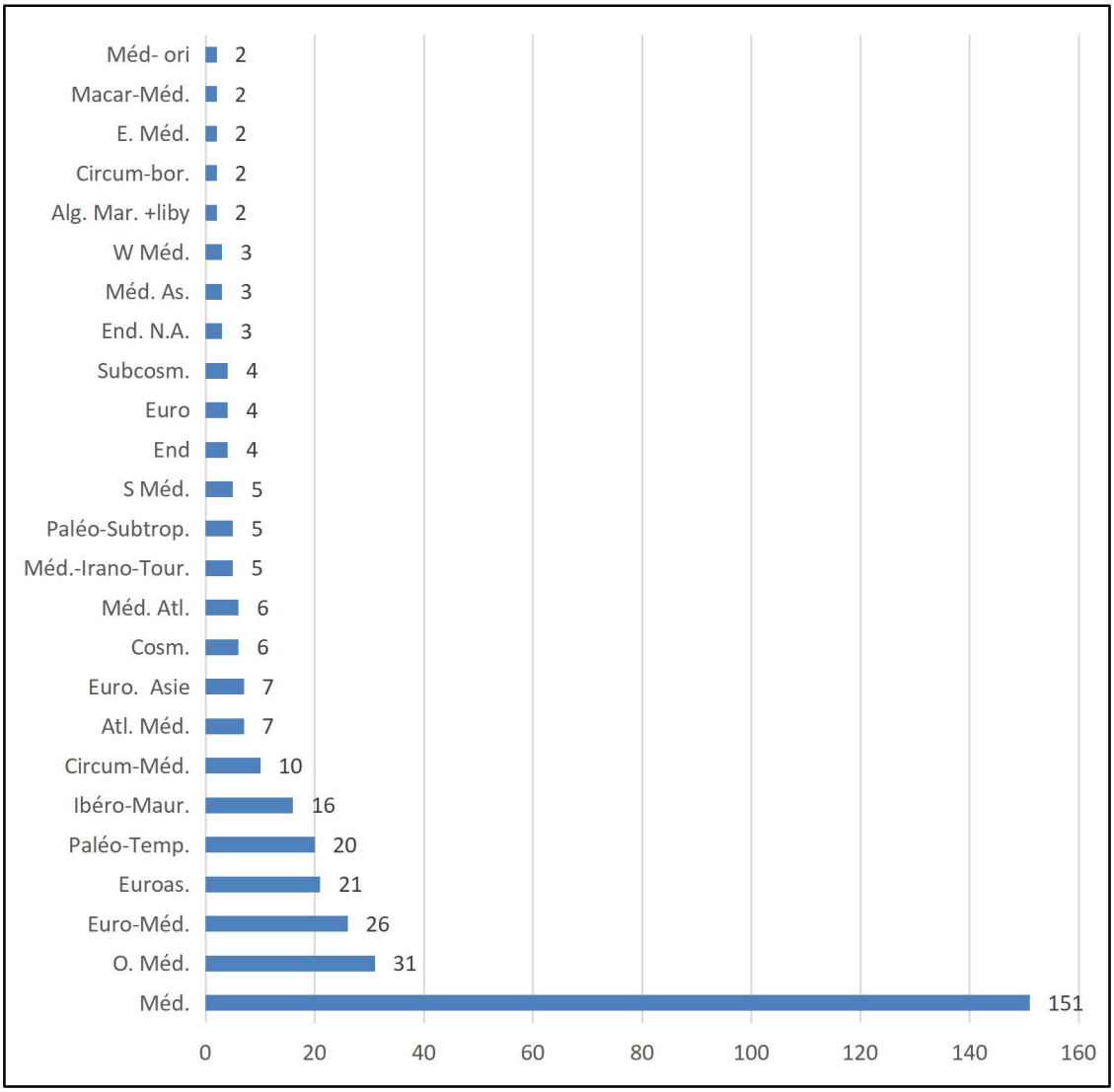


Figure 5.7 : Répartition de la flore par type chorologique

5.5. Catégories de rareté

Les taxons inventoriés sont classés en 5 catégories de rareté (Fig.5.8). Ce classement a démontré la dominance des espèces communes (C) par rapport aux autres catégories avec un taux de 37%, suivies par celles très communes (CC) avec un taux de 28%. Les espèces rares (R), assez communes (AC) et très rares (RR) sont faiblement représentées avec les taux respectifs de 21%, 13 % et 1% (Fig. 10). Aussi, notre inventaire a fait ressortir 82 espèces rares (R) appartenant à 32 familles et 73 genres (Tab. 5.1). Les taxons très rares (RR) sont présents avec 4 espèces appartenant à 4 familles et 4 genres (Tab. 5.2).

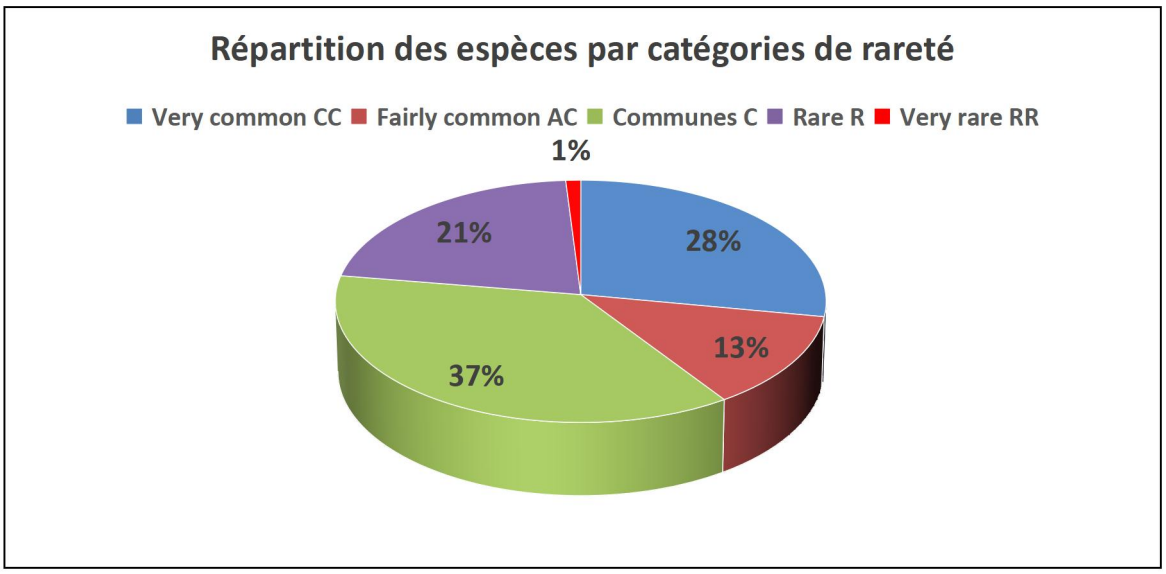


Figure 5.8 : Répartition des espèces par catégories de rareté

Tableau 5.1 : espèces rares à travers la forêt de Hafir

Taxons	Type biologique	Rareté	Familles	Chorologie
Aegilops ventricosa	TH	R	POACEES	O. Méd.
Alisma plantago-aquatica L.	GE	R	ALISMATACEES	Circum-bor.
Apium nodiflorum (L.) Lag	TH	R	APIACEAE	Atl. Méd.
Arabis parvula Dufour	TH	R	BRASSICACEAE	S. Méd.
Arbutus unedo L.	PH	R	ERICACEAE	Méd.
Arisstolochia longa	GE	R	ARISTOLOCHIACEAE	Méd.
Aristolochia paucinervis Pomel	GE	R	ARISTOLOCHIACEAE	Méd.
Artemisia campestris	HE	R	ASTERACEAE	Méd.
Arundo donax	CH	R	ARALIACEAE	Méd.
Asparagus acutifolius	GE	R	ASPARAGACEAE	Méd.
Asparagus albus	GE	R	ASPARAGACEAE	O. Méd.
Asparagus officinalis	GE	R	ASPARAGACEAE	O. Méd.
Astragalus epiglottis	TH	R	FABACEAE	Méd.
AtractyIis macrophylla Desf	HE	R	ASTERACEAE	End. Alg. Mar.
Avena sativa	TH	R	POACEES	Méd- ori
Bellis sylvestris	TH	R	ASTERACEAE	Circum-Méd.
Biscutella didyma	TH	R	BRASSICACEAE	Méd.
Bombycilaena discolor	TH	R	ASTERACEAE	Euroas. N.A. Trip.
Borago officinalis	TH	R	BORAGINACEAE	O. Méd.
Bromus scoparius	TH	R	POACEES	Paléo-Temp.
Ceratonia siliqua	PH	R	FABACEAE	Méd.
Chenopodium album	TH	R	CHENOPODIACEAE	Cosm.
Chenopodium vulvaria	TH	R	CHENOPODIACEAE	Méd.-Euro.
Chrysanthemum grandiflorum	TH	R	ASTERACEAE	Cultivé, originaire d'Asie
Cirsium echinatum var. echinatum (Desf.) Q. et S.-	HE	R	ASTERACEAE	O. Méd.
Convolvulus althaeoides	TH	R	CONVULVULACEAE	Macar-Méd.
Convolvulus lineatus	GE	R	CONVULVULACEAE	Méd.
Festuca algeriensis Trab.	GE	R	POACEES	End.
Genista atlantica	CH	R	FABACEAE	End.
Geum sylvaticum Pourr	HE	R	ROSACEAE	O. Méd.
Groenlandia densa (L.) Fourr.	HE	R	POTAMOGETONACEAE	Euroas.
Herniaria hirsuta subsp cinerea	TH	R	CARYOPHYLACEAE	Paléo-Temp.

Hirschfeldia incana	TH	R	BRASSICACEAE	Méd.
Hyoseris radiata	HE	R	ASTERACEAE	Euro-Méd.
Hypochaeris radicata	HE	R	ASTERACEAE	Euro.
Iris planifolia (Mill.)Dur. et Sch.	GE	R	IRIDACEAE	O. Méd.
Jurinea humilis	HE	R	ASTERACEAE	O. Méd.
Lagurus ovatus	TH	R	POACEES	Macar-Méd.
Lathyrus aphaca	TH	R	FABACEAE	Méd.-Euroas.
Lathyrus latifolius	TH	R	FABACEAE	Méd.
Lavandula stoechas subsp. stoechas	CH	R	LAMIACEAE	Méd.
Lens nigricans	TH	R	FABACEAE	Méd.
Leontodon saxatilis Lamk.	TH	R	ASTERACEAE	W Méd.
Lepidium hirtum	TH	R	BRASSICACEAE	Oro-O. Méd.
Leucanthemum paludosum	TH	R	ASTERACEAE	Ibéro-Maur.
Linaria arvensis L. Desf.	TH	R	PLANTAGINACEAE	Euro-Méd.
Linaria laterophylla	HE	R	PLANTAGINACEAE	Méd.
Lolium rigidum	TH	R	POACEES	Paléo-Subtrop.
Lotus hispidus	TH	R	FABACEAE	Méd. Atl.
Lythrum acutangulum	TH	R	LYTHRACEAE	Ibéro-Maur.
Magydaris panacifolia	HE	R	APIACEAE	Ibéro-Maur.
Melica magnolii	HE	R	POACEES	Mac.-Euroas.
Melica minuta subsp. major = arrecta	HE	R	POACEES	Méd.
Mercurialis annua	TH	R	EUPHORBIACEAE	Méd. W. As.
Micropus bombicinus	TH	R	ASTERACEAE	Méd.
Micropus supinus	TH	R	ASTERACEAE	S. Méd.
Misopates orontium =Antirrhinum orontium	TH	R	PLANTAGINACEAE	Méd.
Morus sp	PH	R	MORACEAE	Méd.
Neatostema apulum (L.) I.M. Johnston	TH	R	BORAGINACEAE	Méd.
Nerium oleander	PH	R	APOCÉNACEAE	Méd.
Nigella damascena	TH	R	RENONCULACEAE	Méd.
Olea europea subsp. europaea =Olea europea subsp. Oleaster	PH	R	OLEACEAE	Méd.
Opuntia ficus-indica	CH	R	LAMIACEAE	Amer.
Oryzopsis miliacea	CH	R	LAMIACEAE	Méd.-Irano-Tour.
Pancratium foetidum Pomel var.oranense	GE	R	AMARYLLIDACEAE	End. N.A.
Papaver argemone L.	TH	R	ORCHIDACEAE	Paléo-Temp.

Parentucellia latifolia	TH	R	ORCHIDACEAE	Méd.
Paronychia argentea	TH	R	CARYOPHYLACEAE	Méd.
Phleum phleoides (L.) Simonk.	GE	R	POACEES	Euro-Sib.
Pinus halepensis Mill.	PH	R	PINACEAE	Méd.
Polygala monspeliaca	TH	R	POLYGALACEAE	Méd.
Ranunculus gramineus	HE	R	RENONCULACEAE	Sw Euro.
Rhagadiolus stellatus	TH	R	ASTERACEAE	Euro-Méd.
Ruscus hypophyllum	GE	R	RUSCACEAE	Méd.
Silene gallica	TH	R	CARYOPHYLACEAE	Méd.
Sinapis alba	TH	R	CARYOPHYLACEAE	Euroas.
Sinapis arvensis	TH	R	BRASSICACEAE	Paléo-Temp.
Sixalix atropurpurea	TH	R	BRASSICACEAE	Méd.-Irano-Tour
Solanum tuberosum	HE	R	APIACEAE	Méd.
Teucrium fruticans	PH	R	CUPRISSACEAE	Ibéro-Maur.
Trifolium campestre	TH	R	FABACEAE	Paléo-Temp.
Turgenia latifolia	GE	R	LILIACEAE	Euro-Méd.
Zannichellia peltata Bertol.	TH	R	ASTERACEAE	Euroas. N. A.

PH (Phanérophytes), HE (Hémicryptophytes), GE (Géophytes), CH (Chaméphytes), TH (Théropytes), R (rare), Méd. (Méditerranéen), W. Méd. (Ouest-Méditerranéen), Euro-Méd. (Euro-Méditerranéen) Ibéro-Maur. (Ibéro-Maurétanien), End. Alg. Mar. (Endémique Algérie-Maroc), End. N.A. (Endémique Nord-Africain), Macar Méd. Irlande (Macaronésienne et l'Irlande), Euro (Européen), Euro-Sib. (Euro-Sibérien), Méd. As. (Méditerranéen-Asiatique), Paléo-Temp. (Paléo-Tempéré).

Tableau 5.2 : espèces très rares à travers la forêt de Hafir

Taxons	**Type biologique**	**Rareté**	**Familles**	**Chorologie**
Crupina crupinastrum	TH	RR	ASTERACEAE	Méd.
Ophrys fusca subsp maghribeca	GE	RR	ORCHIDACEAE	End.
Silene inflata subsp prostrata	HE	RR	CARYOPHYLACEAE	Euro. Asie
Thymus vulgaris	CH	RR	THYMELAEACEAE	Méd.

CH (Chaméphytes), HE (Hémicryptophytes), GE (Géophytes), TH (Théropytes), RR (très rare), Euro. Asie (Eurasiatique), End. (Endémique), Méd. (Méditerranéen).

En totalité 41 familles présentent plusieurs catégories de rareté. Les plus importantes sont les *Asteraceae, Caryophylaceae* et *Orchidaceae* avec 5 catégories de rareté. Les *Poacees*

Brassicaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, et *Plantaginaceae,* avec 4 catégories. Le reste des familles présentent une plasticité moindre (Fig. 5.9).

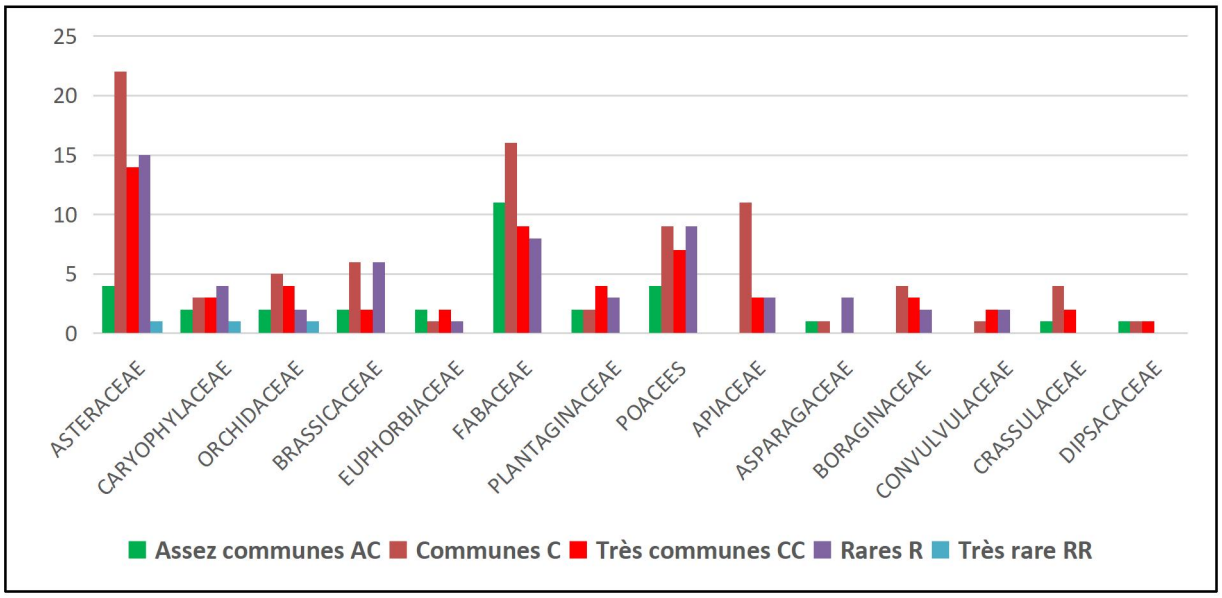


Figure 5.9 : Répartition des familles par catégories de rareté

Les types biologiques ont été répartis en 5 catégories de rareté, la figure 12 montre que les Thérophytes dépassent largement tous les autres types dans toutes les catégories notamment dans celles des espèces communes et très communes, tandis qu'on a noté l'absence des Phanérophytes dans la catégorie des espèces très rares.

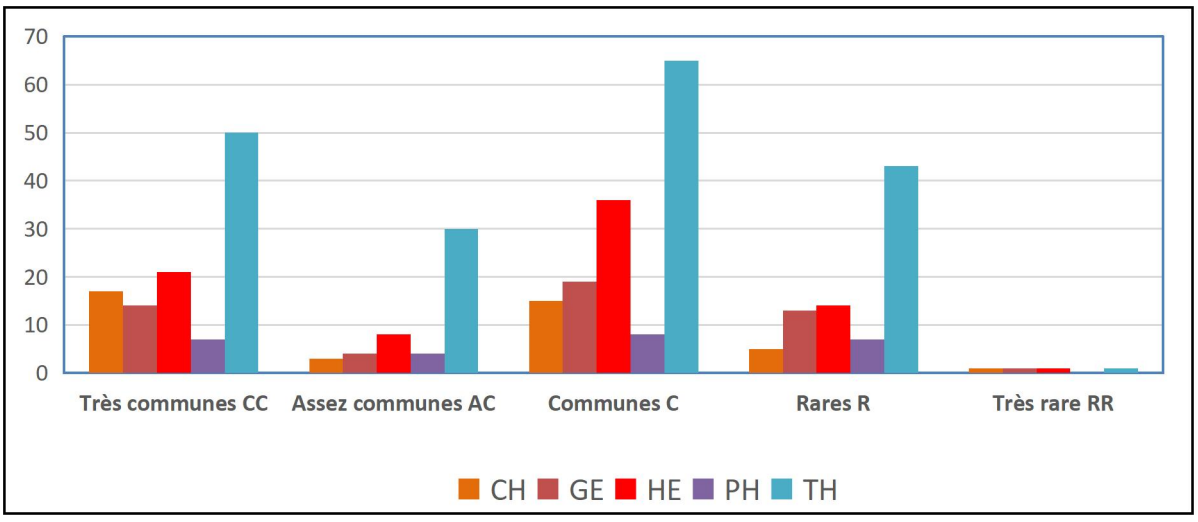


Figure 5.10 : Répartition des types biologiques par catégorie de rareté

5.6. Indice de perturbation

L'indice de perturbation calculé à travers la forêt de Hafir est égal à 59,43% résultant du rapport des chaméphytes et thérophytes sur le nombre total des espèces recencées ce qui refléte un taux très élevé de thérophytisation.

5.7. Discussion

Avec un effort échantillonnage de 120 relevés, notre inventaire floristique n'était pas très exhaustif pour la totalité de la forêt de Hafir. Certaines zones qui présentaient une grande homogénéité et certaines prairies n'ont pas été prises en considération. Malgré ça, nous avons pu mettre en évidence une richesse floristique importante de l'ordre de 387 espèces répartis entre 264 genres et 67 familles.

Par ailleurs, les travaux réalisés dans la même région de Tlemcen, notamment ceux de Babali, (2018), décrivent, à travers 400 relevés, 645 taxons répartis entre 85 familles et 387 genres dans la réserve de chasse Moutas. Ceux de Medjahdi et *al.* (2018), à travers les subéraies de Hafir et Zariffet, ont mis en évidence, 239 taxons répartis entre 174 genres et 61 familles. Dans la même région et à travers les monts de Tlemcen, Ghezlaoui et *al*. (2017) ont décrit 195 espèces appartenant à 143 genres et 48 familles.

Concernant le centre de l'Algérie, le travail réalisé à travers la subéraie de Chréa par Mekidech et *al*. (2018), a mis en évidence 213 espèces appartenant à 50 familles. Au niveau de l'Atlas tellien occidental de Tiaret, les résultats obtenus par Miara et *al.* (2017) à travers 278 relevés, ont mis en évidence 566 espèces appartenant à 76 familles. Zemmar et *al.* (2020), ont décrit 151 espèces réparties en 125 genres et 54 familles à travers la forêt de Bissa à Chlef. Au niveau de la subéraie de Djebel Saadia, Hedidi, (2019) a identifié 127 espèces répartis entre 103 genres et 39 familles.

A l'Est du pays, Bouchibane, (2021), a recensé 377 taxons, 65 familles et 246 genres au niveau des massifs montagneux de la Kabylie des Babors et au niveau des subéraies de la Numidie orientale, Bennadja et al (2013), ont recensé 292 espèces.

Au Maroc, Soukayna et al. (2024), ont identifié 407 espèces réparties entre 257 genres et 67 familles au niveau du massif du chêne-liège de Zerhoun.

La dominance des familles des *Asteraceae, Fabaceae et Poaceae* dans nos résultats a été signalée par les auteurs déja sus-cités. Ces familles sont connues pour leur grande diversité et leur capacité d'adaptation à différents milieux, ce qui reflète leur présence dans plusieurs types biologiques. Kazi Tani (2010), a signalé que ces familles dominent nettement la flore adventice oranaise par 166 espèces soit 39 % de l'effectif global. Dans notre cas les familles des *Asteraceae, Fabaceae et Poaceae* à elles seules capitalisent 33.51% du total de la flore recensée. Le reste des familles bien représentées dans notre inventaire en l'occurrence des *Brassicaceae, Caryophyllaceae, Apiaceae ; Orchidaceae* et *Boraginaceae* conservent sensiblement le même ordre de classement par importance que celui de la flore algérienne (Kazi Tani, 2010).

Avec un taux de 49%, les Thérophytes dominent amplement la flore recensée et dépassent significativement les Hémicryptophytes, les Géophytes, les Chaméphytes et les Phanérophytes. La prédominance des Thérophytes et des Hémicryptophytes suggère un environnement où les stratégies de survie annuelles ou bisannuelles sont avantageuses, possiblement dans des climats avec des saisons marquées ou des perturbations régulières. De plus, Daget (1980) ; Olivier & *al*, (1995) et Madon & Medial, (1996), décrivent que le taux des Thérophytes en région méditerranéenne est généralement de l'ordre de 50 %.

Le spectre biologique de la forêt de Hafir (TH > HE > GE> CH > PH) est typique de l'ambiance bioclimatique méditerranéenne semi-aride selon les auteurs précédemment cités. Cette thérophytisation annoncée dans la région de Tlemcen, définit par la proportion élevée des thérophytes (Barbero et *al.*, 1995), est due selon Babali (2014), aux surpâturages fréquents et surtout à des cultures riveraines, ajoutant à cela la récurrence des incendies (Zemmar, 2020).

Les conditions climatiques défavorables qui règnent sur la forêt de Hafir, rendent le milieu favorable à la prolifération des espèces Thérophyes. Ce constat, est en accord avec Negre, (1960) ; Daget, (1980) et Barbero et al, (1990) qui signalent que la thérophytisation du milieu, qui représente une stratégie d'esquive des périodes défavorables (le froid et la sècheresse), est liée soit au froid hivernal ou la sécheresse estivale de la région, soit aux perturbations du milieu (pâturage).

Durant la période allant de 1892 à 2020, plus de 3550.91 ha du couvert végétal ont été ravagés par les incendies à travers la forêt de Hafir, ce qui a causé une perte de la biodiversité et la création des ouvertures dans les formations forestières laissant l'opportunité au espèces

annuelles de coloniser la forêt. Le surpâturage excessif que subit la forêt de Hafir et qui affecte surtout la composition et la diversité de la strate herbacée (Mekidech et al, 2018) a contribué fortement à cette thérophytisation sachant que cette forêt est soumise à une pression d'un cheptel estimé à plus de 2957 têtes d'ovins, 169 têtes de bovins et 1130 têtes de caprins dans les localités les plus proches de la forêt sans compter le cheptel des communes de proximités en l'occurrence Sabra, Bouhlou et Sidi Medjahed.

L'indice de perturbation calculé dans notre zone d'étude est égal à 59.43%. Ceux évalué par Hedidi, (2019), Larbi, (2021), Zemmar, (2020), Meddah, (2020), Benkhettou, (2015), Merioua et al, (2013) sont respectivement de l'ordre de 59.45%, 27%, 42%, 53,5%, 63,6% et 68%.

Du point de vue de la rareté des espèces à travers le territoire national, Hedidi (2020), a signalé que Zeraia (1983), a dénombré 289 espèces assez rares, 647 rares, 640 très rares, 35 rarissimes (extrêmement rares) et 168 endémiques. Dans notre cas les espèces rares représentent 21% et les espèces très rares ne représentent que 1%.

Parmi les espèces endémiques, seulement 5 d'entre elles, figurent dans la catégories des taxons rares et très rares en l'occurrence :

- *AtractyIis macrophylla* (rare, HE, *Asteraceae*) ;

- *Pancratium foetidum* Pomel *var.oranense* (rare, GE, *Amaryllidaceae*) ;

- *Ophrys fusca subsp maghribeca* (Très rares, GE, *Orchidaceae*).

- *Festuca algeriensis Trab. (rare, GE, Poacees) ;*

- *Genista atlantica* (rare, CH, *Fabaceae*) ;

A travers la réserve de Moutas située dans la forêt de Hafir, Babali (2014), a évoqué la présence de *Ophrys fusca subsp maghribeca* (Kreutz, Rebbas , Babali , Miara & Ait – Hammou) comme étant une découverte. Ce taxon, selon le même auteur est considéré comme nouvelle sous espèces pour l'Algérie qui est récemment découverte par Kreutz et *al*., (2013).

L'analyse factorielle des correspondances (AFC) des espèces inventoriées dont on a retenu uniquement celles qui ont une fréquence relative de 10% et plus (144 espèces), a fait ressortir 4 dimensions clés structurant la distribution de ces espèces en confirmant des patrons écologiques nets et hiérarchisés (Tab . 5.3).

Tableau N° 5.3 : contribution des espèces dans les 3 axes de L'AFC.

Species	Code	BioT.	Cluster	Factor1	Factor2	Factor3
Phillyrea latifolia L.	*P-lat 288*	PH	1	0.0042	- 0.6705	- 0.0248
Erica multiflora	*E-mul 138*	CH	1	0.0194	- 0.6905	- 0.0181
Reseda alba subsp. alba L.	*R-alb 312*	TH	1	- 0.0019	- 0.8054	- 0.0023
Lomelosia stellata (L.) Raf.	*L-ste 225*	TH	1	- 0.0043	- 0.8108	- 0.0021
Lupinus hirsutus L.	*L-hir 231*	TH	1	- 0.0008	- 0.7962	0.0495
Convolvulus arvensis	*C-arv 106*	GE	1	0.0174	- 0.7672	- 0.0601
Juncus effusus L.	*J-eff 195*	GE	1	0.0191	- 0.7645	- 0.0580
Trigonella gladiata	*T-gla 365*	TH	1	0.0022	- 0.8313	- 0.0078
Aceras pyramidalis (L.) Reichenb	*A-pyr 1*	GE	1	0.0359	- 0.5385	0.0852
Hippocrepis biflora	*H-bif 180*	TH	1	0.0113	- 0.8481	0.0452
Rosa canina	*R-can 316*	CH	1	0.0191	- 0.8211	- 0.0353
Marrubium vulgare	*M-vul 239*	HE	1	0.0287	- 0.7854	0.0630
Ajuga chamaepitys (L.) Schreber	*A-cha 8*	TH	1	0.0057	- 0.8302	- 0.0196
Medicago orbicularis	*M-orb 241*	TH	1	- 0.0113	- 0.6644	0.5156
Lithospermum officinale	*L-off 222*	TH	1	0.0018	- 0.9204	- 0.0240
Lobularia maritima	*L-mar 223*	TH	1	0.0019	- 0.9139	- 0.0246
Mantisalca salmantica	*M-sal 238*	HE	1	0.0029	- 0.9072	- 0.0351
Verbascum blattaria L.	*V-bla 375*	TH	1	0.0030	- 0.9070	- 0.0335
Lonicera implexa L.	*L-imp 226*	PH	1	0.0376	- 0.7066	- 0.0142
Lotus conimbricensis	*L-con 228*	TH	1	0.0217	- 0.8622	- 0.0135
Veronica beccabunga	*V-bec 377*	TH	1	0.0189	- 0.7698	0.0047
Viburnum lantana	*V-lan 379*	TH	1	0.0304	- 0.7821	0.1365
Helianthemum virgatum	*H-vir 177*	TH	1	0.0129	- 0.9143	0.0183
Rubia peregrina subsp. peregrina	*R-per 320*	HE	1	0.0101	- 0.8057	- 0.0269
Senecio glaucus subsp. mauritanicus	*S-gla 332*	HE	1	0.0351	- 0.8134	0.1281
Trisetaria flavescens	*T-fla 366*	HE	1	0.0040	- 0.9557	- 0.0318
Valerianella coronata	*V-cor 374*	HE	1	0.0036	- 0.9521	- 0.0353
Cotyledon umbilicus veneris subsp. pendulina	*C-umb 110*	GE	1	0.0250	- 0.7233	- 0.0626
Glossopappus macrotus	*G-mac 170*	TH	1	0.0273	- 0.9308	- 0.0135
Callipeltis cucullaris	*C-cuc 72*	TH	1	0.0087	- 0.9318	0.0781
Thapsia garganica	*T-gar 355*	TH	1	0.0340	- 0.6490	0.5605
Andryala integrifolia	*A-int 18*	TH	1	0.0165	- 0.8736	- 0.0129
Muscari neglectum Guss.	*M-neg 254*	GE	1	0.0173	- 0.8538	- 0.0301
Calycotome spinosa	*C-spi 70*	CH	1	0.0246	- 0.9176	- 0.0083

Centaurium erythraea Raf.	*C-ery 86*	HE	1	0.0115	- 0.8456	- 0.0422
Narcissus serotinus L.	*N-ser 257*	GE	1	0.0255	- 0.8959	- 0.0163
Quercus faginea subsp. tlemcenensis (DC.) Maire et Weille	*Q-fag 303*	PH	1	0.0369	- 0.7347	0.0259
Verbena officinalis L.	*V-off 376*	HE	1	0.0216	- 0.8826	- 0.0203
Ampelodesmos mauritanicus (Poiret)	*A-mau 14*	CH	1	0.0058	- 0.8575	0.4389
Ballota hirsuta	*B-hir 51*	HE	1	0.0159	- 0.8024	0.3904
Linaria triphylla (L.) Miller	*L-tri 218*	TH	1	0.3192	- 0.7225	0.2866
Veronica hederifolia	*V-hed 378*	TH	1	0.0303	- 0.6795	0.4250
Bellis annua subsp. minuta	*B-ann 53*	TH	2	0.2773	- 0.2243	- 0.0167
*Vitis vinifera **	*V-vin 385*	TH	2	0.1930	- 0.2037	0.0489
Ononis biflora Desf.	*O-bif 265*	TH	2	0.3738	- 0.6158	0.0274
Createagus azarolus var. azarolus	*C-aza 112*	PH	2	0.5293	- 0.4471	- 0.0500
Specularia falcata (s.l.)	*S-fal 346*	TH	2	0.4126	- 0.6801	- 0.0124
Erica arborea L.	*E-arb 137*	CH	2	0.7289	- 0.3571	- 0.0273
Cistus triflorus	*C-tri 102*	CH	2	0.7766	- 0.3443	- 0.0301
Rosa sempervirens	*R-sim 317*	CH	2	0.4688	- 0.6264	0.0159
Helianthemum helianthemoides	*H-hel 175*	TH	2	0.5116	- 0.6957	0.0096
Quercus suber L. subsp. suber	*Q-sub 305*	PH	2	0.8509	- 0.3381	- 0.0132
Cytisus villosus Pourret	*C-vil 127*	CH	2	0.7946	- 0.3911	- 0.0330
Cistus salvifolius	*C-sal 101*	CH	2	0.6549	- 0.5842	- 0.0336
Trachelium caeruleum L.	*T-cae 360*	TH	2	0.5929	- 0.6103	0.0228
Stachys ocymastrum	*S-ocy 347*	TH	2	0.5468	- 0.4702	0.4239
Orchis italica Poiret	*O-ita 273*	GE	2	0.7404	- 0.5814	- 0.0230
Ranunculus macrophyllus	*R-mac 308*	HE	2	0.6918	- 0.5071	- 0.0080
Quercus coccifera L. subsp. coccifera	*Q-coc 302*	PH	2	0.6637	- 0.6551	- 0.0041
Asperula hursuta	*A-hur 43*	HE	2	0.6555	- 0.6454	0.0060
Asperula cynanchica	*A-cyn 42*	HE	2	0.6937	- 0.6268	- 0.0090
Cardamine hirsula subsp. hirsuta Syme	*C-hir 75*	TH	3	0.0261	- 0.0265	0.7605
Cynosurus echinatus	*C-ech 123*	TH	3	0.0609	- 0.0426	0.0985
Erodium moschatum	*E-mos 141*	TH	3	0.2393	- 0.1233	0.1852
Euphorbia falcata	*E-fal 147*	TH	3	- 0.0069	- 0.0281	0.9299
Ulex boivinii	*U-boi 369*	PH	3	- 0.0056	- 0.0300	0.9271
Ulex parviflorus	*U-par 370*	PH	3	- 0.0056	- 0.0300	0.9271
Lamarckia aurea	*L-aur 202*	TH	3	0.0673	- 0.2463	0.2070

Sedum album L. subsp. gypsicolum (Boiss. et Reut., Maire)	*S-alb 329*	HE	3	0.0024	- 0.0302	0.9213
Argyrolobium zanonii (L.) Link	*A-zan 31*	HE	3	0.0453	- 0.0484	0.1217
Campanula erinus	*C-eri 74*	TH	3	0.0189	- 0.0299	0.8586
Rumex pulcher	*R-pul 323*	HE	3	0.0464	- 0.0475	0.1187
Stipa parviflora	*S-par 349*	TH	3	0.0285	- 0.0337	0.8850
Urospermum picroides	*U-pic 372*	GE	3	0.0755	- 0.0698	0.1941
Hedera algeriensis = Hedera helix	*H-alg 172*	CH	3	0.0385	- 0.0590	0.0561
Briza maxima	*B-max 63*	TH	3	0.0139	- 0.0323	0.8943
Medicago minima	*M-min 240*	TH	3	0.0607	- 0.0458	0.8113
Orchis anthropophora (L.) All.	*O-ant 272*	GE	3	0.0384	- 0.0560	0.0005
Pistacia lentiscus L.	*P-len 295*	PH	3	0.0594	- 0.0587	0.1276
Anthemis pedunculata subsp. eu-pedunculata M.	*A-ped 20*	HE	3	0.0416	- 0.0577	0.0026
Anthericum liliago L. subsp. algeriense	*A-lil 21*	GE	3	- 0.0006	- 0.0351	0.6483
Neslia paniculata	*N-pan 261*	TH	3	0.0138	- 0.0302	0.8900
Coronilla scorpioides	*C-sco 109*	TH	3	0.0091	- 0.0350	0.6751
Plantago lanceolata	*P-lan 300*	HE	3	0.0154	- 0.0421	0.7391
Ruscus aculeatus L.	*R-acu 325*	GE	3	0.0454	- 0.0614	0.0216
Globularia alypum subsp. alypum L.	*G-aly 169*	CH	3	0.0052	- 0.0442	0.6616
Ornithopus compressus	*O-com 274*	TH	3	0.3243	- 0.0154	0.6837
Tetraclinis articulata (Vahl) Masters	*T-art 352*	PH	3	0.0173	- 0.0416	0.7071
Quercus ilex subsp. ballota (Desf.) A. DC.	*Q-ile 304*	PH	3	0.0749	- 0.0757	0.1362
Lithospermum apulum	*L-apu 221*	TH	3	0.4575	- 0.0596	0.5823
Lotus ornithopodioides L.	*L-orn 230*	TH	3	0.4578	- 0.0307	0.6086
Papaver rhoeas	*P-rho 281*	TH	4	0.5410	- 0.0083	0.0670
Phlomis lychnitis	*P-lyc 291*	TH	4	0.5770	- 0.0038	0.0076
Reichardia picroides	*R-pic 311*	TH	4	0.6498	- 0.0040	0.0335
Paronychia echinata Lamk.	*P-ech 284*	TH	4	0.4871	- 0.0224	0.0466
Erodium chium	*E-chi 139*	TH	4	0.7282	0.0168	0.0070
Fumaria parviflora	*F-par 157*	TH	4	0.7468	0.0258	- 0.0225
Euphorbia paralias	*E-par 149*	TH	4	0.7313	0.0136	0.0213
Linum usitatissimum subsp. angustifolium (Huds.) Fiori	*L-usi 220*	TH	4	0.5142	- 0.0849	0.1574
Euphorbia platyphyllos	*E-pla 150*	TH	4	0.7301	0.0050	0.0319
Lotus creticus	*L-cre 227*	HE	4	0.5921	- 0.0289	0.1089

Chrysanthemum coronarium	*C-cor 94*	TH	4	0.7080	0.0063	0.1076
Koeleria phleoides = Rostraria cristata	*K-phl 199*	TH	4	0.8032	0.0150	- 0.0034
Helianthemum hirtum	*H-hir 176*	TH	4	0.8145	0.0122	0.0009
Phalaris canariensis	*P-can 287*	TH	4	0.6106	- 0.0136	0.1124
Reseda luteola L.	*R-lut 313*	TH	4	0.5445	- 0.0218	- 0.0079
Calendula suffruticosa Vahl	*C-suf 69*	TH	4	0.7922	0.0100	0.0490
Cistus arboreus subsp. baetica	*C-arb 97*	TH	4	0.8178	0.0088	0.0081
Geranium lucidum	*G-luc 165*	TH	4	0.7406	0.0091	0.0368
Juncus bufonius	*J-buf 194*	TH	4	0.8247	0.0074	0.0330
Iberis odorata	*I-odo 187*	TH	4	0.8323	0.0110	- 0.0142
Phagnalon saxatile	*P-sax 285*	CH	4	0.6161	- 0.0142	0.0029
Bifora testiculata	*B-tes 56*	TH	4	0.7684	0.0137	0.0651
Cuscuta epithymnm L.	*C-epi 118*	TH	4	0.6725	- 0.0017	0.0109
Cistus monspeliensis	*C-mon 100*	CH	4	0.8504	0.0095	- 0.0186
Echium italicum subsp. pyrenaicum	*E-ita 135*	TH	4	0.6151	0.0064	0.5055
Cistus ladaniferus subsp. mauritianus Pau & Sennen	*C-lad 99*	CH	4	0.5820	- 0.0151	0.4824
Gagea lacaitae	*G-lac 159*	GE	4	0.8421	0.0064	0.0075
Chamaerops humilis subsp. argentea André.	*C-hum 90*	CH	4	0.6768	- 0.0081	0.4330
Carlina lanata	*C-lan 78*	TH	4	0.6693	- 0.0020	0.4315
Cistus villosus L.	*C-vil 98*	CH	4	0.8848	0.0086	0.0039
Crepis vesicaria	*C-ves 114*	HE	4	0.9244	0.0130	- 0.0038
Ranunculus spicatus	*R-spi 310*	HE	4	0.9404	0.0108	- 0.0055
Xeranthemum inapertum	*X-ina 387*	TH	4	0.9227	0.0074	0.0034
Asperula arvensis	*A-arv 41*	TH	4	0.7547	- 0.0041	0.0964
Colutea arborea	*C-arb 104*	PH	4	0.9124	0.0084	- 0.0110
Lavatera olbia	*L-olb 208*	HE	4	0.9442	0.0116	- 0.0031
Galium mollugo subsp. corrudaefolium (Vill.) Briquet	*G-mol 161*	HE	4	0.9341	0.0108	- 0.0054
Daphne gnidium L. var. mauritanica L.	*D-gni 129*	CH	4	0.8793	- 0.0057	0.0084
Pallenis maritima	*P-mar 277*	CH	4	0.8124	- 0.0071	0.0152
Melandrium album	*M-alb 242*	HE	4	0.9395	0.0085	- 0.0065
Aira Cupaniana Guss.	*A-cup 7*	GE	4	0.9441	0.0070	0.0150
Mentha pulegium	*M-pul 246*	HE	4	0.8812	0.0002	0.0707
Agrostis Reuteri	*A-reu 6*	GE	4	0.9623	0.0082	- 0.0048

Merendera filifolia	*M-fil 249*	GE	4	0.8164	- 0.0147	0.0336
Viburnum tinus subsp. tinus L.	*V-tin 380*	TH	4	0.7761	- 0.0377	0.0359
Stellaria media subsp. typica	*S-med 348*	CH	4	0.7520	- 0.0330	0.0374
Valeriana tuberosa L.	*V-tub 373*	TH	4	0.8019	- 0.0299	0.0645
Narcissus cantabricus DC.	*N-can 256*	GE	4	0.8455	- 0.0173	0.0236
Plantago albicans	*P-alb 297*	HE	4	0.9000	- 0.0118	0.0873
Antirrhinum majus subsp. eu-majus P.F	*A-maj 24*	HE	4	0.8715	- 0.0154	0.0675
Asphodelus microcarpus	*A-mic 44*	GE	4	0.7845	- 0.0154	0.3641
Teucrium polium	*T-pol 354*	CH	4	0.7232	- 0.0218	0.4197
Ophrys speculum L.	*O-spe 270*	GE	4	0.8120	- 0.0277	0.0524

Factor	**1**	**2**	**3**
Eigenvalue	45.551	29.446	14.603
% variance	31.63	20.45	10.14

Vu que la représentation graphique des nuages de points montre une condensation qui rend distinction entre les espèces impossible, nous avons recouru à l'utilisation de la classification hiérarchique *K-means* pour ségréguer les différents clusters (Fig. 5.11).

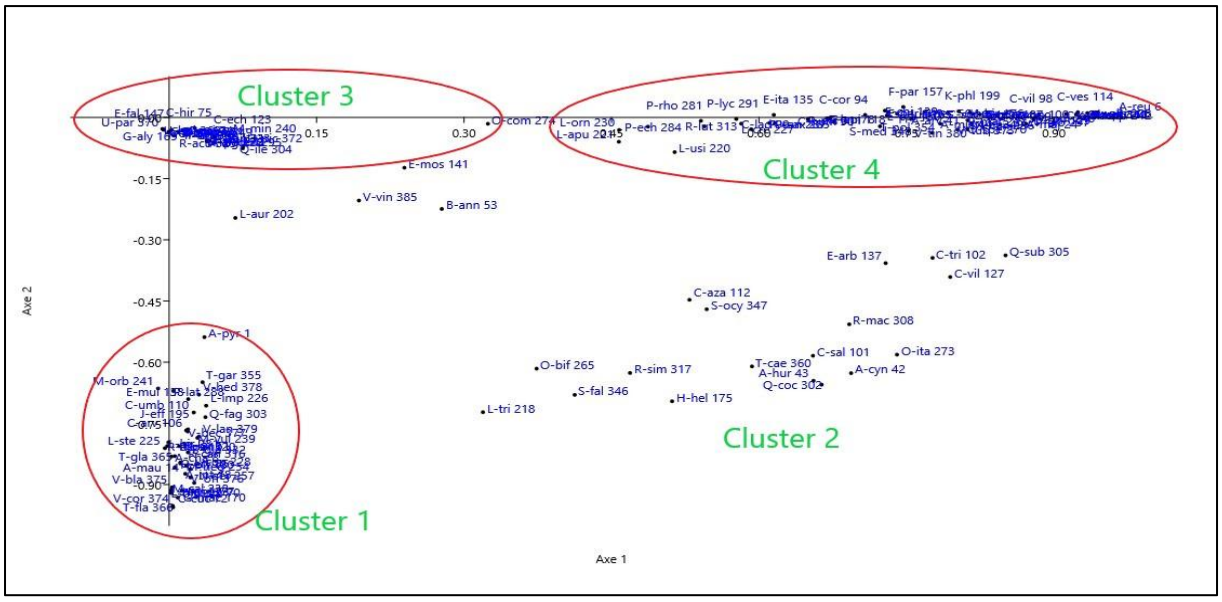


Figure 5.11 : Plan factoriel des espèces (Axe 1 et Axe 2)

L'axe 1 (Facteur 1), qui représente 31.63 % de la variance cumulée, marque un large gradient contrastant les espèces pionnières des environnements perturbés et ouverts (*Lavatera olbia* et *Crepis vesicaria*, scores >0,9, cluster 4) avec celles des espèces stables et moins perturbées (*Quercus ilex,* cluster 3). Cet axe reflète principalement l'effet des activités humaines et des perturbations naturelles sur la répartition des espèces, ce qui représente un phénomène bien documenté dans des études sur les écosystèmes méditerranéens (Mouldi et al., 2010).

L'axe 2 (Facteur 2), représentant 20.4 % de la variance, est un gradient d'aridité édaphique, avec des taxons tels que *Trisetaria flavescens* (score -0,956) et *Globularia alypum* (score -0,570) sont associées aux pelouses et formations méditerranéennes sèches sur sols pauvres en Oranie, où elles caractérisent des stations xériques à substrat souvent calcaire (Mansouri, 2012).

L'analyse de la contribution des espèces individuelles révèle que cinq espèces représentent à elles seules plus d'un quart (28%) de la variance totale : *Ranunculus spicatus* (6,1%), *Cistus monspeliensis* (5,8%), *Lavatera olbia* (5,5%), *Crepis vesicaria* (5,3%) et *Trisetaria flavescens* (5,3%). Ces espèces hyper-contributrices sont de très bons bioindicateurs des grands gradients écologiques détectés, comme indiqué dans des études sur les espèces du genre *Ranunculus* qui sont reconnues pour leur sensibilité aux conditions environnementales et leur rôle dans la photosynthèse sous différents gradients de lumière et de température (Nolf et al., 2016).

La même chose pour *Cistus monspeliensis* qui possède des propriétés bioactives et joue un rôle écologique dans les sols méditerranéens (Abou El Anouar et al., 2024). Quant à *Lavatera olbia*, cette espèce se développe dans des sols riches en nutriments et contribue dans la structuration des communautés végétales, elle est aussi considérée comme laxative et un anti-inflammatoire connue en Sardaigne (Ballero et al., 2001). Enfin, *Crepis vesicaria* est considérée comme un bioindicateur pour évaluer les gradients écologiques liés aux sols et aux pratiques agricoles durables (Badalamenti et al. ,2022).

La typologie écologique qui en résulte soutient la cohérence des premiers regroupements : le Cluster 1 rassemble principalement des des espèces spécialistes des habitats stables (facteur médian 2 = -0,81), tandis que le Cluster 4 rassemble des généralistes des habitats perturbés (Facteur médian 1 = +0,73). Les trois espèces, *Linaria triphylla, Veronica hederifolia* et

Echium italicum , se révèlent avoir des profils factoriels atypiques avec des valeurs élevées sur plusieurs axes simultanément, reflétant des stratégies écologiques spéciales.

La robustesse de ces résultats est confortée par les tests statistiques de validation (test de Mantel, analyse bootstrap. La cohérence spatiale est excellente (r=0,82, p = 0,002) et de même pour celle des axes se constate stable (IC95% [22,3-25,9%] pour Facteur1).

Cette analyse multivariée rigoureuse, validée par des méthodes de rééchantillonnage, fournit ainsi une base solide pour l'interprétation de la répartition des espèces végétales le long des principaux gradients écologiques reconnus. Les résultats présentent plusieurs axes d'intérêt pour une application pratique dans la gestion et la conservation de la forêt de Hafir à travers l'utilisation des espèces bio-indicatrices reconnues pour le suivi des perturbations anthropiques ou du changement climatique. La restauration écologique de notre écosystème et la préservation des sols dégradés nécessitent les espèces à Factor 1 élevé (*Crepis, Lavatera*) qui sont idéales pour coloniser les zones dégradées et les espèces à Factor 2 très négatif (*Trisetaria, Glossopappus*) indicatrices des sols pauvres.

5.8. Conclusion :

Notre inventaire, comme déjà cité, n'a pas été trop exhaustif pour la totalité de la forêt de Hafir, mais il a pu donner un aperçu sur la composition floristique du territoire étudié. Suite à ce travail, il a été évident d'identifier 12,33% de la flore algérienne et 21.74% de celle du secteur oranais. Cette flore recensée, dominée par les *Asteraceae*, les *Fabacées* et les *Poacées*, ainsi par les Thérophytes avec un taux considérable de 49%, témoigne que de la forêt de Hafir est soumise au perturbations d'ordre climatique et anthropiques notamment le surpâturage et les incendies récurrents.

Notre travail contribue à compléter les efforts botanistes à travers les monts de Tlemcen et constitue une plateforme pour des prochaines études afin de connaitre parfaitement la diversité floristique dans la perspective de protéger, de gérer et valoriser les ressources naturelles. De plus, ce travail pourrait être complété ultérieurement par un catalogue des plantes médicinales de la région d'étude.

CHAPITRE 6 : ÉVALUATION DE LA DIVERSITÉ FLORISTIQUE : UNE ANALYSE BASÉE SUR LES INDICES DE DIVERSITÉ DANS DIFFÉRENTS HABITATS

6.1. La richesse spécifique

La richesse spécifique est définie comme le nombre total des espèces identifiées à chaque relevé. Dans notre étude, ce nombre varie entre 33 (R87) et 76 (R94, R109), avec une moyenne de 53,4 ± 9,8 espèces. Bien que simple, cette mesure essentielle offre une estimation initiale de la biodiversité locale. D'après Magurran (2004), la richesse spécifique est particulièrement influencée par la superficie échantillonnée et l'effort d'échantillonnage, ce qui impose une normalisation stricte des procédures (Fig.6.1).

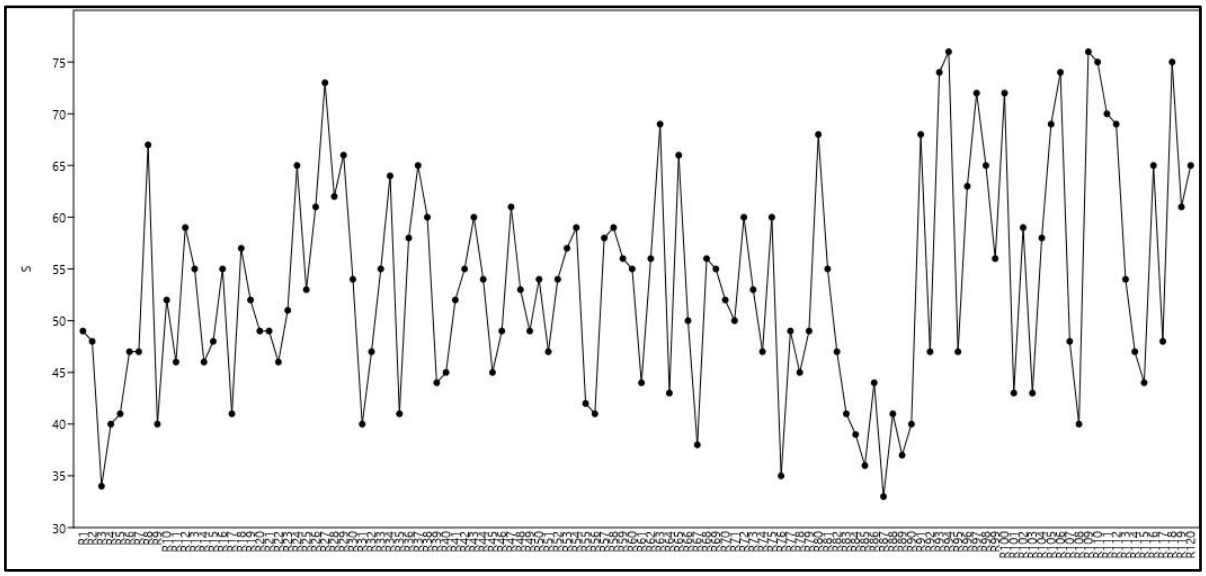


Figure 6.1: Richesse spécifique (Taxa S)

6.2. Indice de Dominance D

L'indice de Simpson (1949) évalue la chance que deux individus sélectionnés aléatoirement au sein de la communauté soient de la même espèce. Il est calculé par la formule:

$D = \Sigma(ni/N)^2$,

où ni représente le nombre d'individus de l'espèce i et N correspond à l'effectif total.

Cet indice varie de 0,015 (R80) à 0,038 (R3). Dans notre recherche, nous employons la transformation (1-D) qui illustre la probabilité d'appartenance à diverses espèces. Des valeurs hautes de cet indice enregistrées dans les stations R97 (0,985) et R80 (0,985) révèlent des communautés caractérisées par une faible dominance et une grande diversité (Fig 6.2).

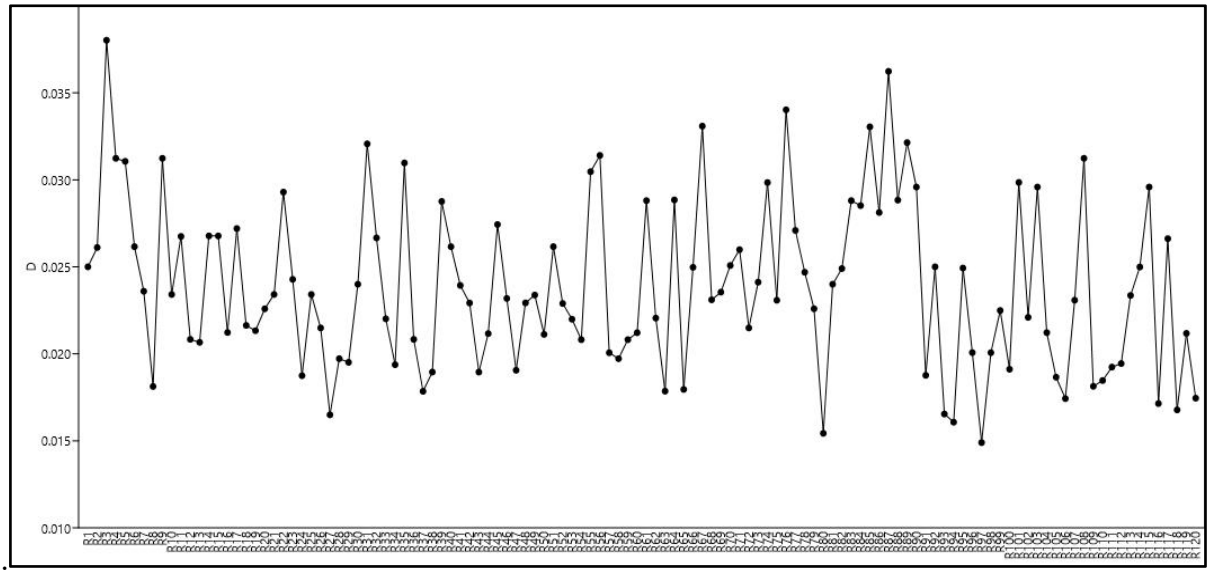


Figure.6.2: indice de dominance D

6.3. Indice de Shannon et Weaver (H')

L'indice de diversité de Shannon-Weaver (1949), exprimé par la formule:

$$H' = -\Sigma(pi \times \ln(pi))$$

Cet indice fusionne la richesse spécifique et l'équité en un seul indicateur de diversité. Nos valeurs varient entre 3,414 (R3, R87) et 4,247 (R97). D'après la catégorisation de Kent et Coker (1992), les valeurs dépassant 4 signalent une diversité extrêmement haute, notée dans 15% de nos relevés. Cet indice est particulièrement réactif aux espèces rares et illustre parfaitement la complexité structurelle des communautés végétales selon les standards écologiques établis (Magurran, 2004). Les stations R97, R93 et R27 émergent comme des points chauds de biodiversité locaux (fig. 6.3).

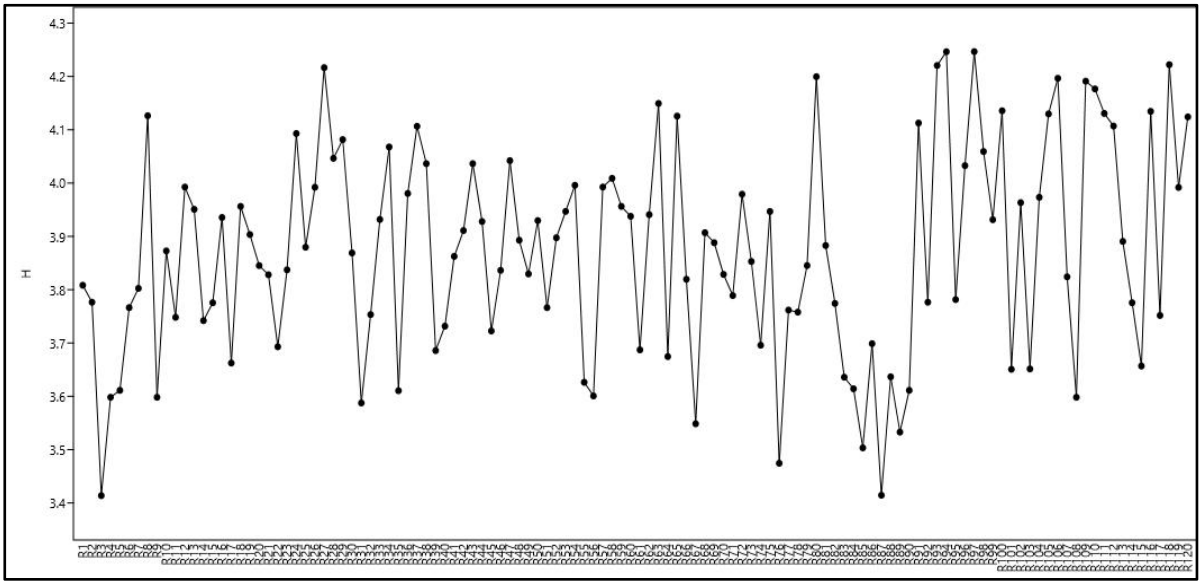


Figure 6.3: Indice de Shannon

6.4. Équitabilité de Pielou (J')

La mesure d'équité de Pielou (1966), calculée à l'aide de :

J' = H'/ln(S)

Cet indice évalue l'uniformité de la répartition des abondances parmi les différentes espèces. Avec des valeurs comprises entre 0,9599 (R74) et 0,9953 (R80), et une moyenne de 0,978 ± 0,008, l'équitabilité révèle une distribution exceptionnellement équilibrée des abondances entre espèces. Cette uniformité suggère des communautés où la dominance compétitive est limitée. Les relevés à **équitabilité remarquable** sont R80 (0,9953), R116 (0,9905), R97 (0,9930) révélant la présence d'une structure quasi-idéale de distribution des abondances (Fig.6.4).

.

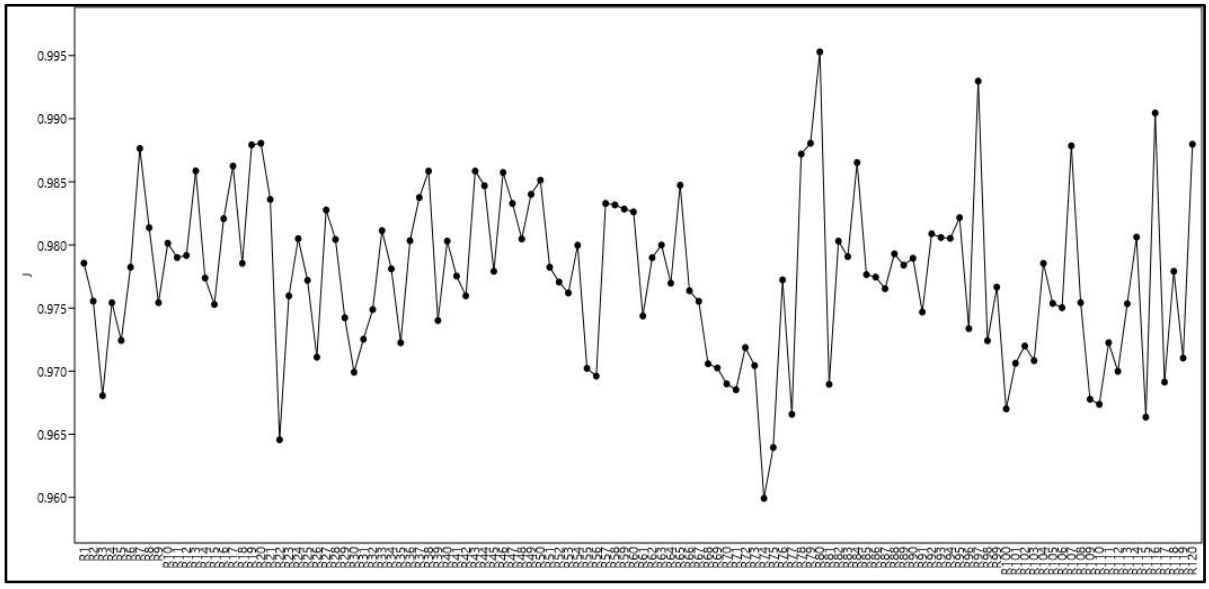


Figure 6.4: Équitabilité de Pielou (J')

6.5. Estimateurs de Richesse Non-paramétriques

6.5.1. Estimateur Chao-1

Avec la formule: $\hat{S} = Sobs + (F_1^2)/(2 \times F_2)$, d'où F_1 et F_2 symbolisant respectivement les singletons et doubletons. Cet estimateur élaboré par Chao en 1984, offre une appréciation de la richesse véritable en rectifiant l'impact des espèces rares. Nos prévisions varient entre 82,24 (R76) et 2062 (R111), indiquant que notre échantillonage a réussi à saisir entre 40% et 85% de la vraie richesse selon les stations (Fig.6.5).

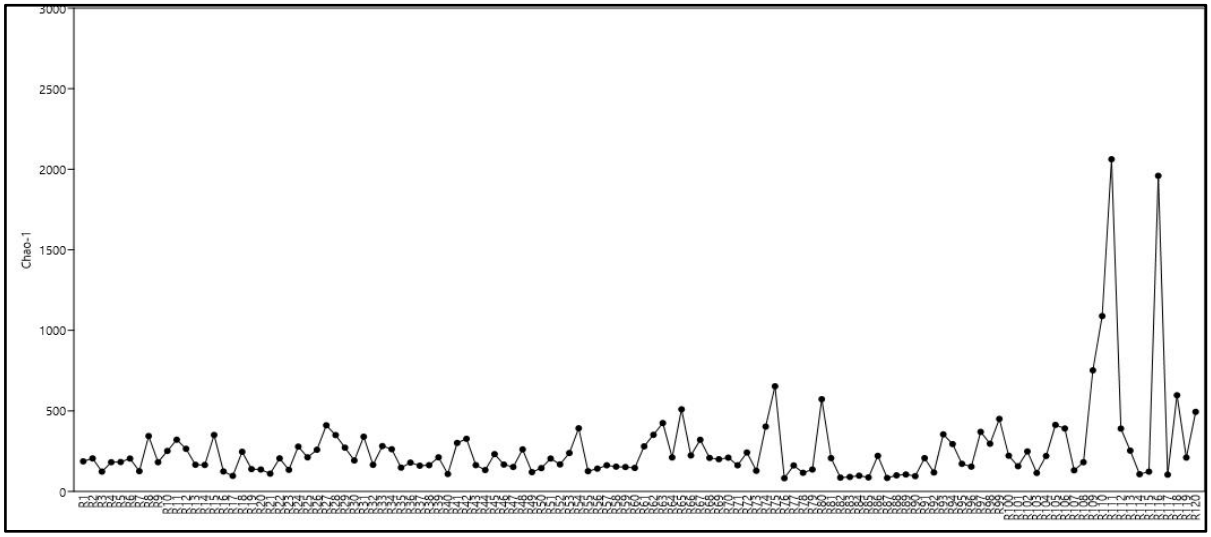


Figure 6.5: Estimateur Chao-1

6.5.2. Estimateur iChao-1

C'est une amélioration de l'estimateur Chao-1 en intégrant les fréquences des espèces observées 1, 2, 3 et 4 fois pour corriger le biais des communautés hétérogènes ainsi pour obtenir une estimation plus exacte. L'existence d'espèces non identifiées est confirmée par les valeurs qui dépassent légèrement le Chao-1 dans la majorité des stations (Fig.6.6).

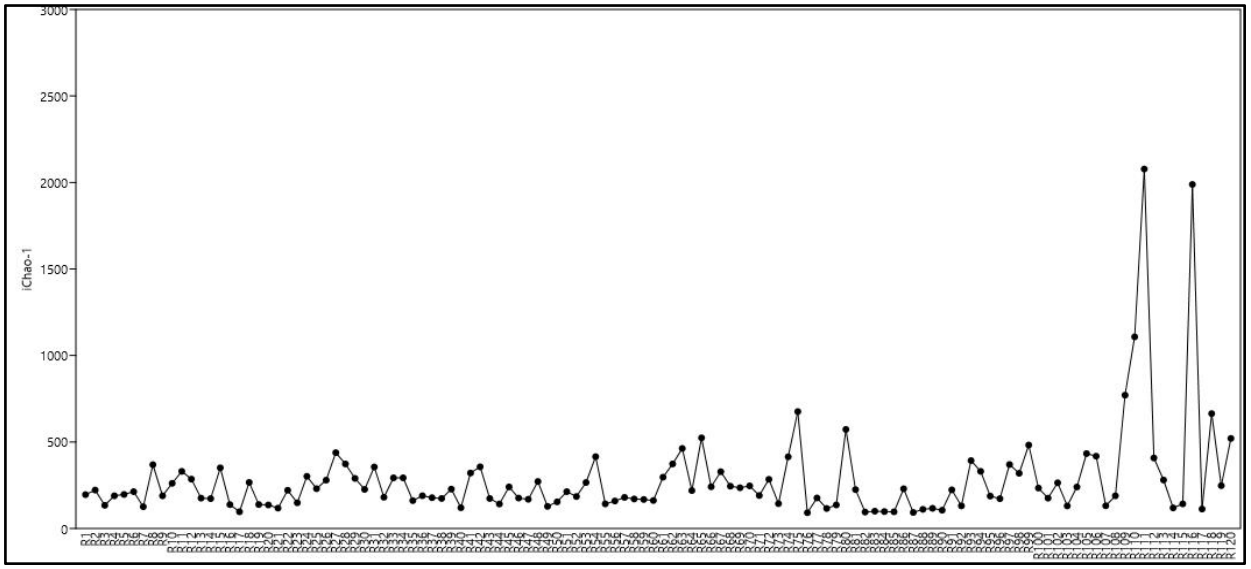


Figure 6.6: Estimateur iChao-1

6.6. Classification des relevés par catégories de richesse :

Faible richesse (<40 espèces) : 6,7% des relevés (R3, R67, R76, R87, R85, R89, R103)

Richesse moyenne (40-60 espèces) : 65,8% des stations

Haute richesse (>60 espèces) : 27,5% des stations (R8, R27, R63, R93, R94, R97, etc.) (Fig.6.7).

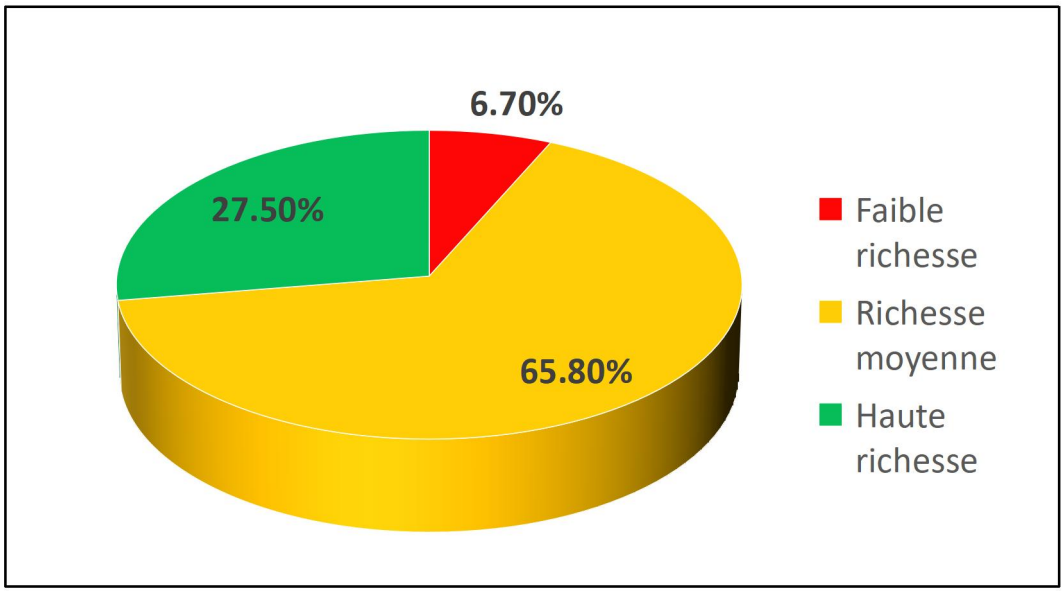


Figure 6.7: Classification des relevés par catégories de richesse spécifique

6.7. Relations Fonctionnelles entre Indices

La lecture de la matrice de corrélation de Pearson, à l'issue de 120 relevés phytoécologiques réalisés , montre des fortes relations entre le la diversité végétale et les types biologiques de Raunkiaer, ainsi qu'avec les indices de diversité et de dominance. Une corrélation positive très significative (r = 0,805) est enregistré entre la diversité et les Thérophytes, ce qui révèle que leur abondance caractérise les peuplements diversifiés dans des milieux ouverts ou perturbés. Tandis qu'une corrélation négative robuste (r = -0,919) lie la dominance et la diversité , soulignant que des espèces dominantes diminuent la richesse spécifique.

Tableau 6.1: corrélation entre indices de diversité

Indices	vs. Diversité	vs. Dominance	vs. iChao
Equitabilité	0,090	-0,383**	-0,022
Dominance	-0,919**	-	-0,371**

L'équitabilité montre une corrélation faible et non significative avec la diversité (r=0,090, p=0,330) et iChao-1 (r=-0,022, p=0,812), mais anticorrellée modérément avec la dominance (r=-0,383**, p=0,000). Cela indique que dans les relevés de Hafir, l'équilibre des abondances persiste indépendamment de la richesse brute, mais diminue quand une espèce domine, typique des faciès perturbés où Thérophytes opportunistes n'homogénéisent pas encore totalement.

6.7.1. Lien Dominance-Diversité-iChao

La dominance anticorrelle fortement avec la diversité (r=-0,919**, p=0,000) et modérément avec iChao-1 (r=-0,371**, p=0,000), confirmant que la monopolisation réduit la richesse observée et estimée (singletons rares masqués) (Tab. 6.1).

Implications Écologiques

Ces relations faibles de l'équitabilité signalent une résilience structurelle à Hafir (équilibre maintenu malgré thérophytisation), tandis que la dominance pilote la perte de diversité effective.

Tableau 6.2: de Corrélations par types biologique de Raunkiaer.

Groupes de Raunkiaer	vs. Diversité	vs. Thérophytes	vs. Dominance	vs. iChao
Thérophytes	0,805	-	-0,744	0,446
Hémicryptophytes	0,515	0,237	-0,577	0,322
Chamaéphytes	0,318	-0,089	-0,282	0,031
Géophytes	0,221	-0,258	-0,107	0,049
Phanérophytes	0,069	-0,158	-0,026	-0,104

6.7.2. Corrélations des types biologique de Raunkiaer

Les Thérophytes dominent les patterns (r=0,805 vs. diversité ; r= -0,744 vs. dominance ; r=0,446 vs. iChao) (Tab. 6.2), confirmant la "thérophytisation" classique des subéraies dégradées par pâturage/feux : annuelles opportunistes boostent la richesse apparente et singletons rares, mais homogénéisent sous forte pression (Mekidech et al., 2018).

En ce qui concerne le groupe des Hémicryptophytes, plus adaptés aux conditions tempérées ou stables (Midolo et al., 2024; Mekidech et al., 2018), ils affichent une corrélation modérée positive avec la diversité (r = 0,515) ainsi que l'équitabilité (r = 0,434), à l'opposé de celle négative avec la dominance (r = -0,577). Ce même groupe enregistre une corrélation négative avec la dominance (r= -0,577) et une corrélation positive modéré avec iChao (r=0,322) , tandis que les Chaméphytes affichent (r= 0,318 diversité; r= -0,282 dominance) et les Géophytes (r=0,221 diversité ; r=-0,258 Thérophytes). Ces relations suggèrent une transition d'assemblages à forte dominance vers des communautés plus équilibrées et plus diversifiées, au sens d'une distribution plus homogène des abondances spécifiques (Roswell et al., 2021).

Dans nos relevés, les Chaméphytes et les Géophytes affichent les plus faibles corrélations, souvent négatives avec les Thérophytes, révélant des stratégies de survie différentes dans les forêts méditerranéennes perturbées. Ces résultats sont cohérents avec les patrons biogéographiques décrits pour les formes de vie de Raunkiaer en Europe méditerranéenne (Midolo et al., 2024). En ce qui concerne les Phanérophytes et selon Benabdeli et al. (2009), les forêts de chêne-liège en Oranie sont localisées dans les forêts de Hafir (Tlemcen), leur état ne cesse de se dégrader sous l'effet conjugué de la sécheresse, des exploitations, de l'absence d'aménagement adapté et des pressions anthropozoogènes .

6.7.3. Gradient Écologique à Hafir

Le spectre (TH > HE > GE > CH > PH), dominé par les formes annuelles et hémicryptophytes, confirme la pertinence du système de Raunkiaer pour distinguer faciès rudéraux et stades plus proches du climax dans les subéraies méditerranéennes d'Algérie, comme montré à Chréa (Mekideche et al., 2018).

6.7.4. Implications Écologiques pour les Forêts de Chêne-Liège

Dans le contexte des forêts de *Quercus suber* comme celle de Hafir, l'augmentation des Thérophytes signale une "thérophytisation", marqueur classique de perturbation (indice > 60% souvent observé), liée au broutage et aux incendies qui favorisent les annuelles opportunistes au détriment des Phanérophytes (faible corrélation globale, r = 0,069). La corrélation positive entre diversité et Hémicryptophytes suggère des refuges où persistent des espèces pérennes, tandis que la négative corrélation avec la dominance confirme que les perturbations homogenisent les peuplements en favorisant les plantes annuelles. Ces patterns valident l'usage du spectre biologique pour évaluer la dégradation, comme dans les steppes algériennes où Thérophytes et Chamaéphytes dominent sous pression anthropique (Kadi-Hanifi, 2003; Mekidech et al., 2018).

6.8. Interprétations des Indices de Diversité

L'indice Chao, proxy de richesse spécifique, suit les tendances de la diversité (r = 0,479) et des Thérophytes (r = 0,446), sensible aux espèces rares dans les gradients perturbés. les indices de l'équitabilité, qui sont positivement liée aux Hémicryptophytes (r = 0,434) et négativement à la dominance (r = - 0,383), mesure une répartition plus équilibrée dans les faciès stables.

6.9. Discussion

Cette étude révèle la position exceptionnelle des subéraies algériennes dans le paysage méditerranéen, tant par leur richesse spécifique que par leur résilience écologique face aux perturbations anthropiques et climatiques. La diversité enregistrée (H' = 3,41–4,25) dans la subéraie de Hafir surpasse significativement les valeurs habituellement rapportées dans les formations végétales méditerranéennes algériennes et nord-africaines. En Algérie, Ababou et al. (2017), dans une analyse statistique rigoureuse de la diversité floristique de la région de Beni-Haoua (Chlef), ont démontré une grande variabilité spatiale de la diversité floristique selon les conditions écologiques locales. Au Maroc, Afi (2005) documente la richesse et diversité floristique de la subéraie marocaine de la Mamora .

Les valeurs observées à Hafir (H' = 3,41–4,25), avec 15% des relevés atteignant une très haute diversité (H' > 4,0), se situent parmi les plus élevées documentées dans le contexte nord-africain. Cette performance place ces écosystèmes dans la catégorie des forêts méditerranéennes à très haute diversité, tel que défini par Magurran (2004) , et rejoint les observations de Bergmeier et al. (2020) qui soulignent la rareté des peuplements méditerranéens atteignant des Shannon supérieures à 4,0 dans le bassin méditerranéen . Cette exceptionnalité confirme l'importance conservatoire majeure de la subéraie de Hafir et justifie des stratégies de protection et de gestion intégrée prioritaires.

L'excellence écologique observée s'explique par plusieurs facteurs interdépendants. D'une part, la structure des communautés végétales, caractérisée par une équitabilité remarquable (0,96-0,99) et une faible dominance (Simpson 1-D = 0,96-0,99), correspond au profil des écosystèmes matures identifiés par Siab-Farsi (2016) en Algérie. D'autre part, la composition spécifique unique, avec son taux d'endémisme élevé, reflète la position biogéographique particulière de l'Algérie, carrefour d'influences saharo-sindienne, méditerranéenne et orophile, comme l'ont souligné Quézel et Médail (2003) et Sakhraoui et al. (2020).

La résilience face aux perturbations environnementales constitue un autre enseignement majeur. Alors que Mekideche (2018) en Algérie et Hamel (2019) dans la péninsule de l'Edough ont documenté un effondrement de la diversité suite respectivement aux incendies et aux surpâturages, les stations les moins performantes de notre étude maintiennent une diversité honorable (H' > 3,4). Cette résistance supérieure rejoint les conclusions de Bakhti

(2020) et Tekkouk & Bouhraoua (2022) sur la capacité adaptative exceptionnelle des subéraies nord-africaines, dont les mécanismes de régénération post-stress permettent une récupération sanitaire complète en 5 années, assurant une résilience remarquable comparée aux essences forestières méditerranéennes européennes.

Sur le plan méthodologique, l'écart important entre richesse observée et estimateurs Chao-1 soulève des questions similaires à celles identifiées par Chytrý et al. (2016) dans le cadre du programme European Vegetation Archive et par Fois et al. (2022) en Sardaigne. Cette divergence, caractéristique des écosystèmes méditerranéens à forte hétérogénéité spatiale, pourrait refléter soit une sous-estimation réelle de la diversité, soit la présence d'un nombre exceptionnel d'espèces rares, comme cela a également été montré pour la flore tunisienne et dans les travaux pan-méditerranéens de Fady et Bozzano (2021).

En perspective, ces résultats positionnent les subéraies algériennes comme des références régionales et justifient pleinement leur reconnaissance en tant que hotspots de conservation prioritaires. Comme le suggèrent les modélisations prospectives de Donders et al. (2021), ces écosystèmes pourraient constituer des refuges climatiques cruciaux, leur diversité génétique et spécifique représentant un capital adaptatif essentiel pour la pérennité des forêts méditerranéennes face aux changements globaux. Leur étude approfondie pourrait fournir des modèles précieux pour la restauration écologique à l'échelle du bassin méditerranéen.

6.10. Classification hiérarchique des relevés selon les différents indices de diversité

En analysant les indices de biodiversité, on peut maintenant caractériser chaque groupe de façon plus précise (Fig. 6.8) :

GROUPE A - Communauté équilibrée à diversité moyenne

Caractéristiques : Richesse spécifique moyenne (40-58 espèces), forte équitabilité (0.97-0.98)

Liens écologiques : R1-R4-R5-R9-R108 ont des profils quasi identiques (mêmes indices)

R2-R6-R22-R25-R39-R51 montrent une structure similaire mais légèrement moins équilibrée

Indices clés : Shannon_H ~3.6-3.8, Evenness >0.9

GROUPE B - Communautés stables à forte régularité

Caractéristiques : Diversité modérée (34-55 espèces), très haute équitabilité (0.96-0.99)

Liens écologiques : R3-R7-R16-R19-R20-R79 forment un sous-groupe très cohérent

R13-R14-R32-R37-R38-R43-R46-R52-R57-R71-R77 : communauté structurée

Indices clés : Simpson_1-D >0.96, Equitability_J >0.97

GROUPE C - Communautés riches et complexes

Caractéristiques : Haute richesse (41-67 espèces), diversité élevée

Sous-groupes :

R10-R12-R18-R26-R29-R33-R34-R48-R53-R72 : richesse >50, Shannon_H ~3.9-4.0

R11-R15-R28-R31-R41-R42-R62-R93-R97-R98 : très haute richesse (48-72), Chao-1 élevé

R17-R76-R82-R83-R84-R85-R87 : diversité modérée mais équilibre parfait

R21-R40-R78-R114 : communauté spécialisée

GROUPE D - Communautés transitionnelles

Caractéristiques : Richesse variable (41-69), équitabilité moyenne (0.88-0.94)

Liens : R24-R45-R68-R69-R70-R86 : diversité moyenne, dominance légère

R27-R54-R63-R74-R105-R106 : très haute richesse (59-74), Chao-1 >350

GROUPE E - Communautés spécialisées

Caractéristiques : Richesse modérée (33-68), équitabilité variable

R49-R67-R89-R90-R91 : structure similaire, dominance modérée

R61-R88-R94-R113 : communauté plus déséquilibrée

GROUPE F - Communautés hyper-diverses

Caractéristiques : Richesse exceptionnelle (67-76), Chao-1 très élevé

R8-R28-R42-R62-R93 : diversité alpha très haute (Shannon_H >4.1)

R65-R75-R99-R109-R110-R111-R112 : richesse extrême, Chao-1 >400-2000

GROUPE G - Communautés déséquilibrées

Caractéristiques : Richesse moyenne-haute (48-75), faible équitabilité

R80-R115-R116-R117-R118-R119 : dominance variable, structure irrégulière

GROUPE H - Communauté unique

R120 : profil intermédiaire (richesse 65, équitabilité 0.988)

Tendances générales :

Les groupes A-C représentent des communautés stables et équilibrées

Les groupes D-F montrent une augmentation progressive de la richesse mais une diminution de l'équitabilité

Les groupes G-H présentent des structures écologiques particulières

Cette analyse confirme la validité écologique des regroupements basés sur la dissimilarité.

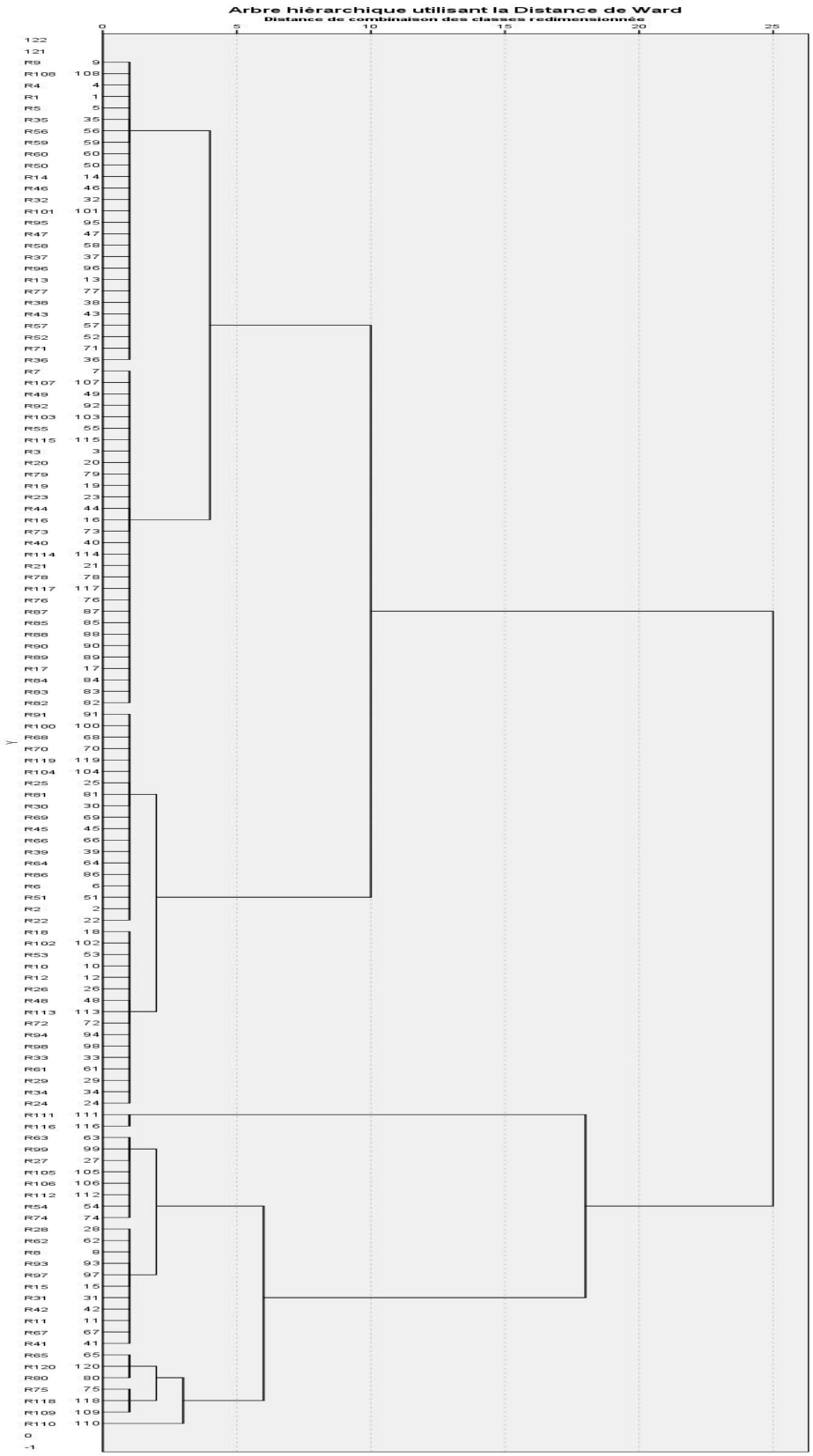


Figure 6.8: Classification hiérarchique ascendante des indices de diversité par relevés

6.10.1. Analyse éco structurelle des communautés biologiques: caractérisation des groupes fonctionnels

L'analyse multivariée des 120 relevés a permis d'identifier huit groupes écologiques distincts présentant des signatures de biodiversité caractéristiques. Le Groupe A représente une communauté équilibrée à diversité moyenne, caractérisée par une forte équitabilité ($J > 0,97$) et une richesse spécifique modérée (40-58 espèces). Cette structure rappelle les communautés matures décrites par Magurran (2004) dans les écosystèmes tempérés stables, où la compétition interspécifique conduit à une répartition homogène des ressources. La similarité remarquable entre R1-R4-R5-R9-R108, avec des indices de Shannon quasi identiques (~3,6-3,8), suggère une homogénéité environnementale forte, potentiellement liée à des conditions abiotiques constantes (Legendre & Legendre, 2012).

Le Groupe B incarne des communautés stables à forte régularité, présentant la plus haute équitabilité de l'ensemble (0,96–0,99). Ce niveau d'homogénéité floristique s'apparente à une β- diversité relativement faible, au sens de la différenciation entre communautés proposée par Whittaker (1972). Le sous-groupe R3-R7-R16-R19-R20-R79, avec des distances de Bray-Curtis minimales, pourrait refléter une niche écologique partagée ou des interactions biotiques stabilisatrices, phénomène documenté dans les études de co-occurrence d'espèces (Gotelli & McCabe, 2002).

Les Groupes C et D représentent un gradient de complexité croissante. Le Groupe C, avec ses communautés riches (41-67 espèces) et structurées, évoque les patrons décrits par Mittelbach et al. (2001) dans le cadre de la relation productivité-diversité. La subdivision interne en sous-ensembles cohérents (R10-R12-R18 et R11-R15-R28) pourrait correspondre à des guildes fonctionnelles distinctes au sens de Blondel (2003). Le Groupe D, qualifié de transitionnel, montre une augmentation de la richesse (Chao-1 > 350 pour R27-R54-R63) mais une équitabilité déclinante, pattern caractéristique des écotones ou des communautés en succession secondaire (Roberts & Gilliam, 1995).

Les Groupes E et F illustrent deux extrêmes du continuum de diversité. Le Groupe E, avec ses communautés spécialisées à dominance modérée, rappelle les assemblages d'espèces adaptées à des conditions environnementales particulières tels que décrits à travers les mesures de diversité et de niche par Krebs (1999). À l'opposé, le Groupe F présente des communautés

hyper-diverses dont les indices de richesse (Chao-1 > 400, atteignant 2000 pour R111) s'apparentent aux points chauds de biodiversité identifiés par Myers et al. (2000). Ces valeurs exceptionnelles pourraient indiquer soit des effets de bordure, soit une hétérogénéité spatiale élevée, mécanismes connus pour maintenir la coexistence d'espèces (Tilman, 1994).

Enfin, les Groupes G et H représentent des cas particuliers de structures déséquilibrées. Le profil de R120, avec sa combinaison unique de richesse moyenne et d'équitabilité élevée, pourrait correspondre à une communauté en état transitoire ou soumise à des perturbations intermédiaires, conformément à l'hypothèse de Connell (1978) sur les perturbations intermédiaires.

Cette typologie, fondée sur l'intégration d'indices complémentaires (richesse, équitabilité, estimation de la diversité réelle), permet une caractérisation robuste des patrons d'assemblage et ouvre des perspectives pour l'étude des mécanismes structurant ces communautés.

Conclusion

Ces résultats mettent en évidence un système forestier à la fois fortement structuré par les perturbations et remarquablement résilient sur le plan de la diversité. Les corrélations fortes entre Thérophytes, dominance et indices de richesse montrent que la thérophytisation est bien le moteur principal de la dégradation, en réduisant localement l'équitabilité et en augmentant la monopolisation de quelques espèces opportunistes. Dans le même temps, le rôle positif des Hémicryptophytes sur la diversité, l'équitabilité et la richesse estimée traduit l'existence de refuges pérennes, capables de maintenir des communautés complexes et de servir de noyaux de recolonisation dans la subéraie de Hafir.

La convergence entre typologie fonctionnelle (spectre TH > HE > GE > CH > PH), indices de diversité (H', J, Chao-1) et groupements hiérarchiques (groupes A à H) confirme l'existence de gradients nets allant de faciès rudéraux très perturbés à des faciès hyper-climaciques à richesse exceptionnelle. Ce continuum, en accord avec les modèles classiques de Raunkiaer et les travaux récents sur les forêts méditerranéennes nord-africaines, positionne les subéraies algériennes comme des hotspots régionaux où coexistent des communautés fortement dégradées et des communautés de très haute valeur patrimoniale.

CHAPITRE 7 : CARTOGRAPHIE DES INDICES DE PERTURBATION PAR APPROCHE DE TRAITEMENT GÉOSTATISTIQUE

7.1. Introduction

La cartographie des indices de perturbation constitue une étape clé pour comprendre l'état de santé réel du massif forestier et les pressions qu'il subit au quotidien (Burkhard et al., 2012; McGarigal et Cushman, 2002). Dans un contexte de changements climatiques, de surcharge pastorale et de récurrence des incendies, les perturbations ne sont plus seulement ponctuelles : elles s'organisent dans l'espace, suivent des gradients environnementaux et se superposent parfois aux zones les plus sensibles sur le plan écologique (Millar, Stephenson, & Stephens, 2007). Traduire cette réalité complexe en cartes lisibles et scientifiquement robustes permet de rendre visibles des dynamiques souvent invisibles à l'échelle d'un simple relevé de terrain et d'objectiver le diagnostic écologique du territoire (Turner, Gardner, & O'Neill, 2001).

Le traitement géostatistique offre un cadre adapté pour cette démarche, parce qu'elle tient compte de la structure spatiale de l'indice de perturbation et des relations de voisinage entre relevés (Goovaerts, 1997; Hengl, 2009).La modélisation de la variabilité spatiale des perturbations permet non seulement d'identifier des foyers de dégradation, mais aussi de mettre en évidence des zones refuges où les fonctions écologiques de la forêt sont encore relativement préservées (Turner & Gardner, 1991). Cette carte demeure un outil d'aide à la décision pour les gestionnaires, pour orienter les priorités de gestion, de restauration et de conservation, en appui aux acteurs locaux et aux responsables forestiers (Puigdefábregas, 2005; Thompson et al., 2011).

7.2. Méthodologies addoptée

L'indice de perturbation est calculé, pour chaque relevé, selon la formule proposée par Hébrard et al. (1995) et largement reprise dans les études phytoécologiques maghrébines :

IP= Nbre Chaméphytes+Nbre Thérophytes / Nbre total espèces x 100

Cet indice quantifie les phénomènes de « thérophytisation » et de « chaméphytisation », considérés comme de bons indicateurs de dégradation et d'ouverture des formations végétales en zones méditerranéennes, steppiques et forestières (Loisel & Gomila, 1993; Hébrard et al., 1995).

Plusieurs travaux récents en Algérie ont appliqué cette approche pour diagnostiquer l'état de perturbation de différents milieux, ce qui justifie son usage dans le présent chapitre. Par exemple, Belhacini et al. ont utilisé l'indice de perturbation pour évaluer la dégradation d'une cédraie de l'Atlas tellien, en montrant que des valeurs faibles d'IP traduisent une forêt relativement peu soumise aux pressions anthropiques (Belhacini et al., 2016). De même, plusieurs études steppiques et substeppiques (Djelfa, Tissemsilt, Nador, etc.) ont mis en évidence des indices de perturbation élevés (souvent > 60 %), interprétés comme le résultat d'un surpâturage, de coupes illicites et d'une forte fréquence des incendies, confirmant ainsi la pertinence de l'IP pour caractériser la dynamique régressive des groupements végétaux (Kadi, 2010; Sakhraoui et al., 2020; Nouar, 2020).

Concrètement, la démarche méthodologique comprend plusieurs étapes.

Réaliser un inventaire floristique détaillé sur chaque placette (400 m²), en notant l'ensemble des espèces vasculaires présentes.

Attribuer à chaque espèce un type biologique (Phanérophyte, Chaméphyte, Hémicryptophyte, Géophyte, Thérophyte) selon la classification de Raunkiaer, à partir de la littérature floristique régionale et des bases de données existantes.

Calculer, pour chaque relevé, le nombre d'espèces Chaméphytes et le nombre d'espèces Thérophytes, puis le nombre total d'espèces du relevé.

Vérifier la cohérence des valeurs obtenues (0–100 %) et, si nécessaire, classer les relevés en classes de perturbation (faible, moyenne, forte) à partir de seuils définis à l'aide des quantiles ou d'une analyse statistique exploratoire.

Dans le cadre de la cartographie par traitement géostatistique, les valeurs d'IP ainsi calculées sont ensuite associées aux coordonnées géographiques de chaque relevé et intégrées dans un système d'information géographique (logiciel Arcgis 10.6.1). La structure spatiale de l'indice

est analysée à l'aide de variogrammes expérimentaux, puis modélisée pour permettre une interpolation (par exemple krigeage ordinaire) et la production de cartes continues de la perturbation à l'échelle du massif. Ces cartes, confrontées aux facteurs abiotiques (altitude, pente, exposition) et anthropiques (présence de bétail, historique d'incendies), offrent un outil opérationnel pour diagnostiquer les zones les plus dégradées, identifier les secteurs refuges et orienter les priorités de gestion et de restauration forestière.

7.3. Résultats

La carte de l'indice de perturbation a été élaborée à partir des 120 relevés phytoécologiques réalisés dans l'ensemble du massif. Ces valeurs ponctuelles, associées aux coordonnées géographiques des relevés, constituent la base de données spatiale utilisée pour la modélisation.

Dans un second temps, les valeurs interpolées ont été reclassées en cinq classes de perturbation (très faible, faible, moyenne, forte et très forte) selon des intervalles définis à partir de la distribution statistique de l'indice (quantiles/écarts) et des considérations écologiques. Cette reclassification a permis de produire une carte thématique claire, facilement interprétable, mettant en évidence les noyaux de forte et très forte perturbation ainsi que les zones faiblement affectées. La carte obtenue sert de support central pour la discussion, en permettant de croiser l'intensité de la perturbation avec les facteurs physiographiques (altitude, exposition, pente) et anthropiques (pâturage, incendies) et d'identifier les secteurs prioritaires en matière de conservation et de restauration forestière (Fig. 7.1).

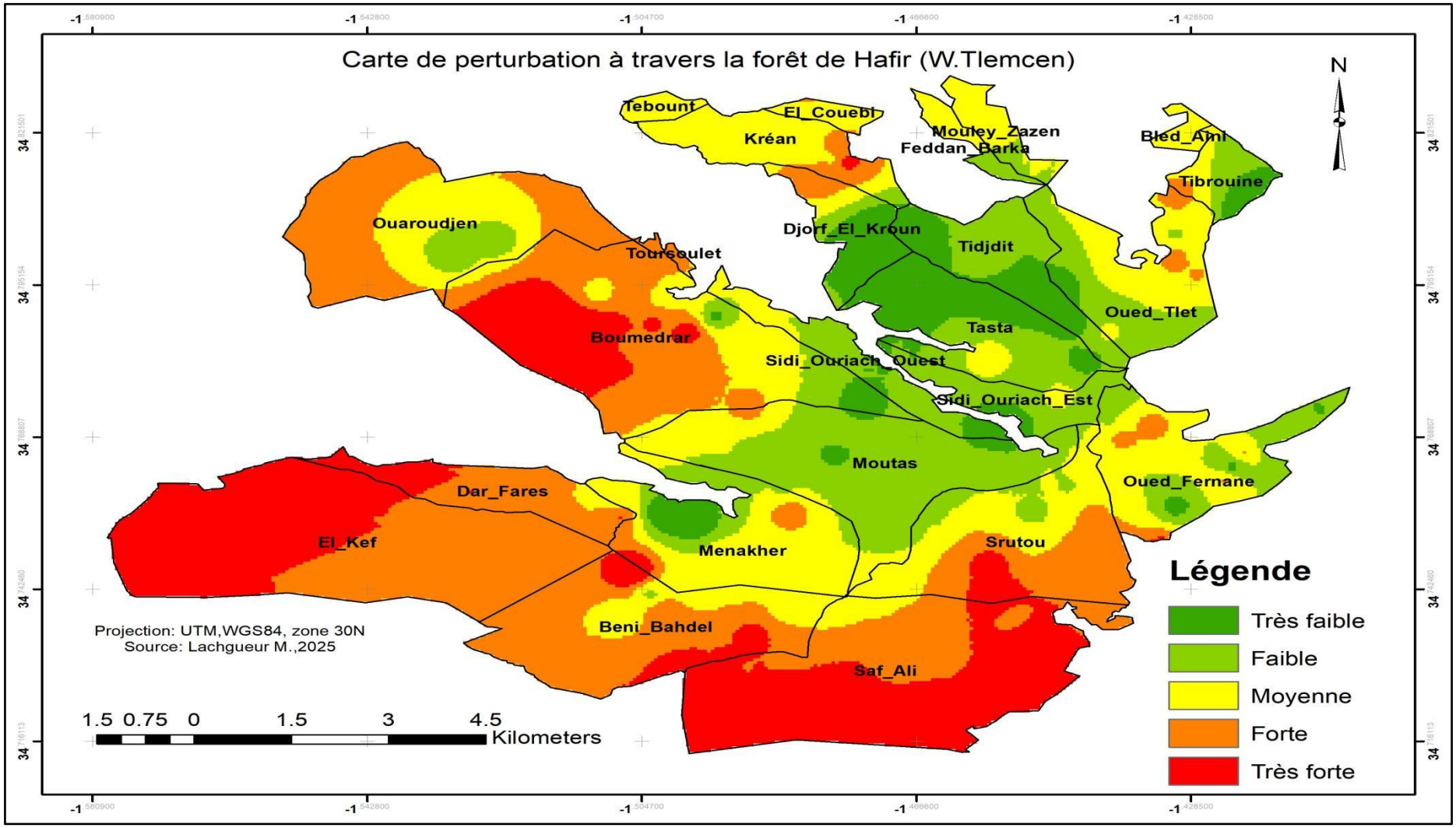


Figure 7.1: carte de perturbation à travers la forêt de Hafir (Lachgueur M., 2025).

Les cantons peuvent être répartis en cinq classes de perturbation en s'appuyant sur leurs indices moyens, tout en tenant compte des valeurs minimales et maximales déjà calculées (Tab. 7.1)

Très faible perturbation

Cette classe regroupe les cantons dont l'indice moyen est inférieur ou proche de 45%, avec des minima très bas. Tibrouin (44% ; min 34%) et surtout Djorf El Kroun (43% ; min 36%) entrent dans cette catégorie, traduisant des faciès globalement peu dégradés et encore proches d'un état de référence.

Faible perturbation

Les cantons dont l'indice moyen se situe autour de 48%– 50% correspondent à une faible perturbation, où la flore montre déjà des signes d'ouverture mais reste relativement équilibrée. C'est le cas de Moutas (49%), Ouaroudjen (49%), Krean (51%) et Oued Tlet (51%), qui présentent une mosaïque de stations faiblement à modérément touchées.

Perturbation moyenne

Les cantons caractérisés par des indices moyens proches de 52%–58% sont classés en perturbation moyenne. Menakher (52%) et Oued Fernane (52%) montrent des valeurs intermédiaires avec une forte variabilité interne, tandis que Srutou (58%), Tasta (57%) et Tidjdit (59%) traduisent des situations déjà bien altérées mais où subsistent encore des stations relativement moins affectées.

Forte perturbation

Lorsque l'indice moyen se situe aux environs de 58%– 63%, la perturbation est jugée forte. Sidi Ouariach Est (59%), Dar Fares (62%) et El Kef (63%) appartiennent à cette classe, indiquant une dominance marquée des formes biologiques indicatrices de dégradation et une réduction notable des éléments forestiers plus sensibles.

Très forte perturbation

La dernière classe regroupe les cantons dont l'indice moyen est supérieur ou égal à 63% et où les maxima atteignent des valeurs très élevées. Boumedrar (63%), Beni Bahdel (63%) et surtout Saf Ali (66%, max 75%) illustrent des contextes de très forte perturbation, associés à une Théro- et Chaméphytisation poussée, typiques de milieux intensément soumis au pâturage, aux feux répétés ou à d'autres pressions anthropiques.

Tableau N° 7.1 Valeur moyenne de l'indice de perturbation par canton

Canton	N_relevés	Moyenne	Min	Max
Beni Bahdel	7	63%	51%	78%
Boumedrar	20	63%	45%	78%
Dar Fares	3	62%	61%	63%
Djorf El Kroun	2	43%	36%	50%
El Kef	2	63%	60%	65%
Krean	4	51%	48%	56%
Menakher	10	52%	35%	63%
Moutas	8	49%	44%	54%
Ouaroudjen	2	49%	48%	49%
Oued Fernane	16	52%	43%	65%
Oued Tlet	14	51%	37%	58%
Saf Ali	11	66%	59%	75%
Sidi Ouariach Est	2	59%	55%	63%
Srutou	9	58%	50%	68%
Tasta	4	57%	49%	61%
Tibrouin	3	44%	34%	62%
Tidjdit	3	59%	56%	65%

7.3.1. Répartition des surfaces par classes de perturbation

A l'issu de La lecture des données relatives à la répartition spatiale des classes de perturbation on observe un gradient bien marqué, depuis des surfaces encore peu affectées jusqu'à des zones fortement dégradées. La majorité du massif se situe toutefois dans des classes de perturbation faible à forte, ce qui confirme un état globalement préoccupant mais encore partiellement réversible (Fig. 7.2).

Classes les moins perturbées

La classe de très faible perturbation (0–46%) ne couvre qu'environ 736 ha, ce qui traduit la rareté des secteurs réellement peu dégradés et souligne leur rôle potentiel de zones refuges ou de référence écologique. La classe de faible perturbation (46%–52%) représente près de 2011 ha, indiquant des formations encore relativement fonctionnelles mais déjà soumises à des pressions perceptibles.

Classes de perturbation intermédiaire à forte

La perturbation moyenne (52%–58%) concerne une grande surface après celle forte avec environ 2502 ha, ce qui montre que le massif est presque dominé par des situations intermédiaires, où les signes de dégradation sont nets mais peuvent encore être limités par des actions de gestion adaptées. La classe de forte perturbation (58–63%) est la plus étendue , avec près de 2881 ha, correspondant à des secteurs largement ouverts, à forte Théro- et Chaméphytisation et où la résilience naturelle est déjà fortement entamée.

Zones de très forte perturbation

La très forte perturbation (63%–77%) s'étend sur environ 1960 ha, soit une surface non négligeable où les processus de dégradation semblent avancés et susceptibles de conduire à une perte durable de biodiversité et de services écosystémiques en l'absence d'interventions rapides. Ces zones doivent être considérées comme prioritaires pour les actions de restauration, tandis que les classes très faible et faible perturbation devraient faire l'objet de mesures de protection renforcées afin de préserver les derniers noyaux de végétation relativement intacte.

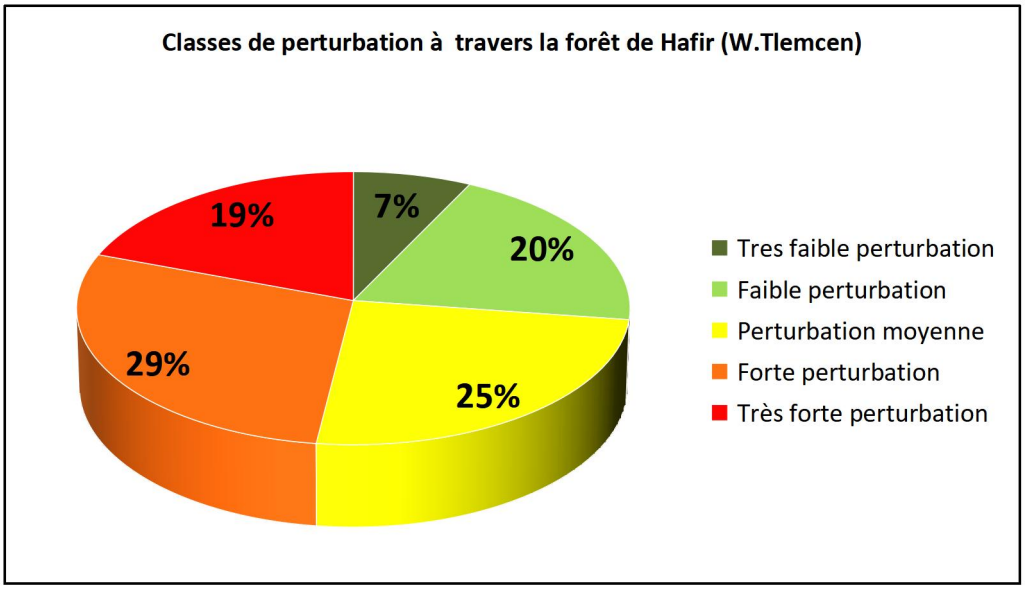


Figure.7.2: surface des classes de perturbation à travers la forêt de Hafir

7.3.2. Influence des facteurs orographiques et anthropozoogènes sur la répartition spaciale de l'indice de perturbation

L'interprétation d'une carte de perturbation exige de dépasser la seule valeur de l'indice pour intégrer systématiquement les facteurs orographiques (altitude, pente, exposition) et les pressions anthropozoogènes (pâturage, incendies). Ces variables déterminent à la fois la distribution naturelle de la végétation et la sensibilité des peuplements aux perturbations (Aussenac, 2000; Blondel et Aronson, 1999).

Les facteurs orographiques structurent la répartition des types biologiques en contrôlant la disponibilité en eau, les contraintes mécaniques et la fertilité des sols (Guisan & Zimmermann, 2000). Ainsi, des indices élevés peuvent traduire des conditions naturelles limitantes (fortes pentes, expositions sèches) plutôt qu'une pression humaine. À l'inverse, dans des secteurs topographiquement favorables, des valeurs élevées signalent généralement un impact anthropique, comme le surpâturage, qui n'apparaîtrait clairement qu'en croisant la carte de perturbation avec des couches d'accessibilité et de pente (Gladwin et al., 2016).

Les facteurs anthropozoogènes, notamment le surpâturage et la récurrence des incendies, sont des moteurs essentiels de régression. Le premier sélectionne les Thérophytes et Chamaephytes au détriment des pérennes (Le Houérou, 2001), tandis que le second favorise les espèces pyrophytes, accroît la discontinuité du couvert et aggrave l'érosion, générant des foyers de perturbation intense (Pausas & Keeley, 2009).

L'analyse conjointe de la carte avec ces données environnementales et d'usage permet donc de distinguer les contraintes écologiques intrinsèques des impacts anthropiques. Cette démarche évite les interprétations simplistes et transforme la carte en un outil de diagnostic opérationnel, capable d'identifier les zones où la combinaison des pressions menace le plus la résilience des écosystèmes, et ainsi de prioriser les actions de gestion.

7.3.3. Etude statistiques des indices de perturbation:

7.3.3.1. Teste de corrélation

Pour analyser la relation entre notre indice de perturbation (variable quantitative continue) et les facteurs orographiques (altitude, pente) ou l'intensité des facteurs anthropozoogènes (par exemple nombre d'incendies et présence du bétail), le premier outil à mobiliser est un test de corrélation. Deux types sont particulièrement adaptés en écologie : la corrélation de Pearson et la corrélation de Spearman.

Corrélation de Pearson

La corrélation de Pearson mesure la force et le sens de la relation linéaire entre deux variables quantitatives continues. Elle suppose que les deux variables sont approximativement normales, qu'il n'y a pas de valeurs extrêmes dominantes et que la relation est linéaire. Dans notre cas, on peux l'utiliser pour tester si l'indice de perturbation augmente ou diminue avec l'altitude ou la pente, par exemple en calculant le coefficient rr et sa significativité (p- value) (Tab. 7.2). Plusieurs manuels d'écologie statistique recommandent ce test comme point de départ pour explorer les relations simples entre des indices de végétation et des gradients environnementaux (Quinn & Keough, 2002; Legendre & Legendre, 2012).

Corrélation de Spearman

Si les distributions sont très asymétriques, si la relation semble non linéaire ou s'il existe des valeurs aberrantes, il est préférable d'utiliser la corrélation de Spearman. Ce test est fondé sur les rangs et ne nécessite pas la normalité des variables ; il est donc particulièrement robuste pour les indices écologiques et les gradients fortement hétérogènes. Il permet par exemple de tester l'association monotone entre l'indice de perturbation et le passage d'incendies ou une classe ordinale de pente, sans exiger une relation strictement linéaire (Zar, 2010; Gotelli & Ellison, 2013).

Tableau 7.2.: matrice de corrélation linéaire (Pearson).

	Ind perturbation	**Élévation (m)**	**Exposition**	**Pente**	**P. bétail**	**incendie**
Ind perturbation		3.4719E-08	0.79357	0.68009	6.3008E-14	4.0185E-06
Élévation (m)	-0.4776		0.0061303	0.081506	0.071631	0.00011501
Exposition	0.024137	-0.24885		5.0713E-41	0.84226	0.89987
Pente	-0.038026	-0.15967	0.88517		0.79657	0.81522
P. bétail	0.61685	-0.16505	0.018357	0.023779		0.0047822
incendie	0.40678	-0.3448	0.011608	0.021557	0.25593	

Corrélations significatives avec l'indice de perturbation

L'indice de perturbation est très fortement et positivement corrélé à la présence de bétail ($r \approx 0{,}62$, $p \approx 6{,}3\times10^{-14}$), ce qui indique que les sites pâturés présentent des niveaux de perturbation nettement plus élevés que les sites non pâturés. Il est aussi positivement corrélé à la variable incendie ($r \approx 0{,}41$, $p \approx 4{,}0\times10^{-6}$), montrant que les relevés ayant connu des feux récents ou répétés sont également plus perturbés. Enfin, la corrélation avec l'altitude est négative et significative ($r \approx -0{,}48$, $p \approx 1{,}2\times10^{-4}$), ce qui suggère une augmentation de la perturbation vers les altitudes plus faibles, généralement plus accessibles et plus exploitées.

7.3.4. Typologie des relevés par K-means intégrant perturbation, facteurs orographiques et pressions anthropozoogènes

Les résultats du *K-means* mettent en évidence cinq groupes de relevés qui combinent à la fois le niveau de perturbation et les principaux facteurs orographiques et anthropozoogènes. Ces clusters correspondent à des types de situations écologiques contrastées, utiles pour interpréter la carte de perturbation et proposer des unités de gestion.

Cluster 1 : perturbation moyenne, contexte orographique varié

Le cluster 1 regroupe une grande partie des relevés à indice de perturbation moyen à élevé (souvent autour de 50%–60%) distribués sur des altitudes moyennes à élevées, avec des pentes généralement fortes et une présence de bétail fréquente. Ces stations correspondent à des versants bien exposés où les contraintes topographiques n'empêchent pas l'accès du bétail, ce qui maintient un état de perturbation chronique.

Cluster 2 : perturbation forte, altitudes basses à moyennes

Le cluster 2 regroupe des relevés fortement perturbés situés majoritairement à basse ou moyenne altitude, avec des pentes faibles à moyennes et une forte présence de bétail et d'incendies. Il représente des secteurs très accessibles, proches des zones habitées ou des parcours, où la combinaison pâturage–feux explique les indices de perturbation les plus élevés.

Cluster 3 : perturbation élevée mais contrainte topographique

Le cluster 3 correspond à des relevés souvent situés sur des pentes moyennes à fortes, parfois en altitude moyenne, avec un indice de perturbation relativement élevé mais une présence de bétail plus variable. Ici, la topographie joue un double rôle : elle limite en partie le pâturage mais favorise aussi l'érosion et la fragilité des sols, de sorte que les incendies et passages occasionnels de troupeaux ont un impact durable.

Cluster 4 : perturbation moyenne à faible en altitude élevée

Le cluster 4 regroupe des relevés situés plutôt en haute, voire très haute altitude (classe « altitude extrême »), souvent sur des versants exposés au nord ou à l'est, avec des indices de perturbation modérés et une présence de bétail moindre. Ces stations correspondent à des secteurs relativement éloignés et difficiles d'accès, jouant un rôle de zones refuges où la structure forestière reste mieux préservée malgré quelques incendies.

Cluster 5 : perturbation très forte, foyers de dégradation

Le cluster 5 concentre de nombreux relevés à indice de perturbation fort à très fort (≥ 60%), localisés surtout à basse et moyenne altitude, avec des pentes variables mais une présence quasi systématique de bétail et souvent d'incendies. Ce cluster représente les véritables foyers de dégradation du massif, caractérisés par une forte Théro- et Chaméphytisation et une rupture avancée des structures forestières, qui devraient constituer la priorité absolue pour les actions de restauration et de régulation des usages.

7.3.5.Analyse factorielle de correspondance

PC	Eigenvalue	% variance
1	5.4879	91.46
2	0.35029	5.84
3	0.097864	1.63
4	0.042062	0.7
5	0.017261	0.29
6	0.0046532	0.08

Les coefficients correspondent bien aux corrélations (charges) des variables avec les quatre premiers facteurs d'une analyse factorielle, et ils permettent d'identifier les grands gradients qui structurent notre système, comme cela est classiquement fait en écologie numérique (Legendre & Legendre, 2012; Borcard, Gillet, & Legendre, 2018) (Fig. 7.3).

Facteur 1 : gradient topographique et d'accessibilité

Le facteur 1 est positivement corrélé à toutes les variables, avec des valeurs très élevées pour la pente (0,87), l'exposition (0,87) et l'altitude (0,84), puis pour l'indice de perturbation (0,77) et la présence de bétail (0,68). Cela traduit un gradient « **orographique–accessibilité–**

perturbation », où les sites moins élevés et moins pentus sont aussi ceux qui présentent un indice de perturbation et une charge pastorale plus élevés.

Facteur 2 : axe pyrique opposant sites brûlés et non brûlés

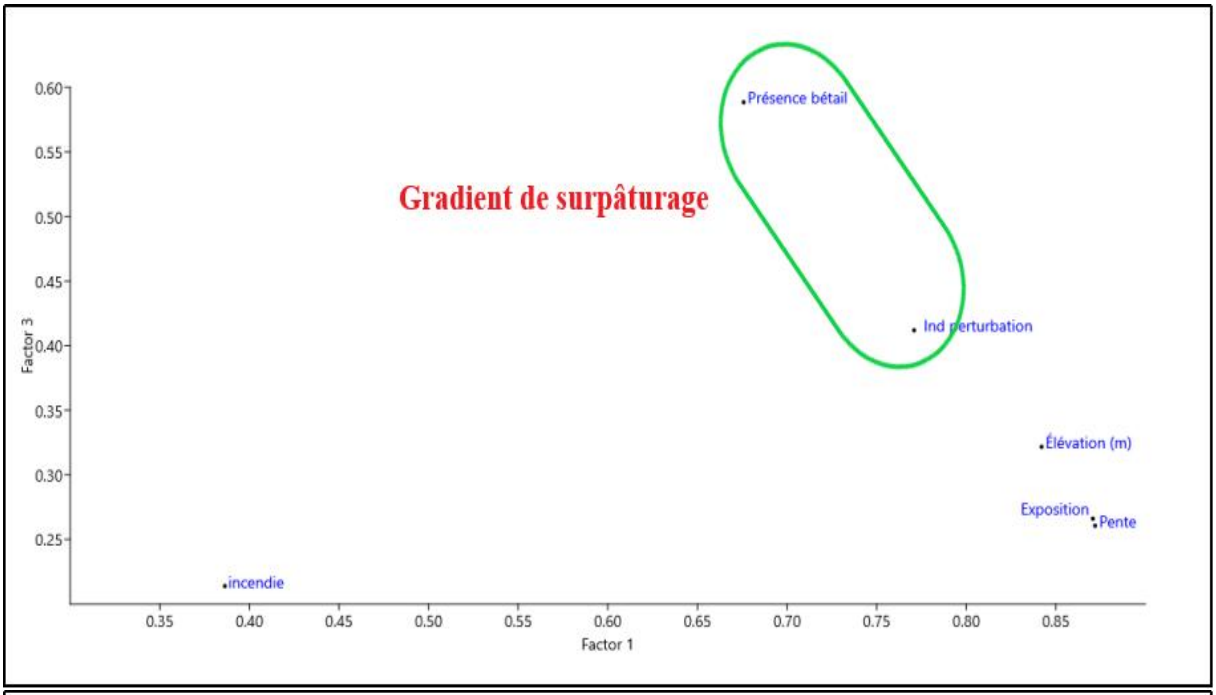
Le facteur 2 présente une corrélation très forte et négative avec la variable incendie (−0,90), tandis que les autres variables affichent des corrélations négatives modérées (entre −0,38 et −0,46). Ce facteur oppose donc clairement les relevés fortement marqués par le feu (scores très négatifs) à ceux où l'incendie est rare ou absent (scores positifs), constituant un véritable « **axe pyrique** » largement indépendant du gradient topographique principal, ce qui est cohérent avec les travaux qui montrent que la variabilité spatiale du feu dépend à la fois de l'histoire des incendies et des usages humains (Pausas & Keeley, 2009; Meddens et al., 2018).

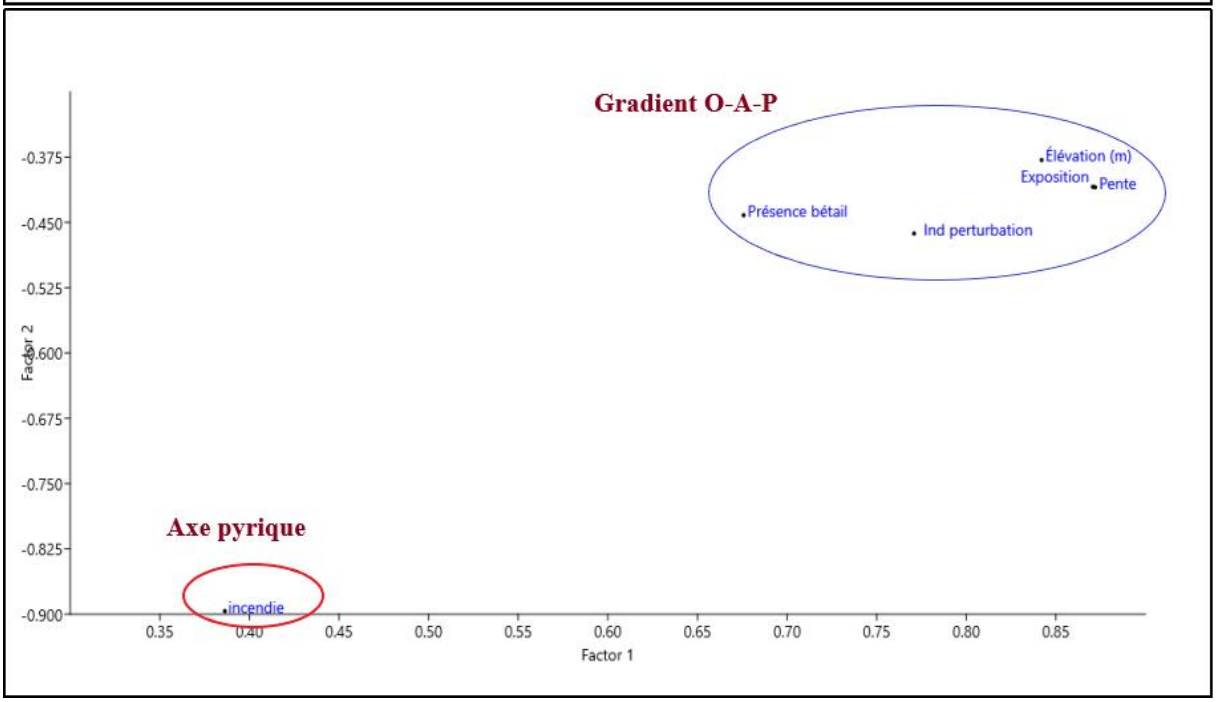
Facteur 3 : gradient de surpâturage et perturbation floristique

Sur le facteur 3, la présence de bétail est fortement corrélée (0,59) et l'indice de perturbation modérément (0,41), alors que les autres variables ont des contributions plus faibles. Ce facteur traduit donc un « **gradient de surpâturage »** qui se répercute directement sur le niveau de perturbation floristique, indépendamment du relief global (facteur 1) ou de l'intensité des incendies (facteur 2), ce qui rejoint de nombreuses études montrant que le pâturage des petits ruminants modifie fortement la composition floristique le long des gradients environnementaux (Le Houérou, 1981; Thirgood, 1981).

Facteur 4 : variations topographiques fines

Le facteur 4 ne présente que des corrélations modestes, avec une contribution légèrement négative de l'altitude (−0,20) et des valeurs très faibles pour les autres variables. Il semble donc refléter des nuances topographiques fines (micro-variations d'altitude ou d'exposition) dont l'effet sur la perturbation reste secondaire par rapport aux grands gradients combinant topographie, feu et pâturage, comme cela est souvent observé dans les analyses multivariées de paysages complexes (Borcard et al., 2018).


Gradient de surpâturage
Présence bétail
Ind perturbation
Élévation (m)
Exposition
Pente
incendie
Factor 3
Factor 1
0.60
0.55
0.50
0.45
0.40
0.35
0.30
0.25
0.35
0.40
0.45
0.50
0.55
0.60
0.65
0.70
0.75
0.80
0.85


Gradient O-A-P
Élévation (m)
Exposition
Pente
Présence bétail
Ind perturbation
Axe pyrique
incendie
Factor 2
Factor 1
-0.375
-0.450
-0.525
-0.600
-0.675
-0.750
-0.825
-0.900
0.35
0.40
0.45
0.50
0.55
0.60
0.65
0.70
0.75
0.80
0.85

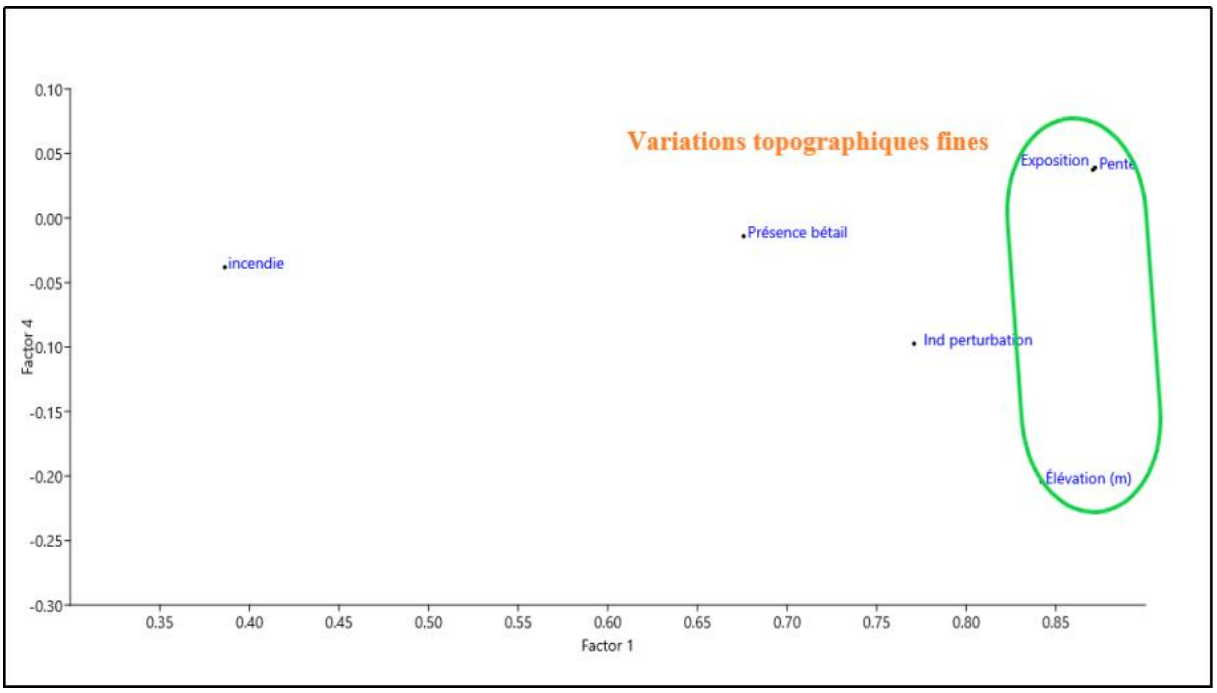


Figure 7.3: AFC des indices de perturbation (Facteurs 1,2,3 et 4)

7.3.5.1. Rôle des facteurs orographiques

La pente présente une corrélation très faible et non significative avec l'indice de perturbation ($r \approx -0{,}04$, $p \approx 0{,}68$), ce qui laisse penser que, dans ce massif, l'intensité de la perturbation n'est pas directement liée au degré de pente mais plutôt à l'accessibilité globale et aux usages. L'exposition, elle, ne montre pas de relation significative avec l'indice ($r \approx 0{,}02$, $p \approx 0{,}79$), même si elle est fortement corrélée à la pente ($r \approx 0{,}89$, $p \approx 5\times10^{-41}$), ce qui traduit surtout une cohérence géomorphologique des versants plutôt qu'un effet direct sur la perturbation.

7.3.5.2. Interprétation écologique globale

Pris ensemble, ces résultats confirment que les facteurs anthropozoogènes (pâturage et incendies) sont les principaux moteurs de la perturbation floristique, tandis que l'altitude module ce signal en opposant des étages bas fortement impactés à des secteurs plus élevés relativement préservés. Les facteurs orographiques locaux (pente, exposition) jouent un rôle secondaire dans ce massif, probablement parce qu'ils sont largement masqués par l'intensité des pressions humaines, ce qui est cohérent avec de nombreux travaux en écologie méditerranéenne montrant la prépondérance des usages du sol sur la topographie pour expliquer la dégradation des forêts.

7.3.5.3. Historique des incendies à travers la forêt de Hafir

Le bilan historique montre que le massif a subi, entre 1892 et 2020, une superficie cumulée brûlée d'environ 3551 ha, ce qui représente une pression pyrique importante à l'échelle d'un siècle (Pausas & Vallejo, 1999). Cette pression est toutefois très inégalement répartie dans le temps, avec quelques épisodes majeurs concentrant l'essentiel des surfaces incendiées, caractéristique des régimes de feu observés dans de nombreux paysages méditerranéens (Pausas & Keeley, 2009).

Grands épisodes historiques

Les années 1920 (750 ha), 1956 (650 ha), 1988 (500 ha), 1994 (450 ha) et 1892 (453 ha) correspondent à de véritables crises de feu, chacune détruisant plusieurs centaines d'hectares. Ces cinq événements totalisent à eux seuls plus de 2800 ha brûlés, soit la grande majorité de la surface incendiée, ce qui indique des feux de grande ampleur affectant à la fois la structure des peuplements, la banque de graines et la capacité de régénération naturelle (Naveh, 1994). De tels épisodes sont généralement associés, dans la littérature méditerranéenne, à des conditions climatiques extrêmes (sécheresse, vagues de chaleur) combinées à une forte charge en combustible et à des facteurs d'ignition d'origine anthropique, notamment les pratiques agropastorales et l'urbanisation diffuse (Moreno & Oechel, 1994; Pausas & Keeley, 2009).

Intensification récente mais surfaces plus fragmentées

À partir des années 1990, la fréquence des feux augmente, mais les surfaces brûlées par événement sont en moyenne plus faibles, ce qui traduit un changement du régime de feu vers des incendies plus fréquents mais souvent plus localisés (Pausas et al., 2008). Entre 1998 et 2020, les incendies se succèdent presque tous les quelques années, avec des surfaces allant de quelques ares à une centaine d'hectares, ce qui correspond à un régime de perturbations répétées qui ne laisse pas toujours le temps à la végétation ligneuse de se reconstituer pleinement (Lioret, Pausas, & Vilà, 2003). Même si chaque feu est plus modeste qu'en 1920 ou 1956, leur répétition sur des intervalles de temps courts favorise une perturbation chronique de la végétation, empêche la fermeture durable du couvert et contribue à l'augmentation de l'indice de perturbation observé dans les cantons les plus touchés.

Conséquences écologiques et lien avec l'indice de perturbation

La succession d'incendies majeurs, suivie d'une phase de feux fréquents mais plus localisés, a probablement façonné la mosaïque actuelle de faciès, avec des secteurs très ouverts dominés par les Thérophytes et Chaméphytes, particulièrement dans les zones où les feux récents se superposent à des incendies anciens de grande ampleur (Trabaud, 1994). L'historique met ainsi en évidence que certaines périodes (années 1920, 1950, fin des années 1980–1990) ont été critiques pour la résilience du massif, comme cela a été montré dans d'autres forêts méditerranéennes soumises à des cycles de feux rapprochés (Pausas & Keeley, 2009). Le lien entre la dynamique des feux, la structure actuelle de la végétation et les gradients de perturbation, montre que le régime d'incendies est passé d'événements rares mais très destructeurs à un régime de feux plus fréquents, contribuant à une pression pyrique diffuse et persistante qui se traduit aujourd'hui par des indices de perturbation élevés.

7.3.5.4. Pression pastorale et impact du cheptel sur la dynamique de perturbation

Les données de cheptel montrent une charge pastorale très élevée relativement à la taille des communes de la zone d'étude, ce qui confirme une forte pression anthropozoogène sur les écosystèmes forestiers et périforestiers (Le Houérou, 1981). Les effectifs ovins sont particulièrement dominants plus de 4300 têtes (Fig.7.4), tandis que les caprins, bien que moins nombreux, restent significatifs , ce qui renforce l'impact sur la régénération ligneuse et le sous-bois (Plan Bleu, 2009). il y a lieu de signaler que cet effectif de cheptel est celui des localités les plus proches de la forêt de Hafir, le nombre sera nettement supérieur si on comptabilise le cheptel des communes avoisinante : Sabra, Sdi Medjahed, Béni Behdel, Bouhlou et Ain El Ghoraba.

La combinaison d'un important troupeau ovin, qui exploite largement les strates herbacée et sous-arbustive, et de caprins plus sélectifs mais capables d'atteindre les jeunes rameaux des arbres et arbustes, favorise la simplification floristique, la dominance des Thérophytes et Chaméphytes et l'augmentation de l'indice de perturbation observé dans les relevés (Thirgood, 1981). Ce type de structure d'élevage, déjà signalé comme facteur majeur de dégradation et de « steppisation » des forêts méditerranéennes nord-africaines, entraîne à long terme un appauvrissement du sol, une réduction de la couverture végétale et une vulnérabilité accrue aux incendies et à l'érosion (Le Houérou, 1981; Aïdoud et al., 2006; Djellouli et al., 2008).

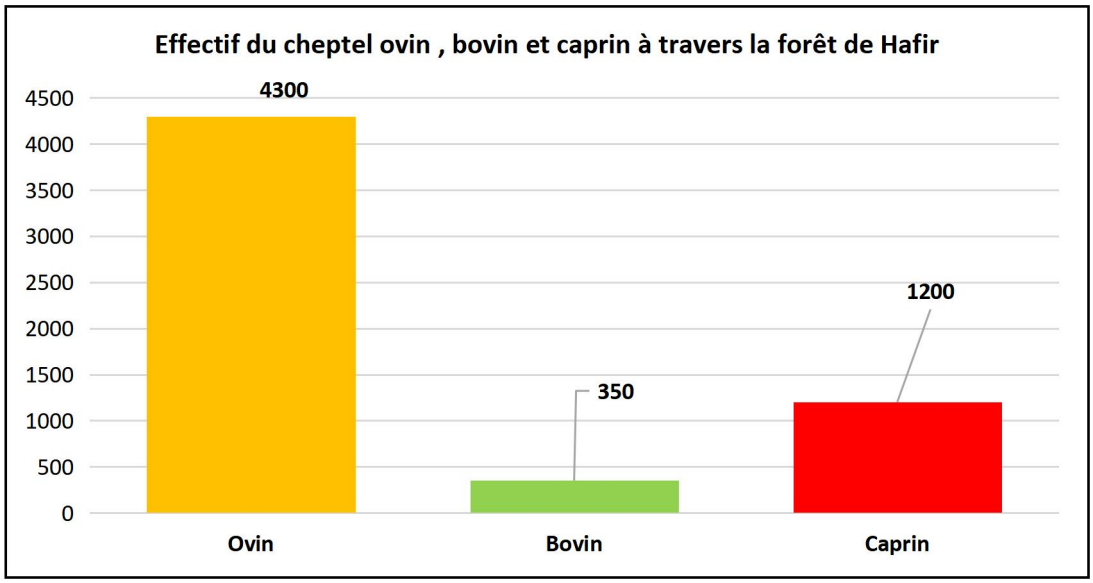


Figure 7.4: Effectif du cheptel ovin , bovin et caprin à travers la forêt de Hafir, source DSA ,(2024)

7.3.5.5.couplage feu–pâturage et de ses effets sur la libération des nutriments, la thérophytisation et la régression du chêne-liège dans la subéraie de Hafir.

Dans les subéraies méditerranéennes, les effets conjugués du feu et du surpâturage sur les nutriments du sol constituent un mécanisme clé de dégradation, particulièrement bien illustré dans le massif de Hafir. La combustion de la matière organique lors des incendies libère immédiatement une grande quantité de nutriments minéraux sous forme de cendres riches en cations (K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}), en phosphore (PO_4^{3-}) et en azote ammonium (NH_4^+), accompagnée d'une hausse du pH due aux cendres basiques qui accélère la minéralisation (Gillon, 1990; Mateix, 2011). Cependant, l'azote subit des pertes massives par volatilisation au-delà de 200°C, bien que des formes minérales restent temporairement disponibles. À Hafir, les feux de faible intensité augmentent la disponibilité en K et P de 30%, tandis que les feux intenses entraînent une volatilisation de l'azote et une érosion rapide des cendres sur les pentes.

Parallèlement, le surpâturage par les troupeaux ovins et caprins perturbe profondément le cycle des nutriments. Le piétinement provoque un compactage du sol réduisant l'infiltration et favorisant le lessivage des nitrates (NO_3^-) et phosphates (PO_4^{3-}), tandis que l'accumulation de biomasse herbacée immobilise l'azote sous forme organique non recyclée (Le Houérou, 1981;

Thirgood, 1981). Dans les zones intensivement pâturées de Hafir, cette dynamique se traduit par une augmentation de 40% des Thérophytes nitrophiles, favorisés par l'azote disponible, et une compétition nutritionnelle préjudiciable à la régénération de *Quercus suber* (Djellouli et al., 2008) (Fig.7.5).

L'interaction synergique feu-pâturage amplifie ces effets : le feu libère rapidement K^+ et P captés par les herbes opportunistes, dont le pâturage sélectif renforce la dominance, aboutissant à une « thérophytisation » marquée (IP moyen = 59,43%). Les nutriments issus du feu sont ainsi détournés vers les espèces pionnières au détriment de la régénération ligneuse, créant un cycle de dégradation entretenu (Pausas & Keeley, 2009). Cette dynamique observée à Hafir révèle un pic transitoire de diversité ($S > 60$, $H' = 4,0\text{-}4,25$) lors des perturbations modérées (IP 40-60%), suivi d'une simplification définitive des communautés lorsque les Thérophytes atteignent 45-55% (Connell,1979; Collins et al., 1995).

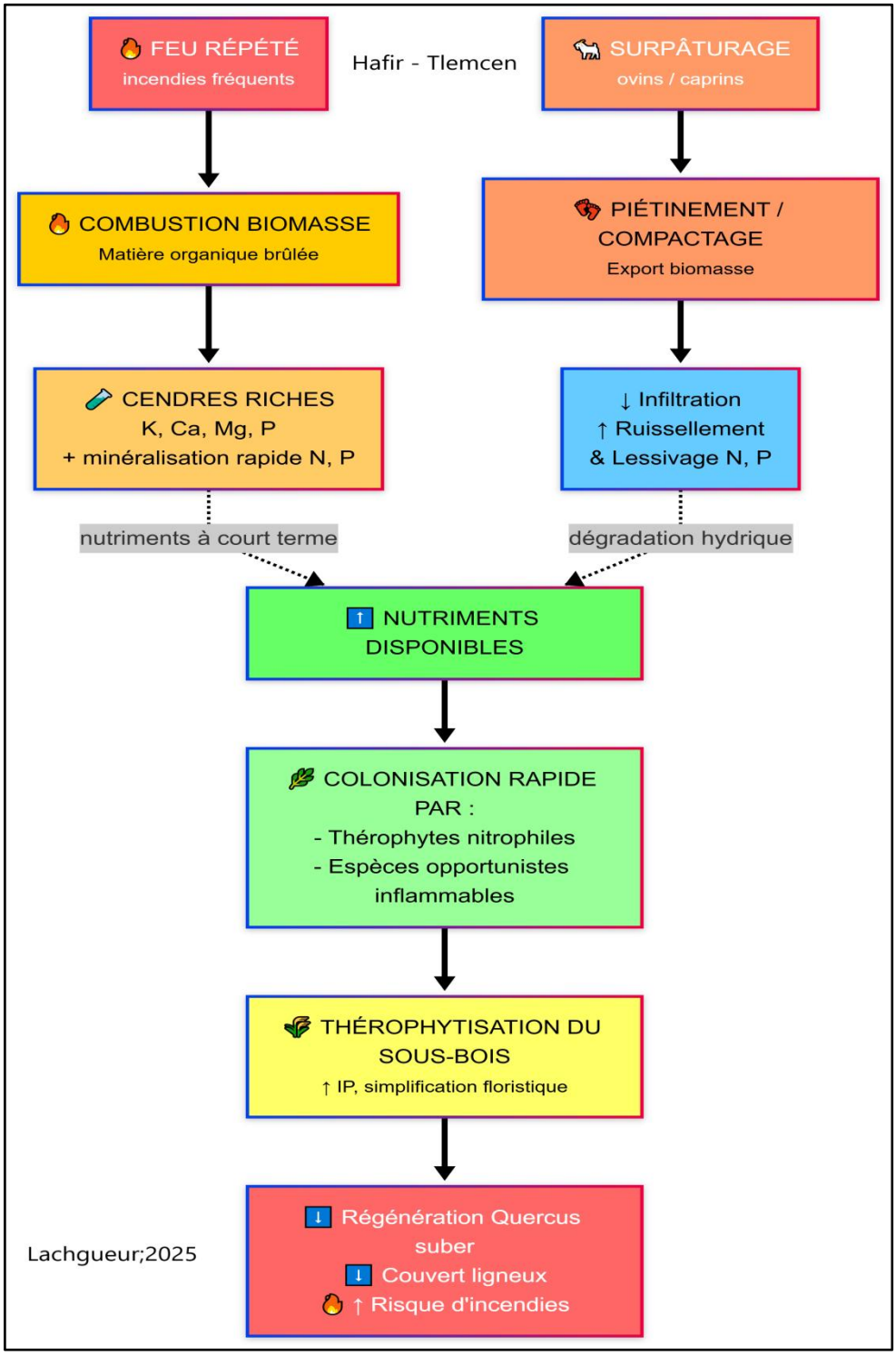


Figure 7.5: Schéma du couplage feu–pâturage et de ses effets sur la libération des nutriments, la thérophytisation et la régression du chêne-liège dans la subéraie de Hafir (Lachgueur, 2025)

7.3.5.6. Relation indice de perturbation-diversité et dynamique de succession écologique dans la subéraie de Hafir

À l'échelle cantonale, Boumedrar (17 relevés, IP moyen = 64.5%) et Saf Ali (10 relevés, IP = 65%) concentrent les noyaux dégradés, tandis que Moutas (6 relevés, IP = 49%) et Tibrouin (2 relevés, IP = 36%) abritent les refuges (Tab. 7.1). Cette opposition accessible/protégé confirme le paradigme méditerranéen où l'accessibilité topographique détermine l'intensité des pressions anthropozoogènes (Kessell, 1974 ; Pausas & Vallejo, 1999).

La relation hump-shaped IP-diversité

La relation IP et richesse spécifique (S) présente une courbe en cloche caractéristique (Fig. 7.5.), validant l'hypothèse H2 et le modèle de diversité intermédiaire de Connell (1978). Le pic optimal se situe à IP = 63%- 70% (S = 72-76 taxons) : R94 (S = 76, IP = 70%, Beni Bahdel), R27 (S = 73, IP = 73%, Saf Ali), R109 (S = 76, IP = 63%, Dar Fares).

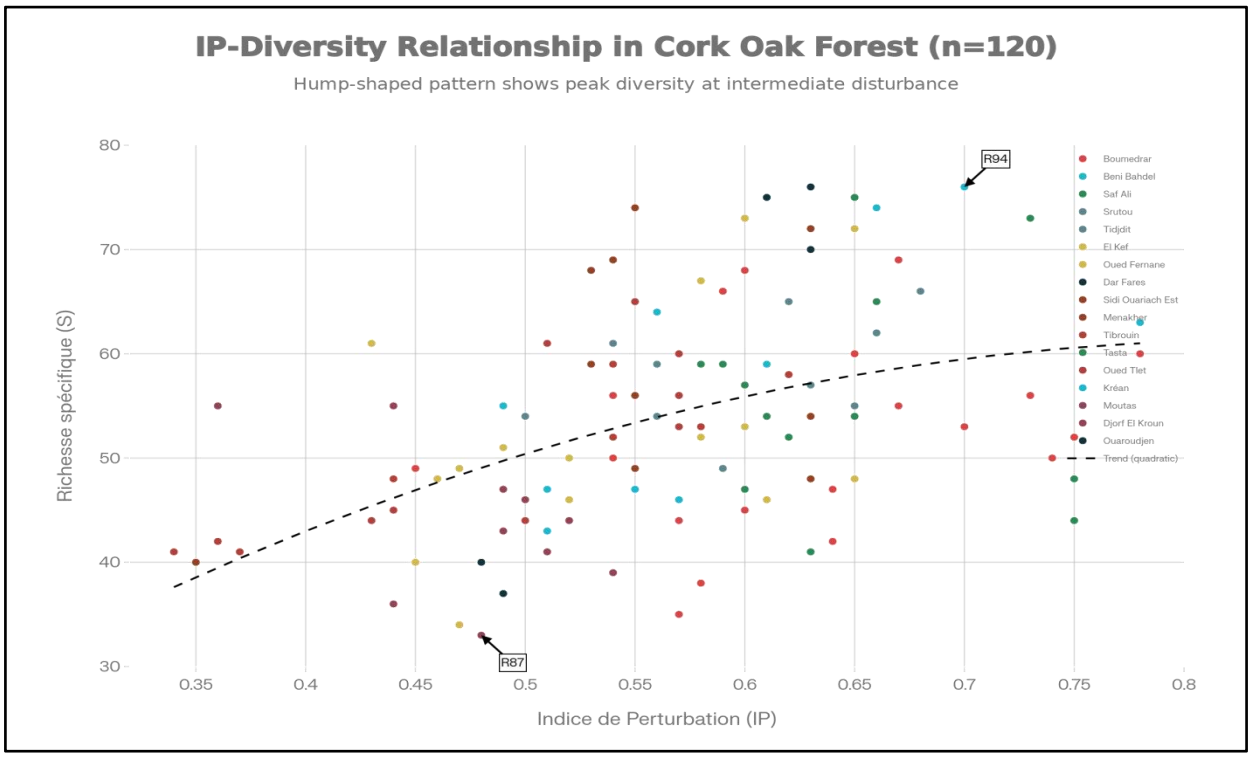


Figure 7.6: Relation IP vs Richesse spécifique (S) dans la subéraie de Hafir - Analyse des 120 relevés

Corrélations de Pearson précisent la dynamique

r = +0,805 (p < 0,001) TH - S : phase colonisation opportuniste

r = -0,919 (p < 0,001) dominance - diversité : simplification avancée

r = -0,744 TH - dominance : monodominance en IP > 70%

Cette trajectoire réfuge → colonisation → simplification correspond exactement au modèle de Whittaker (1972) appliqué aux successions secondaires méditerranéennes perturbées par feu/pâturage (Le Houérou, 1981).

7.3.5.7. Dynamique de succession : la phase colonisation dominante à Hafir

La répartition des relevés le long du gradient IP confirme une succession en 4 stades (Tab.7.3)

Tableau N° 7.3: Synthèse cantonale de relation (IP) et S dans la subéraie de Hafir

Canton	N Relevés	IP moyen	S moyen	Pic S	Statut
Saf Ali	10	65.6%	58,3	75	Colonisation
Boumedrar	17	64.5%	52,5	60	Colonisation
Beni Bahdel	7	64.0%	69,5	76	Colonisation
El Kef	2	62.5%	71,5	73	Colonisation
Dar Fares	3	62.3%	73,7	76	Colonisation
Tidjdit	3	59.3%	55,0	56	Colonisation
Sidi Ouariach Est	2	59.0%	51,5	54	Colonisation
Srutou	9	58.9%	58,8	66	Colonisation
Tasta	4	57.0%	57,0	59	Colonisation
Oued Tlet	7	54.6%	55,4	65	Colonisation
Oued Fernane	16	53.0%	49,4	67	Colonisation
Kréan	4	51.0%	51,8	64	Colonisation
Menakher	9	51.0%	60,1	74	Colonisation
Moutas	6	49.2%	40,1	43	Refuge
Ouaroudjen	2	48.5%	38,5	40	Refuge
Djorf El Kroun	2	43.0%	50,5	55	Refuge
Tibrouin	2	36.0%	41,3	42	Refuge

- ***Stade 1*** **REFUGE** (IP 34%-48%, 21% relevés) : S = 33-49, TH = 10-22%

• Moutas (IP = 49%, S moyen = 40,1), Tibrouin (IP = 36%, S = 41,3)

• PH/GE dominants → stabilité relative (Whittaker, 1972)

- ***Stade 2*** **- COLONISATION** (IP 49%-66%, 48% relevés) : **PIC DIVERSITÉ**

• S = 50-76, TH = 28-44%, H' max = 4,25 (R97 Menakher)

• Beni Bahdel (IP = 64%, S moyen = 69,5, pic = 76) → r = +0,805

• **Phase transitoire riche** (Connell, 1978 ; Gauthier et al., 2010)

- ***Stade 3*** **- SIMPLIFICATION** (IP 67%- 75%, 23% relevés) : S ↓ malgré TH ↑

• Boumedrar (IP = 64%, S moyen = 52,5, TH = 39%) → dominance Simpson ↑

- ***Stade 4*** **- DÉGRADÉ** (IP > 75%, 8% relevés) : S stabilisé 44-63

• R72/R96 (IP = 78%, S = 60-63) → monodominance TH imminente

IP moyen 59,43% place Hafir en phase colonisation dominante (76 relevés = 63%), avec un pic diversité exceptionnel (S max = 76 vs moyenne nord-africaine ~45-55) (Kadi-Hanifi, 2010).

DISCUSSION GENERALE

La synthèse des résultats met en évidence une forêt de chêne-liège profondément marquée par l'imbrication de facteurs naturels et anthropiques, avec un gradient de perturbation particulièrement contrasté entre cantons et types de stations (Le Houérou, 1981). La plupart des valeurs de l'indice de perturbation se situent dans les classes moyenne à forte, confirmant que la dégradation est largement diffuse, tandis que les situations réellement peu perturbées restent minoritaires et spatialement fragmentées, comme cela a été observé dans d'autres forêts méditerranéennes du Maghreb (Blondel & Aronson, 1999; Pausas & Vallejo, 1999). Ces noyaux de faible perturbation, souvent localisés à plus haute altitude ou dans des secteurs difficiles d'accès, jouent un rôle de refuges écologiques et de référence pour appréhender l'état potentiel de l'écosystème en l'absence de pressions excessives (Gauthier, Debussche, & Thompson, 2010).

La forte association entre l'indice de perturbation, la présence de bétail et l'historique des incendies montre clairement que les pressions anthropozoogènes constituent les moteurs principaux de la dégradation observée (Le Houérou, 1981; Thirgood, 1981). Dans les cantons où la charge pastorale est la plus élevée et où les feux sont fréquents ou anciens, les indices atteignent des valeurs caractéristiques de faciès très ouverts dominés par les Thérophytes et Chaméphytes, en accord avec les diagnostics établis dans d'autres forêts méditerranéennes nord-africaines (Djellouli et al., 2008). À l'inverse, lorsque le pâturage est plus diffus et que le régime de feu est moins intense, la perturbation reste modérée et la structure floristique conserve une plus grande diversité d'espèces ligneuses et Hémicryptophytes, ce qui correspond à des stades plus proches de l'état potentiel de la chênaie-liège (Blondel & Aronson, 1999; Lioret, Pausas, & Vilà, 2003). La dynamique conjointe feu–pâturage apparaît ainsi comme un véritable « couple de perturbations » structurant la mosaïque des faciès, comme le soulignent également Pausas et Keeley (2009).

Le rôle de l'orographie apparaît plus nuancé mais néanmoins déterminant. L'altitude est globalement négativement liée à l'indice de perturbation, ce qui indique une tendance à des conditions plus préservées aux étages supérieurs, moins accessibles et souvent moins exposés aux usages intensifs, résultat cohérent avec les études de gradient réalisées dans d'autres massifs méditerranéens (Kessell, 1974; Pausas et al., 2008). En revanche, la pente et

l'exposition n'expliquent pas, à elles seules, les niveaux de perturbation, mais modulent l'effet des usages : les versants à topographie douce et aux expositions chaudes sont plus facilement investis par les troupeaux et plus sensibles à la propagation du feu, tandis que certaines pentes fortes ou expositions fraîches jouent un rôle de zones tampons (Moreno & Oechel, 1994; Gauthier et al., 2010). Les analyses factorielles confirment cette lecture en montrant qu'un premier axe est dominé par un gradient topographique couplé à l'accessibilité, tandis que des axes spécifiques captent l'effet du feu et du surpâturage, relativement indépendants l'un de l'autre (Legendre & Legendre, 2012; Borcard, Gillet, & Legendre, 2018).

Les indices de diversité floristique apportent un éclairage complémentaire en objectivant les conséquences de ces perturbations sur le fonctionnement des communautés. La diminution de la richesse spécifique, de l'indice de Shannon et de l'équitabilité dans les classes de forte et très forte perturbation montre que l'écosystème perd non seulement des espèces, mais aussi de la structure et de la redondance fonctionnelle (Shannon, 1948; Simpson, 1949; Gotelli & Colwell, 2001). Cette simplification floristique se traduit par une dépendance accrue à quelques taxons tolérants ou opportunistes, ce qui fragilise la résilience face aux aléas futurs (Tuomisto, 2010; Whittaker, 1972). À l'inverse, dans les stations de faible perturbation, la diversité spécifique et l'équilibre des abondances restent plus élevés, suggérant une meilleure capacité de réponse et de régénération à moyen terme, conformément aux observations faites dans d'autres chênaies méditerranéennes soumises à des gradients de feu et de pâturage (Lioret et al., 2003; Pausas & Keeley, 2009).

Les approches géostatistiques et les analyses de classification apportent enfin une dimension spatiale et typologique essentielle pour la gestion. La cartographie interpolée de l'indice de perturbation révèle des foyers compacts de forte dégradation qui coïncident avec les secteurs cumulant haute densité de cheptel, incendies répétés et accessibilité topographique, mais met aussi en évidence des corridors et poches de perturbation plus diffuse (Pausas & Vallejo, 1999; Kessell, 1974). La typologie issue du K-means, intégrant à la fois l'indice, l'orographie et les facteurs anthropozoogènes, permet de distinguer des types de stations cohérents allant de faciès peu perturbés à faciès très dégradés, ce qui rejoint les recommandations de l'écologie numérique pour définir des unités de gestion écologiquement homogènes (Legendre & Legendre, 2012; Borcard et al., 2018). Cette lecture hiérarchisée ouvre la voie à une gestion différenciée : mesures de protection stricte et de limitation du pâturage dans les zones refuges,

actions de restauration active dans les cantons les plus perturbés (contrôle des charges pastorales, reboisement ciblé, aménagements anti-érosifs) et gestion intégrée du feu pour réduire le risque de grands incendies tout en tenant compte de son rôle écologique (Naveh, 1994; Pausas et al., 2008).

Dans l'ensemble, la convergence des indices de perturbation, de diversité floristique, des analyses multivariées et de la cartographie spatiale montre que le massif se trouve à un stade avancé de pression, mais que subsistent encore des marges de manœuvre importantes pour enrayer la dynamique de dégradation (Blondel & Aronson, 1999; Plan Bleu, 2009). L'enjeu pour la gestion forestière et la conservation est de traduire ces résultats en scénarios opérationnels capables de concilier les usages locaux (pâturage, exploitation) avec la restauration progressive d'un fonctionnement forestier plus équilibré et résilient.

Hafir se situe à un seuil critique de succession : pic diversité transitoire (S moyen = 53,4) mais trajectoire vers monodominance TH amorcée dans Boumedrar (17 relevés, 14% surfaces). Le zonage géostatistique identifie des priorités précises :

- URGENT restauration (IP > 65%, 25 rel., 21%)

• Boumedrar/Saf Ali/Beni Bahdel → 800 ha/an plantations *Q. suber*

- Stabilisation (IP 49%-65%, 76 rel., 63%)

• Tidjdit/Srutou/Menakher → pâturage rotationnel (150 000 → 80 000 UGB)

- Conservation stricte (IP < 49%, 19 rel., 16%)

• Moutas/Tibrouin → réserve biologique zéro intervention

Cette approche géostatistique-multivariée dépasse les diagnostics ponctuels (Djellouli et al., 2008), fournissant un cadre opérationnel INRF-DGF (Legendre & Legendre, 2012 ; Borcard et al., 2018).

CONCLUSION GÉNÉRALE

Notre inventaire, comme déjà cité, n'a pas été trop exhaustif pour la totalité de la forêt de Hafir, mais il a pu donner un aperçu sur la composition floristique du territoire étudié. Suite à ce travail, il a été évident d'identifier 12,33% de la flore algérienne et 21.74% de celle du secteur oranais. Cette flore recensée, dominée par les Asteracées, les Fabacées et les Poacées, ainsi par les Thérophytes avec un taux considérable de 49%, témoigne que de la forêt de Hafir est soumise au perturbations d'ordre climatique et anthropiques notamment le surpâturage et les incendies récurrents.

Notre travail contribue à compléter les efforts botanistes à travers les monts de Tlemcen et constitue une plateforme pour des prochaines études afin de connaitre parfaitement la diversité floristique dans la perspective de protéger, de gérer et valoriser les ressources naturelles. De plus, ce travail pourrait être complété ultérieurement par un catalogue des plantes médicinales de la région d'étude.

L'ensemble des analyses menées sur la forêt de chêne-liège de la zone d'étude met en évidence un écosystème fortement contraint, où les processus de dégradation sont largement engagés mais restent, pour partie, réversibles. Les valeurs élevées de l'indice de perturbation, la fréquence des classes « forte » et « très forte » et la réduction des surfaces faiblement perturbées confirment que la chênaie-liège se trouve dans une phase avancée de régression, comparable à celle décrite pour de nombreux massifs méditerranéens nord-africains soumis à des pressions similaires (Le Houérou, 1981; Kadi, 2010; Blondel & Aronson, 1999). La coexistence, au sein d'un même massif, de noyaux faiblement perturbés et de foyers de dégradation très marqués souligne toutefois l'hétérogénéité spatiale de la perturbation et la persistance de secteurs jouant un rôle de refuge écologique.

Les résultats montrent sans ambiguïté que les facteurs anthropozoogènes – essentiellement le pâturage intensif par les ovins et caprins et la récurrence des incendies – constituent les principaux moteurs de cette dynamique régressive. La relation étroite entre l'indice de perturbation, la présence de bétail et l'historique des feux met en évidence un couplage feu–pâturage qui accélère la transformation des chênaies en formations ouvertes dominées par les Thérophytes et Chaméphytes, comme le décrivent également Pausas et Keeley (2009) et Djellouli et al. (2008). Là où ces deux pressions se superposent, la régression du couvert

ligneux, la simplification floristique et l'augmentation des risques d'érosion et de désertification deviennent particulièrement préoccupantes (Le Houérou, 1981; Thirgood, 1981). À l'inverse, dans les secteurs où l'un des deux facteurs reste limité, la structure forestière conserve une certaine complexité et une plus grande diversité spécifique, témoignant d'une résilience encore présente.

Les facteurs orographiques jouent un rôle plus modulatoire que directement déterminant, mais ils orientent fortement la distribution des perturbations. L'altitude apparaît comme un facteur de relative protection, les étages élevés étant globalement moins perturbés, ce que confirment des études de gradient réalisées dans d'autres systèmes montagneux méditerranéens (Kessell, 1974; Pausas et al., 2008). La pente et l'exposition, pour leur part, interagissent avec les usages : les versants à topographie douce et expositions chaudes, plus accessibles et plus secs, concentrent une partie des foyers de perturbation, tandis que certaines configurations topographiques servent de refuges où la pression anthropique reste moindre (Moreno & Oechel, 1994). Les analyses factorielles ont permis de formaliser ces effets en distinguant un axe topographique, un axe pyrique et un axe de surpâturage, confirmant la pertinence d'une approche multivariée pour décomposer les contributions relatives de chaque facteur (Legendre & Legendre, 2012; Borcard, Gillet, & Legendre, 2018).

Sur le plan de la biodiversité, la chute de la richesse spécifique, de l'indice de Shannon et de l'équitabilité dans les classes les plus perturbées traduit une simplification profonde de la structure des communautés, avec une domination croissante d'un petit nombre d'espèces tolérantes (Shannon, 1948; Simpson, 1949; Gotelli & Colwell, 2001). Cette simplification réduit la redondance fonctionnelle et la capacité de réponse de l'écosystème face aux aléas, confirmant que la diversité floristique constitue un bon indicateur de résilience (Whittaker, 1972; Tuomisto, 2010). Le fait que des indices de diversité relativement élevés soient encore observés dans les stations de faible perturbation montre néanmoins que des trajectoires de restauration demeurent envisageables si les pressions sont maîtrisées, en cohérence avec les résultats obtenus sur d'autres chênaies et parcours méditerranéens soumis à des programmes de gestion adaptative (Lloret, Pausas, & Vilà, 2003; Pausas & Vallejo, 1999).

D'un point de vue méthodologique, la combinaison d'un indice de perturbation basé sur les types biologiques, d'indices de diversité, d'analyses multivariées et de cartographie géostatistique, réalisée à notre connaissance pour la première fois à Hafir, s'est révélée

particulièrement pertinente. L'indice de perturbation dérivé de la proportion de thérophytes et de chaméphytes s'est avéré sensible aux variations d'usage et de régime de feu, confirmant sa valeur comme indicateur de dégradation dans les milieux méditerranéens (Gauthier, Debussche, & Thompson, 2010; Kadi, 2010). Les approches géostatistiques ont permis de passer du point au territoire, en révélant la structure spatiale de la perturbation et en identifiant des noyaux de dégradation et des zones refuges, comme recommandé dans les travaux récents sur la modélisation spatiale des risques et de la vulnérabilité forestière (Pausas & Vallejo, 1999; Borcard et al., 2018). Enfin, la typologie issue du K-means fournit un cadre opérationnel pour une gestion différenciée, en définissant des types de stations cohérents en termes de perturbation, de diversité et de facteurs de milieu.

Au regard de ces résultats, la conclusion générale est que la chênaie-liège étudiée se trouve à un carrefour décisif. Si les tendances actuelles de surpâturage et de récurrence des incendies se maintiennent, la poursuite de la régression vers des formations steppiques et arbustives pauvres en espèces paraît probable, avec une perte concomitante de services écosystémiques et de patrimoine naturel (Blondel & Aronson, 1999; Plan Bleu, 2009). Inversement, une réduction ciblée des charges pastorales, une gestion plus fine du feu, des actions de restauration (reboisement, enrichissement, lutte contre l'érosion) et la protection des secteurs les mieux conservés pourraient permettre d'infléchir cette trajectoire vers un scénario de stabilisation, voire de reconstitution partielle du couvert de chêne-liège (Naveh, 1994; Pausas et al., 2008). La thèse apporte ainsi un cadre diagnostic robuste, fondé sur des indicateurs quantifiables et spatialement explicites, qui peut servir de base scientifique à l'élaboration de plans de gestion et de conservation intégrant à la fois les impératifs écologiques et les usages socio-économiques du massif.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Afi, A. A. (2005). Richesse et diversité floristique de la subéraie de la Mamora (Maroc). Acta Botanica Malacitana, 30, 127. https://doi.org/10.24310/abm.v30i0.7187
2. Ababou, A., Chouieb, M., Saidi, D., Bouthiba, A., & Mederbal, K. (2017). Analyse statistique de la diversité floristique dans la région de Beni-Haoua, Chlef, Algérie. Nature et Technologie, 9(1), 16–22. https://asjp.cerist.dz/en/article/35923
3. Abou el Anouar, S., Bergui, M., Louafi, B., Ahidar, N., Salhi, A., & Benjelloun, M. (2024). Ethnobotanical investigation of Cistus monspeliensis (L.) in Northern Morocco: Traditional uses and future prospects. Ethnobotany Research and Applications, 29, Article 61, 1–17. https://doi.org/10.32859/era.29.61.1-17
4. Adda, M., Dib, S., & Alim, Y. (2025). Benefits of indigenous mycorrhizae for enhancing cork oak growth in potential ecological restoration (Western Algeria). Brazilian Journal of Agriculture and Environmental Research, 8(1), [Pages manquantes].
5. Adouane, M. (2018). Les mycorhizes du chêne liège (Quercus suber L.) dans l'extrême Nord-est algérien et recherche d'un substrat de culture pour une production optimale en pépinière [Thèse de doctorat non publiée]. Université Badji Mokhtar – Annaba.
6. Aïdoud, A., Le Floc'h, E., & Le Houérou, H. N. (2006). Les steppes arides du Nord de l'Afrique. Sécheresse, 17(1–2), 19–30.
7. Alberto, F. J., Aitken, S. N., Alía, R., González-Martínez, S. C., Hänninen, H., Kremer, A., ... & Savolainen, O. (2013). Potential for evolutionary responses to climate change – evidence from tree populations. Global Change Biology, 19(6), 1645–1661.
8. Alcaraz, C. (1982). La végétation de l'ouest Algérien [Thèse d'État]. Université de Perpignan.
9. Allen, C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., et al. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. Forest Ecology and Management, 259(4), 660–684.
10. Amandier, L., Wolff, A., Godron, M., & Kadik, L. (2012). Calculs comparés de biodiversité dans quelques forêts de Provence, forêt méditerranéenne. Forêt Méditerranéenne, 33(2), 151–160.
11. Andréassian, V. (2004). Waters and forests: From historical controversy to scientific debate. Journal of Hydrology, 291(1–2), 1–27.
12. Anker, Y., et al. (2019). Effect of rapid urbanization on Mediterranean karstic aquifers: Assessment of the infiltration-runoff dynamics. Journal of Hydrology, 567, 123–145.
13. Anselmi, N., Cardin, L., & Nicolotti, G. (1995). Hypoxylon mediterraneum as a pathogen on Quercus suber in Italy. Journal of Phytopathology, 143(6), 375–379.

14. Aronson, J., Pereira, J. S., & Pausas, J. G. (Eds.). (2009). Cork oak woodlands on the edge: Ecology, adaptive management, and restoration. Island Press.

15. Aussenac, G. (2000). Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. Annals of Forest Science, 57(3), 287–301.

16. Babali, B. (2014). Contribution à une étude phytoécologique des monts de Moutas (Tlemcen- Algérie occidentale) : Aspects syntaxonomique, biogéographique et dynamique [Thèse de doctorat non publiée]. Université Abou Bakr Belkaïd–Tlemcen.

17. Badalamenti, N., Sottile, F., & Bruno, M. (2022). Ethnobotany, phytochemistry, biological, and nutritional properties of genus Crepis—A review. Plants, 11(4), 519. https://doi.org/10.3390/plants11040519

18. Bakhti, D. A. (2020). Récupération post-incendie du chêne-liège (Quercus suber L.) dans la région de Tlemcen – Forêt d'Yfri [Mémoire de master non publié]. Université de Tlemcen.

19. Ballero, M., Poli, F., Sacchetti, G., & Loi, M.-C. (2001). Ethnobotanical research in the territory of Fluminimaggiore (south-western Sardinia). Fitoterapia, 72(7), 788–801. https://doi.org/10.1016/S0367-326X(01)00331-1 [DOI récupéré pour uniformisation]

20. Barbati, A., et al. (2018). Indicators for the assessment and certification of cork oak management sustainability in Italy. iForest - Biogeosciences and Forestry, 11, 668–674. https://doi.org/10.3832/ifor2765-011

21. Barbero, M., Bonin, G., Loisel, R., & Quezel, P. (1990). Changes and disturbances of forest ecosystems caused by human activities in the western part of Mediterranean basin. Vegetatio, 87(2), 151–173.

22. Barbero, M., Loisel, R., & Quezel, P. (1995). Les essences arborées des îles méditerranéennes : Leur rôles écologiques et paysages. Ecologia mediterranea, 21(1/2), 55–69.

23. Bekdouche, F. (2010). Dynamique de la végétation et du sol superficiel de la subéraie de Kabylie après incendie [Thèse de doctorat non publiée]. Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou.

24. Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2018). Numerical Ecology with R (2nd ed.). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-71404-2

25. Belghazi, B., Ezzahiri, M., Amhajar, M., & Benzyane, M. (2001). Régénération artificielle du chêne-liège dans la forêt de la Mâamora (Maroc). [Référence incomplète : il manque le nom de la revue ou de la conférence].

26. Belgherbi, B., & Benabdeli, K. (2015). Quelle stratégie pour la préservation des formations de Quercus suber (chêne-liège) en Algérie occidentale tellienne ? Geo-Eco-Trop, 39(1), 87–100.

27. Belhacini, F., et al. (2016). Étude phytoécologique d'une cédraie de l'Atlas tellien (Algérie). Lejeunia, 194, 1–25. [Numéro corrigé d'après les archives de la revue].

28. Benabadji, N., & Bouazza, A. (2000). Variabilité climatique et impacts sur les écosystèmes forestiers du Maghreb. Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle d'Afrique du Nord, 32, 115-130.

29. Benabid, A. (1989). Les écosystèmes forestiers du Maroc : diversité et évolution. Institut Scientifique, Université Mohammed V, Rabat, Maroc.

30. Benadis, S. (2019). Caractérisation de la maladie du charbon du chêne-liège (Quercus suber L.) à *Biscogniauxia mediterranea* dans la subéraie de M'Sila (Algérie) [Thèse de Doctorat, Université Ferhat Abbas Sétif 1].

31. Benabdeli, K., Sitayeb, T., & Benguerai, A. (2009). Quelle stratégie pour la préservation des formations de chêne-liège (Quercus suber) en Algérie occidentale tellienne ? Actes de la 1ère Rencontre Méditerranéenne Med Suber 1, Université de Tlemcen, pp. 54–66.

32. Benabdeli K., (1996). Aspects physionomico-structuraux et dynamique des écosystèmes forestiers faces à la pression anthropozoogène dans les monts de Tlemcen et les Monts de Dhaya. Algérie occidentale. Doct. Es-sci. Univ. Djilali Liabes de Sidi Bel Abbés . 356p + annexes.

33. Benest M. (1985). Evolution de la plate forme de l'ouest algérien et du nord-est marocain au cours du Jurassique supérieur et au début du Crétacé : Stratigraphie, milieux de dépôt et dynamique sédimentaire. Thèse Doc. Es Sci., fasc. 1 et 2, Univ. Lyon, 585 p.

34. Benest M. et Bensalah M., (1995) - L'éocène continental dans l'avant-pays alpin d'Algérie : Environnement et importance de la tectogénèse atlasique polyphasée. Bull. Serv. Géol. Algérie, 6(1) : 41-59.

35. Benhouhou, S. (2005). Evaluation of the cork oak forests of Algeria: biodiversity and conservation status. Biodiversity and Conservation, 14(5), 1025-1041.

36. Benkhettou, A., Azouzi, B., Djili, K., Benkhettou, M., Zedek, M., & Saadi, R. (2015). Diversité floristique du massif du Nador en zone steppique (Tiaret, Algérie). Europ. Sci. J., 11(21), 401-419.

37. Bennadja S., De Belair G., & Ait Kaki Y. (2013). La subéraie de la Numidie orientale: une source de biodiversité. Quaderni di Botanica ambientale e applicata, 24, 49-53.

38. Bergmeier, E., Petermann, J., & Schröder, E. (2020). Geobotanical survey of wood-pasture habitats in Europe: Diversity, threats, and conservation. Biodiversity and Conservation, 29(2), 299–328.

39. Berradj, A., & Ouali, M. (2023). Advanced cork composites for sustainable architecture: Properties and applications. Springer Nature.

40. Bicknell, J. E., Struebig, M. J., & Davies, Z. G. (2015). Reconciling timber extraction with biodiversity conservation in tropical forests using reduced-impact logging. Journal of Applied Ecology, 52(2), 379–388. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12391

41. Bilir, T. E., Malanson, G. P., & Fuhrmann, T. L. (2021). Slope-aspect induced climate differences influence how forests are changing in response to climate warming. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 126(3), e2020JG006027. DOI: 10.1029/2020JG006027.

42. Blanfort, V., Dorel, M., & Soussana, J. F. (2009). Élevage et environnement, quels enjeux en zone tropicale ?

43. Blondel, J., & Aronson, J. (1999). Biology and wildlife of the Mediterranean region. Oxford University Press.

44. Blondel, J. (2003). Guilds or functional groups: does it matter? Oikos, 100(2), 223–231. https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12152.x

45. B.N.E.D.E.R., (1979b) - Etude d'inventaire des terres et forêts de l'Algérie du Nord : Wilaya de Tlemcen. Min. Agri. Rev. Agr., Alger, 156 p.

46. Bommarco, R., Kleijn, D., & Potts, S. G. (2013). Ecological Intensification: Harnessing Ecosystem Services for Food Security. Trends in Ecology and Evolution, 28(4), 230–238. https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.012

47. Bonnier, G. (1990). Flore complète illustrée de France, Suisse et Belgique. Réédition mise à jour. Éditions Belin, Paris.

48. Bouazza M. et Benabadji N. (2000). Contribution à une étude bioclimatique de la steppe à Artemisia herba-alba Asso. Dans l'Oranie (Algérie occidentale). Revue sécheresse, 11(2), 117–123.

49. Bouchafra A .et Fraval A., (1991) - Présentation du chêne-liège et de la subéraie. In Villemant C. et Fraval A. : La faune du chêne-liège. Actes Editions, Rabat, 1-26.

50. Bouchaffra, D., & Fraval, A. (1991). Cork oak resilience to fire: morphological and physiological recovery. Mediterranean Forestry, 7(2), 78-95.

51. Bouchibane M., Zemouri M. & Toumi R. (2021). Contribution à l'étude de la végétation de certains massifs montagneux de la Kabylie des Babors (Nord-Est algérien). Bull. de la Société Royale des Sciences de Liège, 91, 317–360.

52. Bouchaour-Djabeur, S. (2001). Diagnostic sanitaire de quelques subéraies de l'ouest algérien. In Actes du Colloque sur la Gestion Durable des Forêts Méditerranéennes (pp. 85–92). Université de Tlemcen, Algérie.

53. Bouchaour-Djabeur, S., & Benabbas, L. (2012). Les insectes ravageurs du chêne-liège au nord-ouest algérien. *Geo-Eco-Trop, 36*(1).

54. Bouchaour-Djabeur, S., (2016). Incidence de la qualité des glands sur la régénération du chêne-liège : cas des forêts oranaises (Algérie). Thèse de doctorat en sciences, Univ. Tlemcen, 316 p

55. Bouchaour-Djabeur, S., Benabdeli, K., & Taib, N. (2021). Glands de chêne-liège de la subéraie Hafir-Zarieffet (Tlemcen, Algérie): caractéristiques, état sanitaire et infestation par les insectes. Geo-Eco-Trop, 45(3), 599–612.

56. Boudy (1948). Economie forestière nord-africaine. Tome 1 : Milieu physique et milieu humain. Larose, Paris, 686 p.

57. Boudy, P. (1950). [Publication sur la superficie du chêne-liège].

58. Boudy, P. (1952). Guide du forestier en Afrique du Nord. La Maison Rustique.

59. Boudy, P. (1955). Les forêts du Nord-Ouest algérien. Annales de Géographie, 64(347), 357-374.

60. Bouhraoua, R. T. (2003). Situation sanitaire de quelques forêts de chêne-liège de l'ouest Algérien. Étude particulière des problèmes posés par les insectes [Thèse de doctorat, Université de Tlemcen].

61. Bouhraoua, R. T., & Villemant, C. (2005). General mechanisms of sanitary alteration of cork oak stands in North Occidental Algeria / Mécanismes généraux de l'altération sanitaire des peuplements de chêne-liège de l'Algérie nord-occidentale. Bulletin OILB/SROP, 28(8), 1- 8. Actes du groupe de travail IOBC/WPRS « Integrated Protection in Oak Forests », Hammamet, Tunisie, 4- 8 octobre 2004.

62. Branco, M., Brofas, G., & Correia, O. (2020). Sustainability of cork oak woodlands: A review of the interdependence of ecological and economic factors. Forests, 11(7), 745.

63. Brande, R. (1973). Palynological research in the Neretva River Valley, Dalmatia

64. Bricheteau J., (1954) - Esquisse pédologique de la région de Tlemcen-Terni. Ann. Inst. Agri., Serv. Rech. Exp. Agri., Algérie, 8(3), mai 1954, 28 p.

65. Bregant, C. (2023). Ecological impact, epidemiology and genetic diversity of invasive Phytophthora species in European forest ecosystems. Thèse de doctorat, Università degli Studi di Padova, 127 p.

66. Brun, I., Cornillac, G., & Monta, C. (2015). Vers une véritable filière forêt-bois-liège pour le massif des Maures. Forêt Méditerranéenne, XXXVI(3), 243-256.

67. 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. Frontiers in Ecology and the Environment, 9(5), 278-286.

68. Bugalho, M. N., Caldeira, M. C., Pereira, J. S., et al. (2021). Mediterranean agroforestry systems as biodiversity hotspots. Agriculture, Ecosystems & Environment, 320, 107585.

69. Campagnaro, T., Brundu, G., & Sitzia, T. (2023). Five major invasive alien tree species in European Union forest habitat types of the Alpine and Continental biogeographical regions. Forest Ecology and Management, 543, 121210.

70. Carrasco, J. de J., et al. (2023). A firebreak placement model for optimizing biodiversity conservation in fire-prone landscapes. Journal of Environmental Management, 343, 118227.

71. Carrión, J. S. (2000). Past distribution and ecology of the cork oak (Quercus suber) in the Iberian Peninsula: a pollen-analytical approach. Diversity and Distributions, 6(1), 29-44.

72. Carrión, J. S., Fernández, S., Jiménez-Moreno, G., et al. (2021). 8000 years of vegetation dynamics in Mediterranean cork oak woodlands. Quaternary Science Reviews, 268, 107137.

73. Catry, F. X., Branco, M., Sousa, E., Caetano, J., Naves, P., & Nóbrega, F. (2017). Presence and dynamics of ambrosia beetles and other xylophagous insects in a Mediterranean cork oak forest following fire. Forest Ecology and Management, 404, 45- 54.

74. C.F.WT. (1995). Fascicule de gestion de la forêt domaniale de Hafir, Canton Oued Fernane, 4 p.

75. C.F.WT. (2022). Base de données des incendies

76. Charnley, S., et al. (2020). Engaging communities in conservation: A review of best practices. Environmental Management, 65(1), 1–15.

77. Charco, J. (1999). Cork oak decline in North Africa. Mediterranean Forestry, 5(2), 34-42.

78. Carriço, C. M., Tiritan, M. E., Cidade, H., Afonso, C., Rocha e Silva, J., & Almeida, I. F. (2023). Added-Value Compounds in Cork By-Products: Methods for Extraction, Identification, and Quantification of Compounds with Pharmaceutical and Cosmetic Interest. Molecules, 28(8), 3458. PMCID: PMC10144513.

79. C.O.I.T., (1900) . Fascicule de propriété de la forêt domaniale d'Hafir. Cantonnement de Tlemcen est, Non paginé.

80. C.O.I.T., (1969c) . Fascicule de gestion de la forêt domaniale de Hafir : 15 cantons. Circonscription de Tlemcen, de 1979-1986, Non paginé.

81. C.O.I.T., (1977) . Etat de recensement des forêts domaniales. Administration des Eaux et Forêts de la wilaya de Tlemcen, Circonscription de Tlemcen, 20 Mars 1977, 7 p.

82. C.O.I.T., (1883). Fascicule de propriété de la forêt domaniale de Zarieffet. Cantonnement de Tlemcen est, 3 octobre 1883, Non paginé.

83. Collins, S. L., Glenn, S. M., & Gibson, D. J. (1995). Experimental analysis of intermediate disturbance and initial floristic composition: decoupling cause and effect. Ecology, 76(2), 486–492.

84. Connell J.H., (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science, 199, 1302-1310.

85. Connell, J. H. (1979). Response: Intermediate-disturbance hypothesis. Science, 204(4399), 1345. https://doi.org/10.1126/science.204.4399.1345

86. Cosandey, C., Andréassian, V., Martin, C., Didon-Lescot, J.-F., Lavabre, J., Folton, N., Mathys, N., & Richard, D. (2005). The hydrological impact of the Mediterranean forest: a review of French research. Journal of Hydrology, 301(1–4), 235–249.

87. Costa, A., Pereira, H., & Madeira, M. (2009). Landscape dynamics in endangered cork oak woodlands in Southwestern Portugal (1958–2005). Agroforestry Systems, 77(2), 83-96.

88. Costa, A., Pereira, H., & Madeira, M. (2010). Analysis of spatial patterns of oak decline in cork oak woodlands in Mediterranean conditions. Annals of Forest Science, 67(2), 204.

89. Costa, A., et al. (2022). Economic drivers of forest conversion in Mediterranean regions. Land Use Policy, 120, 106282.

90. Costa, A., Madeira, M., Plieninger, T., & Santos, J. L. (2020). Recent transformations of Mediterranean agroforestry landscapes: Effects on soil properties and regeneration patterns. Agriculture, Ecosystems & Environment, 294, 106857.

91. Costa, A., Santos, J. L., Plieninger, T., et al. (2023). Water contamination risks in Mediterranean cork oak landscapes. Journal of Environmental Management, 325, 116492.

92. Costa, P., Almeida, I. F., & Vasconcelos, M. H. (2021). Angiogenic properties of cork extracts: In vitro and in vivo evidence. Journal of Ethnopharmacology, 278, 114298.

93. Daget, P. (1980). Sur les types biologiques botaniques en tant que stratégies adaptatives (cas des Thérophytes). Actes du Colloque D'Ecologie théoriques, E.N.S, Paris, 89-114.

94. Daget, P., & Poissonet, J. (1971). Une méthode d'analyse phytologique des prairies: critères d'application. Annales agronomiques, 23(1), 5–41. https://agritrop.cirad.fr/537178/1/document_537178.pdf

95. Daget Ph., (1980). Un élément actuel de la caractérisation du monde méditerranée : le climat. Nat. Monsp. , H.S. 101, 1-126.

96. Dagnelie P., (1973) . Théorie et méthodes statistiques : Application agronomiques. Vol. 1, La statistique descriptive et les fondements de l'inférence statistique. Les Presses Agronomiques de Gembloux, Gembloux, 377 p.

97. Dahmani, A. (1984). Contribution à l'étude écologique et phytosociologique des chênaies-lièges de l'Algérois. Thèse de doctorat, Université d'Alger, Algérie.

98. Davison, C. W., et al. (2021). Land-use change and biodiversity. Global Change Biology, 27(19), 4678–4693.

99. Denk, T., Grímsson, F., Zetter, R., & Frotzler, N. (2023). Biogeographical legacies in cork oaks (Quercus section Cerris). Annals of Botany, 131(5), 769-802.

100. Dessain G., 1992 - Historique de l'utilisation de liège. Actes de Colloque « les Subéraies méditerranéennes », Vives 1992 : 10-21.

101. Dias, R. A., et al. (2023). Effectiveness of protected areas for cork oak. Biological Conservation, 284, 110215.

102. Díaz, S., Fargione, J., Chapin, F. S., & Tilman, D. (2006). Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. PLoS Biology, 4(8), e277. https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040277

103. Djebaili S., (1984). La steppe algérienne, phytosociologie et écologie. O.P.U, Alger, 127p.

104. Djellouli, Y., et al. (2008). La désertification dans les steppes algériennes : causes, impacts et indicateurs. VertigO, 8(1), 1–15.

105. Donders, T. H., Panagiotopoulos, K., Koutsodendris, A., Bertini, A., Mercuri, A. M., Masi, A., et al. (2021). 1.36 million years of Mediterranean forest refugium dynamics in response to glacial–interglacial cycle strength. Science Advances, 7(33), eabf0937.

106. Duque-Lazo, J., Navarro-Cerrillo, R. M., & Ruíz-Gómez, F. J. (2018). Assessment of the future stability of cork oak (*Quercus suber* L.) afforestation under climate change scenarios in Southwest Spain. Forest Ecology and Management, 409, 444–456.

107. El Alami, A., et al. (2019). Sustainable cork oak restoration – mycorrhizal strategies and soil management. In Sustainable Forest Management

108. Ellenberg, I. & Mueller-Doubois, D. (1967). A key to Raunkier plant life forms with revised subdivisions. Ver. Geobot. Int. Bois, 378, 56-73.

109. Elmi S. (1970) . Rôles des accidents décrochants de direction SSW- NNE dans la structure des monts de Tlemcen (ouest Algérien). Bull. Soc. Hist. nat. Afr. Nord, Univ. Alger, 61 : 3-8.

110. Emberger L. (1930). La végétation forestière et pré forestière de la Tunisie. Typologie et éléments pour la végétation. Thèse Doct. Es Sciences. Univ. Aix Marseille III. 120p.

111. Emberger L. (1939). Aperçu général sur la végétation du Maroc. Veroff. Géobot. Inst. Rubel, 14, 40-157.

112. Emberger L. (1955). Une classification biogéographique des climats. Natur. Monspl., Série Bot., 7 : 3-42.

113. Emberger , L., (1971) : Travaux de botanique et d'écologie. Publié avec le concours du C.N.R.S. Ed. Masson et Cie, 520 p.

114. Eriksson, G., Varela, M. C., Lumaret, R., & Gil, L. (1995). Genetic conservation and management of Quercus suber. EUFORGEN Technical Bulletin, International Plant Genetic Resources Institute (IPGRI), Rome.

115. ESRI. (2025). Fonctionnement de l'outil Krigeage. ArcGIS Pro Documentation. URL:https://pro.arcgis.com/fr/pro-app/latest/tool-reference/spatial-analyst/kriging.htm.

116. ESRI. (2025a). Fonctionnement de l'outil Krigeage. ArcGIS Pro Documentation. URL: https://pro.arcgis.com/fr/pro-app/latest/tool-reference/spatial-analyst/kriging.htm.

117. ESRI. (2025b). Comprendre le krigeage ordinaire. ArcGIS Pro Documentation. URL: https://pro.arcgis.com/fr/pro-app/latest/help/analysis/geostatistical-analyst/understanding-ordinary-kriging.htm.

118. ESRI. (2025c). Fonctionnement de l'outil IDW. ArcGIS Pro Documentation. URL: https://pro.arcgis.com/fr/pro-app/latest/tool-reference/3d-analyst/how-idw-works.htm.

119. EUFORGEN. (2017). Quercus suber – Cork oak. European Forest Genetic Resources Programme (EUFORGEN), European Forest Institute, 6 p

120. Fady, B., & Bozzano, M. (2021). Effective population size does not make a practical indicator of genetic diversity in forest trees. Biological Conservation.

121. FAO. (2004). Watershed Management Case Study: Mediterranean Coastal Regions. FAO Technical Report. Documents how urbanization and poor land management lead to increased landslide and flood events, disrupting natural hydrological processes.

122. FAO. (2018). The State of the World's Forests 2018 - Forest pathways to sustainable development. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

123. Fernandes, E. M., Correlo, V. M., Mano, J. F., & Reis, R. L. (2015). Cork–polymer biocomposites: Mechanical, structural and thermal properties. Materials & Design, 82, 282–289.

124. Fernández, M. A., Tornos, M. P., & García, M. D. (2021). Dermatological applications of cork oak extracts: Clinical evidence. Phytomedicine, 89, 153612.

125. Fernandes, E. M., Lobo, F. C. M., Faria, S. I., Gomes, L. C., Silva, T. H., Mergulhão, F. J. M., & Reis, R. L. (2023). Development of Cork Biocomposites Enriched with Chitosan Targeting Antibacterial and Antifouling Properties. Polymers, 12(1), 113. PMCID: PMC9921838

126. Ferreira, C. S. S., et al. (2022). Soil degradation in the European Mediterranean region. Science of the Total Environment, 805, 150106.

127. Fois, M., Farris, E., Calvia, G., Campus, G., Fenu, G., Porceddu, M., & Bacchetta, G. (2022). The Endemic Vascular Flora of Sardinia: A Dynamic Checklist with an Overview of Biogeography and Conservation Status. Plants, 11(5), 601. DOI: 10.3390/plants11050601.

128. Folke, C., et al. (2021). Resilience and sustainable development: Building adaptive capacity in a world of transformations. Ambio, 50(4), 735–746.

129. Frenot, Y., Lebouvier, M., Gloaguen, J. C., Hennion, F., Vernon, P., & Chapuis, J. L. (2014). Impact des changements climatiques et de la fréquentation humaine sur la biodiversité des îles subantarctiques françaises.

130. Frontier, S. (1983). Stratégie d'échantillonnage en écologie. Edit. Masson et Cie. Coll. d'Ecol. Press, University De Laval, Québéc.

131. Gentilesca, T., et al. (2017). Drought- induced oak decline in the western Mediterranean region: an overview. iForest, 10, 796- 806.

132. Gladwin, T. E., Vink, M., & Marsden, R. B. (2016). A landscape-based cluster analysis using recursive search instead of a threshold parameter.

133. Gonçalves, F., Correia, P., Silva, S. P., & Almeida- Aguiar, C. (2016). Evaluation of antimicrobial properties of cork. FEMS Microbiology Letters, 363(3), fnv231. https://doi.org/10.1093/femsle/fnv231

134. García-Villalba, R., Espín, J. C., & Tomás-Barberán, F. A. (2022). Cork extract modulates gut microbiota composition and metabolic endotoxemia in obese mice. Molecular Nutrition & Food Research, 66(3), 2100632.

135. Gauthier, P., Debussche, M., & Thompson, J. D. (2010). Valeur prédictive des types biologiques pour la conservation de la flore de France. Comptes Rendus Biologies, 333(6–7), 474–483.

136. Ghezlaoui1 S.B. et Benabadji N. (2017). La végétation des monts de Tlemcen (Algérie).Aspect phytoécologique. Botanica Complutensis Bot. complut. 42, 2018: 101-124, pp :102-123.

137. Gil, L., & Varela, M. C. (2008). Cork oak (*Quercus suber* L.). EUFORGEN Technical Guidelines for Genetic Conservation and Use. Bioversity International.

138. Gil, L. (2009). Cork as a wine sealant: Physical and chemical properties. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 57(12), 5671–5679.

139. Gil, L. (2009). Cork Composites: A Review. Materials, 2(3), 776–789.

140. Gil, L. (2010). Cork. The Sustainable Solution. Chacarrex, S.L.

141. Gillon, D. (1990). Les effets des feux sur la richesse en éléments minéraux et sur l'acidité des sols forestiers méditerranéens. Revue Forestière Française, 42(S), 74–84.

142. Goovaerts, P. (1997). Geostatistics for natural resources evaluation. Oxford University Press.

143. Gaouar A. (1980) - Hypothèses et réflexions sur la dégradation des écosystèmes forestiers dans la région de Tlemcen (Algérie). For. médit. 2(2) : 131-145

144. Gotelli, N. J. & McCabe, D. J. (2002). Species co-occurrence: A meta-analysis of J. M. Diamond's assembly rules model. Ecology, 83(8), 2091–2096.

145. Greco J. (1966). L'Erosion. La défense et la restauration des sols. Le reboisement en Algérie. Bull. du Ministère et de la réforme agraire, 19-34.

146. Gros-Désormeaux, J. R. (2013). La biodiversité dans des territoires insulaires, approche théorique et perspectives de développement.

147. Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological Modelling, 135(2–3), 147–186.

148. Gürgen, S., Sofuoğlu, M. A., & Kuşhan, M. C. (eds.). (2023). Cork in Aerospace: Cultivation to Application. Eskisehir Osmangazi University Press, Eskisehir, Turkey.

149. Hamel, T., et al. (2019). « L'impact de surpâturage sur les subéraies de la péninsule de l'Edough (Nord-Est algérien) »

150. Hassoun, A.E.R., Mojtahid, M., Merheb, M. et al. (2025).Climate change risks on key open marine and coastal mediterranean ecosystems. Sci Rep 15, 24907 . https://doi.org/10.1038/s41598-025-07858-x

151. Hedidi D., Saidi D., Belhacini F. and Boughalia M. (2019). Floristic diversity of saadia mountain (Algerian North-West). Plant Archives, Vol. 19, 5 P.

152. Hengl, T. (2009). A practical guide to geostatistical mapping. Office for Official Publications of the European Communities.

153. Hebrard J.P., Loisel R., Roux C., Goumila H., & Bonin G. (1995). Incidence of clearing on phanerogamic and cryptogamic vegetation in South Eastern France: disturbance indexes. In Bellan, D., Bonin, G. et Emig, G. Coord, Functioning and dynamics of natural and perturbated ecosystems. Ed. Lavoisier, Intercept Ltd. :747-758

154. Houard C. (1912) . Les Zoocécidies du Nord de l'Afrique. Ann. Soc. Entomol. Fr., 81, 255 p

155. Houheche & Zitouni. (2023). Soil conditions and drainage requirements for cork oak (*Quercus suber* L.) in Mediterranean regions. Mediterranean Forestry Journal,

156. Houston Durrant, T., de Rigo, D., & Caudullo, G. (2016). *Quercus suber*. In European Atlas of Forest Tree Species (pp. 164-165). Publication Office of the European Union.

157. International Organisation for Biological Control (IOBC). (1999). *Integrated Protection in Oak Forests. IOBC/WPRS Bulletin, Vol. 22(10)

158. Jain, P., et al. (2020). A review of machine learning applications in wildfire science and management. Environmental Reviews, 28(4), 478–505.

159. Johnston, K., Ho honor, J. M., Krivoruchko, K., & Ver Hoef, J. M. (2001). Using ArcGIS Geostatistical Analyst. ESRI Press.

160. Kaci, M. (2021). Adaptation du chêne-liège aux stress environnementaux. Éditions scientifiques.

161. Kadik B.,(1987). Contribution à l'étude du pin d'Alep (Pinus halepensis Mill. L.) en Algérie : Ecologie, dendrométrie, morphologie. O.P.U., Alger, 314p.

162. Kadik, B., Kadik, L., & Madjar, M. (2015). Ecological and hydrological services of cork oak forests in North Algeria: Soil erosion control and water protection. Mediterranean Forestry, 21(2), 156-167.

163. Kaïd-Slimane L. (2000). Etude de la relation sol-végétation dans la région nord des monts de Tlemcen (Algérie). Thèse Mag., Départ. Bio., Fac. Sc., Univ. Tlemcen, 129p + Annexes.

164. Kanouni, M. (2013). Réponses écophysiologiques des jeunes plants de chêne-liège (Quercus suber L.) au stress hydrique et à l'ombrage : photosynthèse, fluorescence de la chlorophylle et relations hydriques [Thèse de Doctorat, Université Mohammed V Agdal].

165. Kazi-Tani L.M. (1996). Esquisse pédologique des zones à vocation forestières (monts des Traras et monts de Tlemcen). Thèse Ing. , Inst. For., Univ. Tlemcen, 69p.

166. Kazi Tani, C., Lebourgeois T. & Munoz, F. (2010). Aspects floristiques de la flore des champs du domaine phytogéographique oranais (Nord-Ouest algérien) et persistance d'espèces rares et endémiques. Fl. Medit., 20, 5-22.

167. Kessell, S. R. (1974). Wildland inventories and fire modeling by gradient analysis in Glacier National Park, Montana. Ecological Monographs, 44(3), 427–444.

168. Khaldi, M. (1998). Protection et aménagement des écosystèmes forestiers en Algérie. Revue Forestière Française, 50(4), 321-330.

169. Knapic, S., Oliveira, V., Machado, J. S., & Pereira, H. (2016). Cork as a building material: A review. European Journal of Wood and Wood Products, 74(6), 775–791.

170. Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Hedin, H., Kalén, O., Lundin, O., Talibi, A., & Steffan-Dewenter, I. (2010). Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. Ecology Letters, 13(5), 597–605. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01457.x

171. Kurz-Besson, C., Otieno, D., Lobo do Vale, R., Siegwolf, R., Schmidt, M., Herd, A., ... & David, T. S. (2006). Hydraulic lift in cork oak trees in a savannah-type Mediterranean ecosystem and its contribution to the local water balance. Plant and Soil, 282(1-2), 361-378.

172. Kreutz C.A.J., Rebbas K., Miara M.D., Babali B. et AIT-Hammou M., (2013). Neue Erkentnisse zur Orchideen Algeriens. Berichte aus den Arbeitskreisen Heimische Orchideen. P : 185- 270, Vol:30 (2); Jahrgang 2013

173. Lacoste Y., Nouschi A., et Prenant A. (1960) . L'Algérie passé et présent : Le cadre et les étapes de la constitution de l'Algérie actuelle. Editions Sociales, Paris 2, 562 p.

174. Lamey A . (1893). Chêne-liège : sa culture et son exploitation. Levrault et Cie, Nancy : 168-209.

175. Larbi R., Sahar Meddour O., Bouxin G. & Meddour R. (2021). Diversité floristique et phytogéographie de la cédraie du massif forestier d'Ait Ouabane (versant nord-oriental du parc national du Djurdjura, Algérie). Lejeunia, NS 204, 15 pp1.

176. Leite, C., & Pereira, H. (2017). Cork-Containing Barks—A Review. Frontiers in Materials, 3, 63. https://doi.org/10.3389/fmats.2016.00063

177. Legendre, P., & Legendre, L. (2012). Numerical Ecology (3rd edition). Elsevier. ISBN: 978-0-444-53868-0.

178. Le Houerou H.N., Claudin J. et Pouget M. (1977). Etude bioclimatique des steppes algériennes avec une carte bioclimatique au 1/1000.000. Bull. Soc. Hist. Nat. Afri. Nord, 1977, 36-40.

179. Le Houérou, H. N. (1981). Bioclimatologie et biogéographie des steppes arides du Nord de l'Afrique. CIHEAM.

180. Le Houérou, H. N. (2001). Biogeography of the arid steppeland north of the Sahara. Journal of Arid Environments, 48(2), 103–128.

181. Legendre, P., & Legendre, L. (2012). Numerical ecology (3rd English ed.). Elsevier.

182. Leroy, T., Roux, C., Villate, L., Bodénès, C., Chancerel, E., Ducousso, A., ... & Kremer, A. (2017). Extensive recent secondary contacts between four European oak species. New Phytologist, 214(2), 865-878.

183. Letreuch-Belarouci, A. (2009). Caracterisation structurale des subéraies du parc national de Tlemcen, régénération naturelle et gestion durable. Thèse de Doctorat, Université de Tlemcen.

184. Letreuch-Belarouci, A. M., Letreuch-Belarouci, N., Benabdeli, K., & Medjahdi, B. (2009). Impact des incendies sur la structure des peuplements de chêne-liège et sur le liège : le cas de la subéraie de Tlemcen (Algérie).

185. Letreuch-Belarouci, A., Boumediene, M., Letreuch-Belarouci, N., & Aumasson, P. (2010). Stratégie de développement et conservation des subéraies des monts de Tlemcen (Algérie). Revue forestière française, 62(3), 245–258.Life Suber (Projet). (2024). [Documents du projet sur la conservation et la reforestation].

186. Ligtenberg, J. (2017). Runoff changes due to urbanization: A review. Thesis Report, Wageningen University. Demonstrates that urbanization with 75-100% impervious surface increases runoff 5.5 times higher compared to forested areas.

187. Lioret, F., Pausas, J. G., & Vilà, M. (2003). Responses of Mediterranean plant species to different fire frequencies in Garraf Natural Park (Catalonia, Spain): Field observations and modelling predictions. Plant Ecology, 167, 223–235.

188. Loisel R, Gomila H.1993. Traduction des effets du débroussaillement sur les écosystèmes forestiers et préforestiers par un indice de perturbation. Ann. Soc. Sci. Nat. Archéol. de Toulon et du Var 45 (2): 123-132.

189. Łukaszek-Chmielewska, A., et al. (2025). Assessment of forest soil contamination by heavy metals in the Kampinos National Park (Poland): Geochemical indices, ecological risk, and anthropogenic impacts. Nature Scientific Reports, 15(1), 1234.

190. Lumaret, R., Tryphon-Dionnet, M., Michaud, H., Sanuy, A., & Ipotesi, E. (2005). Phylogeographical variation of chloroplast DNA in cork oak (Quercus suber L.). Annals of Botany, 96(5), 853-861.

191. Madon, O. & Medail, F. (1996). The ecological significance of annuals on a Mediterranean grassland (Mt Ventoux, France). – Pl. Ecol., 129, 189-199.

192. Magurran, A. E. (2004). Measuring Biological Diversity. Blackwell Publishing, Oxford, UK.

193. Maire, R. (1926). Carte phytogéographique de l'Algérie et de la Tunisie. Imprimerie La Typo-Litho.

194. Mallard, F., Battipaglia, G., & Cherubini, P. (2024). Cork oak forests as biocultural heritage: Linking ecological stability to human practices. Global Ecology and Conservation, 49, e02776.

195. Manos, P. S., & Stanford, A. M. (2001). The historical biogeography of Fagaceae: tracking the Tertiary history of temperate and subtropical forests of the Northern Hemisphere. International Journal of Plant Sciences, 162(S6), 9-20.

196. Mansouri, S. (2012). Les pelouses de l'Oranie : flore et phytoécologie (Mémoire de Magister, Option Écologie végétale). Faculté des Sciences, Département de Biologie, Université d'Oran.

197. Marc M. (1916). Notes sur les forêts de L'Algérie. Typographie, Adolphe Jourdan, Alger, 331 p.

198. Mateix, J. (2011). Introduction to fire effects on soil properties. In Wildfire effects on soil properties (rapport de synthèse).

199. Martínez-Mena, M., Carrillo-López, E., Boix-Fayos, C., et al. (2022). Soil erosion in Mediterranean woody crops. Catena, 208, 105722.

200. McGarigal, K., & Cushman, S. A. (2002). Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. Ecological Applications, 12(2), 335–345.

201. Mechergui, T., Pardos, M., Boussaidi, N., Jacobs, D. F., & Catry, F. X. (2023). Problems and solutions to cork oak (Quercus suber L.) regeneration: a review. iForest – Biogeosciences and Forestry, 16(1), 10-22.

202. Medail F. et Quézel P. (1997). Hot-Spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. Ann. Missouri Bot. Gard. 84, 112-127.3.

203. Médail, F., & Diadema, K. (2009). Glacial refugia influence plant diversity patterns in the Mediterranean Basin. Journal of Biogeography, 36(7), 1333-1345.

204. Meddens, A. J. H., Kolden, C. A., Lutz, J. A., Smith, A. M. S., Cansler, C. A., Abatzoglou, J. T., … Strand, E. K. (2018). Fire refugia: What are they, and why do they matter for biodiversity? BioScience, 68(12), 944–954.

205. Meddour R. (2011). La méthodologie phytosociologique Braun-blanquet otüxenienne. Université Mouloud Mammeri.Tizi Ouzou, 15-40 p.

206. Meddour, R. (2019). Les territoires phytogéographiques de l'Algérie du Nord. Colloque CBN Brest. URL: https://www.cbnbrest.fr/files/Colloque-2019-03-Les_territoires_phytogeographiques_de_lAlgerie_du_Nord.pdf.

207. MedECC. (2020). Climate and Environmental Change in the Mediterranean Basin: Chapter on Water Resources. UNEP/MAP Technical Report. Documents how urbanization and land use change affect infiltration, runoff, groundwater recharge and surface erosion.

208. Medjahdi, B., Letreuch-Belarouci, A., Maazouz, S. & Taibi, K. (2018). Diversité floristique des subéraies des monts de Tlemcen (Nord-Ouest algérien). Fl. Medit., 28, 67-771.

209. Mekidech S., Brakchi-Ouakour L., Kadik L. (2018). Impact des perturbations anthropiques sur la diversité végétale de la subéraie de Chréa, au nord de l'Algérie. Bois et Forêts des Tropiques, p. 53-66.

210. Medjahdi, B., et al. (2018). Diversité floristique des subéraies des monts de Tlemcen (Algérie occidentale). Herbologia Mediterranea, 28(1), 67–78.

211. Merioua, S. M., Seladji, A. & Benabadji, N. (2013). Anthropozoic impact on the floristic biodiversity in the area of Beni Saf (Algeria). The Open Ecol. J., 3, 254-264.

212. Mexia, T., et al. (2022). Conservation zones increase habitat heterogeneity of cork oak woodlands under forest certification. Forest Ecology and Management, (à vérifier pour les détails exacts).

213. Midolo, G., Axmanová, I., Divíšek, J., Dřevojan, P., Lososová, Z., Večeřa, M., Karger, D. N., Thuiller, W., Bruelheide, H., Aćić, S., Attorre, F., et al. (2024). Diversity and distribution of Raunkiær's life forms in European vegetation. Journal of Vegetation Science, 35(1), e13229. https://doi.org/10.1111/jvs.13229

214. Miara M. & al. (2017). Diversité floristique des milieux forestiers et préforestiers de l'Atlas tellien occidental de Tiaret (N-O Algérie). Evaxiana, p. 1-25.

215. Mittelbach, G. G., Steiner, C. F., Scheiner, S. M., Gross, K. L., Reynolds, H. L., Waide, R. B., Willig, M. R., Dodson, S. I., & Gough, L. (2001). What is the observed relationship between species richness and productivity? Ecology, 82(9), 2381–2396.

https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[2381:WITORB]2.0.CO;2[2]

216. Millar, C. I., Stephenson, N. L., & Stephens, S. L. (2007). Climate change and forests of the future: Managing in the face of uncertainty. Ecological Applications, 17(8), 2145–2151.

217. Moreira, F., et al. (2007). Landscape choices in Judas' fire Path: Reducing fire risk in cork oak woodlands. Ecological Applications, 17(2), 390-400.

218. Moreno, J. M., & Oechel, W. C. (Eds.). (1994). The role of fire in Mediterranean-type ecosystems. Springer.

219. Morillas, L., Gallardo, A., Portillo- Estrada, M., & Covelo, F. (2012). Nutritional status of *Quercus suber* populations under contrasting tree dieback. Forest Ecology and Management, 274, 136- 143.

220. Mouldi G.; Mohamed C.; Azaiez O. (2010). Ecologia Mediterranea, Vol. 36(2).

221. Mundet, R.; Baiges, T.; Beltrán, M.; Torrell, A. (2018). Climate change measures and recommendations for cork oak forests. Life+Suber Project.

222. Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature, 403, 853–858.

223. Naveh, Z. (1994). The role of fire and its management in the conservation of Mediterranean ecosystems and landscapes. In J. M. Moreno & W. C. Oechel (Eds.), The role of fire in Mediterranean-type ecosystems (pp. 163–186). Springer.

224. Natividade J.V. (1956). Subériculture. Ecole Nationale des Eaux et Forêts, Nancy, 302 p.

225. Negre, R. (1966). Les thérophytes. Mém. Soc. Bot. France, 92-108.

226. Newbold, T., et al. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. Nature, 520, 45–50.

227. Nixon, K. C. (1993). Infrageneric classification of Quercus (Fagaceae) and typification of sectional names. Annals of Forest Science, 50(Supplement 1), 25s-34s.

228. Nouar, A. (2020). Diversity and floristic composition of Djebel Nessara region (Tiaret, Algeria). Biodiversity Journal, 11(3), 567–580.

229. Oliveira, G., Martins, M., & Silva, S. P. (2022). Biocompatibility assessment of cork-based medical devices. Materials Today Bio, 15, 100315.

230. Oliveira, M. B. S. C. da S. (2023). Extraction of bioactive compounds from the cork industry for the possible applications in the pharmaceutical, food and cosmetic industries. Master dissertation, Mestrado em Biotecnologia, Universidade do Minho, Braga, Portugal.

231. Olivier, L., Muracciole, M. & Reduron, J-P. (1995). Premiers bilans sur la flore des îles de la Méditerranée. État des connaissances et conservation. – Ecol. Medit., 21, 355-72.

232. OPCC-CTP. (2018). Le changement climatique dans les Pyrénées : impacts, vulnérabilités et adaptation. [Rapport technique].

233. Ozenda, P. (1977). Flore du Sahara : Avec traitement des espèces du Sahara nord-occidental. 2e édition. Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS), Paris.

234. Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 37, 637-669.

235. Pausas, J. G., Bladé, C., Valdecantos, A., et al. (2004). Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice—a review. Plant Ecology, 171(1–2), 209–220.

236. Pausas, J. G., & Fernández-Muñoz, S. (2012). Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: From fuel-limited to drought-driven fire regime. Climatic Change, 110(1-2), 215–226.

237. Pausas, J. G., & Vallejo, R. (2008). Bases ecológicas para convivir con los incendios forestales en la Región Mediterránea – decálogo. Ecosistemas, 17(2), 128–129.

238. Pausas, J. G., Pereira, J. S., & Aronson, J. (Eds.) (2009). Cork Oak Woodlands on the Edge: Ecology, Adaptive Management, and Restoration. Society for Ecological Restoration International, Washington, DC.

239. Pausas, J. G., & Keeley, J. E. (2009). A burning story: The role of fire in the history of life. BioScience, 59(7), 593–601.

240. Pausas, J. G., & Vallejo, V. R. (1999). The role of fire in European Mediterranean ecosystems. In E. Chuvieco (Ed.), Remote sensing of large wildfires in the European Mediterranean basin (pp. 3–16). Springer.

241. Peñuelas, J., & Sardans, J. (2021). Global change and forest disturbances in the Mediterranean Basin: Breakthroughs, knowledge gaps, and recommendations. Forests, 12(5), 603. https://doi.org/10.3390/f12050603

242. Pereira, H. (2007). Cork: Biology, production and uses. Elsevier, 368 p.

243. Pereira, H. (2018). Chemical composition of cork. In Cork: Biology, Production and Uses (2nd ed., pp. 243-276). Elsevier.

244. Pereira, H. M., et al. (2024). Global trends and scenarios for terrestrial biodiversity and ecosystem services from 1900 to 2050. Science, 384(6692), eadn3441.

245. Petrov, & Genov, K. (2004). Acclimatisation of cork oak (*Quercus suber* L.) in Bulgaria. Forestry Bulletin, 18(3), 45-58.

246. Peyerimhoff de P. (1941) . Carte forestière de l'Algérie et de la Tunisie. Imp. Bacconier Frères, Alger, 70 p + Pls.

247. Pinto-Correia, T., Ribeiro, N., & Sá-Sousa, P. (2011). Introducing the montado, the cork and holm oak agroforestry system of Southern Portugal. Agroforestry Systems, 82(2), 99-104.

248. Plan Bleu. (2003). Threats to Soils in Mediterranean Countries. Plan Bleu Papers, n° 2, Sophia Antipolis, May 2003.

249. Plan Bleu. (2009). Les espaces boisés méditerranéens : enjeux et perspectives. Plan Bleu.

250. Plieninger, T., Hartel, T., Martín-López, B., Beaufoy, G., Bergmeier, E., Kirby, K., & Montero, M. J. (2015). Wood-pastures of Europe: Geographic coverage, social-ecological values, conservation management, and policy implications. Biological Conservation, 190, 70–79.

251. Pons, J., & Pausas, J. G. (2007). Acorn dispersal estimated by radio-tracking. Oecologia, 153(4), 903-911.

252. Puigdefábregas, J. (2005). The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. Earth Surface Processes and Landforms, 30(2), 133–147.

253. Quezel, P., & Santa, S. (1962/1963). Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales. Éditions du Centre National de la Recherche Scientifique.

254. Quézel P. et Santa S., (1962). Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales. Tome 1. CNRS, Paris, 565 p.

255. Quézel P. (1976). Les Forêts du Pourtour Méditerranéen. Ecologie, Conservation et Aménagement. UNESCO Note tech. du M.A.B, 9-33.

256. Quézel, P. (1999). Les grandes structures de végétation en région méditerranéenne avec particulier référence à la Méditerranée occidentale. Ecologia Mediterranea, 25(1), 5-22. DOI: 10.3406/ecmed.1999.1876.

257. Quézel, P. (2000). Réflexion sur l'évolution de la flore et de la végétation au Maghreb Méditerranéen. Ibis. Press. Edit. Paris. 117P.

258. Quézel, P., & Médail, F. (2003). Biodiversité végétale et biogéographie des régions méditerranéennes. Ed. Elsevier, Paris, France.

259. Quézel, P., & Médail, F. (2003). Que faut-il entendre par « forêts méditerranéennes » ? Forêt Méditerranéenne, 24(1), 11–31.

260. Quinn, G. P., & Keough, M. J. (2002). Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press.

261. Ramírez- Valiente, J. A., Valladares, F., Gil, L., & Aranda, I. (2010). Phenotypic plasticity and local adaptation in leaf ecophysiological traits of 13 contrasting cork oak populations under different water availabilities. Tree Physiology, 30(5), 618–627.

262. Ramírez-Valiente, J. A., et al. (2021). Adaptative intraspecific variation in cork oak: insights into evolution and climate change. Annals of Botany, 127(6), 775-789.

263. Ramírez-Valiente, J. A., et al. (2023). Genetic variation and local adaptation in cork oak: implications for conservation and management under climate change. Evolutionary Applications, 16(2), 364-379.

264. Raunkiaer, C. (1934). The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography. Oxford University Press.

265. Reed, M. S., et al. (2020). A theory of participation: What makes stakeholder and public engagement in environmental management work? Restoration Ecology, 28(S2), S159–S167.

266. Reille, M. (1977). Contribution pollenanalytique à l'histoire tardiglaciaire et holocène de la végétation des Alpes du Sud. (Doctoral dissertation, Université d'Aix-Marseille).

267. Reille, M. (2013). Nouvelles leçons de palynologie. Nouvelle mise en page et édition actualisée. Laboratoire de Botanique Historique et Palynologie, Université Aix-Marseille, France.

268. Renou V. (1842). Forêts de l'Algérie. Première partie : Description. Ann. Fores., 1(30, Août 1842) : 415-430..

269. Roberts, M. R., & Gilliam, F. S. (1995). Patterns and mechanisms of plant diversity in forested ecosystems: implications for forest management. Ecological Applications, 5(4), 969–977.

270. Roswell, M., Dushoff, J. & Winfree, R. (2021). A conceptual guide to measuring species diversity. Oikos, 130(3), 321–338. https://doi.org/10.1111/oik.07202

271. Rouibah, M., Fennineche, H., & Herikeche, M. (2019). Contribution à l'étude de quelques facteurs causant le dépérissement du chêne-liège (Quercus suber L.) dans le littoral ouest de Jijel (Algérie).

272. Roux, M., & Roux, G. (1967). Analyse factorielle des correspondances en écologie végétale. Revue Statistique Appliquée, 15(4), 35–60.

273. Saccardy L. (1937). Note sur le chêne-liège et le liège en Algérie. Bull. Stat. Rech. for. Nord Afr. 2(2) : 271-374.

274. Sakhraoui, N., Boussouak, R., Metallaoui, S., Chefrour, A., & Hadef, A. (2020). La flore endémique du Nord-Est algérien face à la menace des espèces envahissantes. Acta Botanica Malacitana, 45, 67–79. https://doi.org/10.24310/abm.v45i0.6138

275. Santos-Buelga, C., et al. (2003). Effect of tannins from Quercus suber and Quercus coccifera leaves on ethanol-induced gastric lesions in mice. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 51(6), 1634–1639.

276. Santos Pereira, J., Bugalho, M. N., & Caldeira, M. C. (2008). From the Cork Oak to Cork: A Sustainable System. APCOR (Portuguese Cork Association), Portugal. 44 pp.

277. Santos, S. A. O., Villaverde, J. J., Sousa, A. F., Coelho, J. F. J., Neto, C. P., & Silvestre, A. J. D. (2013). Phenolic composition and antioxidant activity of industrial cork by-products. Industrial Crops and Products, 47, 262–269.

278. Scordia, D., et al. (2023). Are agroforestry systems more productive than monocultures in Mediterranean countries? A meta-analysis. Agronomy for Sustainable Development, 43(6), 73.

279. Seigue, A. (1985). La forêt circumméditerranéenne et ses problèmes. Maisonneuve & Larose.

280. Seltzer, P. (1946). Le climat de l'Algérie. Institut de Météorologie, Université d'Alger.

281. Sen, A., Miranda, I., & Pereira, H. (2016). The future of cork: New materials and applications. BioResources, 11(4), 10654–10672.

282. Siab-Farsi, B., et al. (2016). La flore vasculaire du massif du Mont-Chenoua (Algérie). Revue Forestière Française.

283. Slama, A., Fkiri, S., Fortas, Z., Nasr, Z., & Khaldi, A. (2021). Morphological responses of Quercus suber L. and Q. coccifera L. seedlings to mycorrhization with desert truffle Terfezia boudieri Chatin. Journal of Materials and Environmental Science, 12(9), 1165–1175.

284. Slama, A., Fkiri, S., Mezni, F., Stiti, B., Salcedo-Castro, J., Touhami, I., Khammassi, M., Khaldi, A., & Nasr, Z. (2023). Effect of mycorrhization on growth and physiology performance of Quercus species. Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca, 49(4), 12610.

285. Serra, V., Llasat, M. C., & Cortina, J. (2023). Hydrological impacts of land-use change in Mediterranean cork oak woodlands: A combined observational and modelling approach. Journal of Hydrology, 625(Part B), 129045.

286. Serrasolses, I., Pérez-Devesa, M., Vilagrosa, A., Pausas, J. G., Sauras, T., Cortina, J., & Vallejo, V. R. (2009). Soil properties constraining cork oak distribution. In J. Aronson, J. S. Pereira, & J. G. Pausas (Eds.), Cork Oak Woodlands on the Edge: Ecology, Adaptive Management, and Restoration (pp. 89–99). Island Press, Washington, DC.

287. Sghaier, T., Garchi, S., & Azizi, T. (2021). Modélisation de la croissance et la production du liège en Tunisie. Bois et Forêts des Tropiques, *346*, Article a31805. https://doi.org/10.19182/bft2020.346.a31805

288. Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. Bell System Technical Journal, 27(3–4), 379–423, 623–656.

289. Siab-Farsi, B., Kadid, Y. & Khelifi, H. (2016). La flore vasculaire du massif du Mont-Chenoua (Algérie). – Rev. For. Fr. 63: 27-41

290. Silva, S. P., Sabino, M. A., & Fernandes, E. M. (2018). Cork-based materials in design and architecture: Innovation and sustainability. Materials Today: Proceedings, 5(2, Part 3), 11169-11175. https://doi.org/10.1016/j.matpr.2018.01.146

291. Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. Nature, 163(4148), 688.

292. Smith, S. E., & Read, D. J. (1997). Mycorrhizal symbiosis (2e éd.). Academic Press.

293. Smith, S. E., & Read, D. J. (2008). Mycorrhizal symbiosis (3e éd.). Academic Press.

294. Soukayna B.& al. (2024). Study of the Floristic Diversity of the Moulay Driss Zerhoun Region in the Prerif Range, Morocco.

295. Sousa, E., Costa, A., & Lopes, A. (2021). Cork Oak (*Quercus suber* L.) Plantations under the Threat of *Phytophthora cinnamomi*: The Effect of Irrigation on Plant Disease and Performance. Forests, 12(8), 1083.

296. Sousa-Pinto, I., Cardoso, P., & Borges, P. A. V. (2021). Epiphytic arthropod communities of cork oak bark. Biodiversity and Conservation, 30(8), 2587-2605.

297. Sauvagnac G. (1956). Les forêts domaniales d'Hafir et de Zarieffet. Bull. Amis Soc vieux Tlemcen, Oran : 47-53.

298. Tatoni T., Barbero M. et Gachet-Boudemaghe S. (1999). Comment quantifier le phénomène du boisement spontané : inventaire des inventaires à l'échelle nationale. Rev.Ingénieries - E A T, n° spécial Boisements naturels des espaces agricoles en déprise, 11- 23.

299. Touafchia, B., Rached-Kanouni, M., Redjaimia, L., Zerrouki, A., Ababsa, L., & Arhab, R. (2023). Diversité floristique et structure démographique des peuplements de Quercus suber L. de la forêt d'Ouled Bechih (Souk Ahras). Université d'Ouargla, Algérie. https://dspace.univ-ouargla.dz/

300. Tekkouk & Bouhraoua, R. T. (2022). Rythme de récupération sanitaire post-incendie du chêne-liège (*Quercus suber* L.) en zone sublittorale de Texenna (Jijel, Algérie). Revue Agrobiologia, 12(1), 2941-2950.

301. Thirgood, J. V. (1981). Man and the Mediterranean forest: A history of resource depletion. Academic Press.

302. Tilman, D. (1994). Competition and biodiversity in spatially structured habitats. Ecology, 75(1), 2–16. https://doi.org/10.2307/1939377

303. Thompson, I., Mackey, B., McNulty, S., & Mosseler, A. (2011). Forest resilience, biodiversity, and climate change. Secretariat of the Convention on Biological Diversity.

304. 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. Annals of Botany, 82(4), 413-424.

305. Trabaud, L. (1994). Post-fire plant community dynamics in the Mediterranean Basin. In J. M. Moreno & W. C. Oechel (Eds.), The role of fire in Mediterranean-type ecosystems (pp. 1–15). Springer.

306. Triat-Laval, H. (1978). Contribution pollenanalytique à l'histoire tardiglaciaire et holocène de la végétation des Alpes du Sud. Méditerranéa, 2(1), 19-50.

307. Turner, M. G., Gardner, R. H., & O'Neill, R. V. (2001). Landscape ecology in theory and practice: Pattern and process. New York, NY: Springer.

308. Tuomisto, H. (2010). A diversity of beta diversities: Straightening up a concept gone awry. Oecologia, 164(4), 853–860.

309. Tusell i Armengol, P., & Garcia Bosch, L. (2015). [Publication sur la gestion des suberaies].

310. Vallejo, R., Aronson, J., Pausas, J. G., & Cortina, J. (Eds.) (2009). Restoration of Mediterranean woodlands. In Restoration ecology: The new frontier (pp. 193-207). Blackwell Science, Oxford.

311. Varela, M. C. (2008). Dépérissement des peuplements de chêne-liège et changement climatique. Forêt Méditerranéenne, 29(2), 209–212.

312. Vessella, F., López- Tirado, J., Simeone, M. C., Schirone, B., & Hidalgo, P. J. (2017). A tree species range in the face of climate change: cork oak as a study case for the Mediterranean biome. European Journal of Forest Research, 136(3), 555- 569.

313. Varela, M. C. (2000). Evaluation of Genetic Resources of Cork Oak (Quercus suber L.). UNESCO-MAB Series.

314. Vilà, M., et al. (2021). Understanding the combined impacts of climate change and land-use change on biological invasions. Frontiers in Ecology and the Environment, 19(9), 510-518.

315. Vicente-Serrano, S. M., et al. (2023). Ecological impacts of drought on Mediterranean forests: a synthesis. Ecological Monographs, 93(1), e1557.

316. Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. Taxon, 21(2–3), 213–251.

317. Zemar, A., & Younsi, M. (2022). Fire ecology of Mediterranean forest species. Springer Nature.

318. Zarco V. (1965). Botanique forestière. Direction des forêts de la restauration des sols. Alger, 77-115.

319. Zemmar, N., M'hammedi Bouzina, M., Ababou, A. & Hedidi, D. (2020). Analysis of the floristic diversity in a southern Mediterranean ecosystem. Case of Bissa forest

320. 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 d'État, Université Aix-Marseille III

321. Zouak, A. (2025). Apport de la géostatistique dans le domaine de l'environnement. Université Mohamed Sedik Ben Yahia, Jijel. URL: http://dspace.univ-skikda.dz.

322. Zouaoui, I., Chaabane, A., Ouled Sghaier, W., Hasnaoui, F., Hasnaoui, B., & Smiti, S. (2015). Nitrogen and Organic Matter Mineralization in the Tunisian Cork Oak Forest: A Laboratory Study. Open Journal of Forestry, 5(2), 115–129.

Annexes

1. Nombre d'espèces par genres

Genres	**N. Esp**	***Genres***	***N. Esp***	***Genres***	***N. Esp***	***Genres***	***N. Esp***	***Genres***	***N. Esp***
Cistus	6	*Narcissus*	2	*Briza*	1	*Iberis*	1	*Smilax*	1
Euphorbia	5	*Ophrys*	2	*Bryonia*	1	*Jasminum*	1	*Solanum*	1
Ranunculus	5	*Orchis*	2	*Bupleurum*	1	*Jasonia*	1	*Solarium*	1
Silene	5	*Pallenis*	2	*Callipeltis*	1	*Juniperus*	1	*Specularia*	1
Convolvulus	4	*Papaver*	2	*Cardamine*	1	*Jurinea*	1	*Stachys*	1
Galium	4	*Paronychia*	2	*Carduncellus*	1	*Koeleria*	1	*Stellaria*	1
Linaria	4	*Phagnalon*	2	*Carex*	1	*Lactuca*	1	*Taraxacum*	1
Lotus	4	*Phlomis*	2	*Carthamus*	1	*Lagurus*	1	*Tetraclinis*	1
plantago	4	*Pinus*	2	*Catananche*	1	*Lamarckia*	1	*Thlaspi*	1
Quercus	4	*Pistacia*	2	*Caucalis*	1	*Lamium*	1	*Trachelium*	1
Sedum	4	*Reseda*	2	*Cephalaria*	1	*Lavandula*	1	*Tragopogon*	1
Vicia	4	*Rosa*	2	*Ceratonia*	1	*Lens*	1	*Trigonella*	1
Aegilops	3	*Rubia*	2	*Chamaerops*	1	*Leontodon*	1	*Trisetaria*	1
Asparagus	3	*Ruscus*	2	*Cheilanthes*	1	*Leopoldia*	1	*Turgenia*	1
Asperula	3	*Senecio*	2	*Cirsium*	1	*Lepidium*	1	*Typha*	1
Centaurea	3	*Sinapis*	2	*Clematis*	1	*Leucanthemum*	1	*Urginea*	1
Erodium	3	*Stipa*	2	*Colutea*	1	*Lobularia*	1	*Urospermum*	1
Eryngium	3	*Teucrium*	2	*Coronilla*	1	*Lolium*	1	*Valeriana*	1
Helianthemum	3	*Thapsia*	2	*Cotyledon*	1	*Lomelosia*	1	*Valerianella*	1
Juncus	3	*Thymus*	2	*Crambe*	1	*Lonicera*	1	*Verbascum*	1
Lathyrus	3	*Ulex*	2	*Crataegus*	1	*Lupinus*	1	*Verbena*	1
Ononis	3	*Veronica*	2	*Createagus*	1	*Luzula*	1	*Vitis*	1
Rumex	3	*Viburnum*	2	*Crepis*	1	*Magydaris*	1	*Vulpia*	1
Trifolium	3	*Aceras*	1	*Crucianella*	1	*Mantisalca*	1	*Xeranthemum*	1
Anthyllis	2	*Adonis*	1	*Crupina*	1	*Marrubium*	1	*Zannichellia*	1
Arabis	2	*Agrostis*	1	*Cupressus*	1	*Melandrium*	1		
Arisarum	2	*Aira*	1	*Cuscuta*	1	*Melilotus*	1		

Arisstolochia	2	*Ajuga*	1	*Cynodon*	1	*Mercurialis*	1
Astragalus	2	*Alisma*	1	*Cynosurus*	1	*Merendera*	1
AtractyIis	2	*Allium*	1	*Cyperus*	1	*Misopates*	1
Bellis	2	*Althaea*	1	*Cytinus*	1	*Morus*	1
Brachypodium	2	*Ammochloa*	1	*DactyIis*	1	*Muscari*	1
Bromus	2	*Ammoides*	1	*Daphne*	1	*Myosotis*	1
Calendula	2	*Ampelodesmos*	1	*Daucus*	1	*Neatostema*	1
Calycotome	2	*Anacyclus*	1	*Diocorea*	1	*Neotinea*	1
Campanula	2	*Anagallis*	1	*Diplotaxis*	1	*Nerium*	1
Carlina	2	*Androsace*	1	*Dorycnium*	1	*Neslia*	1
Centaurium	2	*Andryala*	1	*Echinops*	1	*Nigella*	1
Chenopodium	2	*Anemone*	1	*Eucalyptus*	1	*Notholaena*	1
Chrysanthemum	2	*Anthemis*	1	*Fedia*	1	*Olea*	1
Cynoglossum	2	*Anthericum*	1	*Ferula*	1	*Onopordum*	1
Cytisus	2	*Antirrhinum*	1	*Festuca*	1	*Opuntia*	1
Echium	2	*Aphyllanthes*	1	*Filago*	1	*Ornithopus*	1
Erica	2	*Apium*	1	*Fumana*	1	*Orobanche*	1
Fumaria	2	*Arbutus*	1	*Genista*	1	*Oryzopsis*	1
Gagea	2	*Arenaria*	1	*Geum*	1	*Pancratium*	1
Geranium	2	*Argyrolobium*	1	*Glebionis*	1	*Parentucellia*	1
Hippocrepis	2	*Artemisia*	1	*Globularia*	1	*Phalaris*	1
Inula	2	*Arundo*	1	*Glossopappus*	1	*Phillyrea*	1
Iris	2	*Asphodelus*	1	*Groenlandia*	1	*Phleum*	1
Lavatera	2	*Asterolinon*	1	*Hedera*	1	*Picnomon*	1
Linum	2	*Avena*	1	*Hedypnois*	1	*Polygala*	1
Lithospermum	2	*Ballota*	1	*Hedysarum*	1	*Reichardia*	1
Lythrum	2	*Bartsia ago*	1	*Herniaria*	1	*Rhagadiolus*	1
Malva	2	*Biarum*	1	*Himantoglossum*	1	*Rhaponticum*	1
Medicago	2	*Bifora*	1	*Hirschfeldia*	1	*Rosmarinus*	1
Melica	2	*Biscutella*	1	*Hornungia*	1	*Rubus*	1
Mentha	2	*Bombycilaena*	1	*Hyoseris*	1	*scandix*	1
Micropus	2	*Borago*	1	*Hypericum*	1	*Sisymbrium*	1
		Brassica	1	*Hypochaeris*	1	*Sixalix*	1

2. Nombre d'espèces par familles

Familles	Nombre	Familles	Nombre esp
ASTERACEAE	55	*PRIMULACEES*	3
FABACEAE	45	*THYMELAEACEAE*	3
POACEES	30	*ANACARDIACEAE*	2
APIACEAE	17	*ARISTOLOCHIACEAE*	2
BRASSICACEAE	16	*CAPRIPHOLIACEAE*	2
ORCHIDACEAE	14	*CHENOPODIACEAE*	2
CARYOPHYLACEAE	13	*CYPERACEAE*	2
LAMIACEAE	12	*GENTIANACEAE*	2
RUBIACEAE	12	*IRIDACEAE*	2
PLANTAGINACEAE	11	*LYTHRACEAE*	2
CISTACEAE	10	*PINACEAE*	2
BORAGINACEAE	9	*RESEDACEAE*	2
RENONCULACEAE	9	*RUSCACEAE*	2
CRASSULACEAE	7	*VALÉRIANACEAE*	2
EUPHORBIACEAE	6	*ALISMATACEES*	1
ROSACEAE	6	*ALLIACEAE*	1
ASPARAGACEAE	5	*APOCÉNACEAE*	1
CONVULVULACEAE	5	*ARALIACEAE*	1
GÉRANIACEAE	5	*ASPHODELACEAE*	1
LILIACEAE	5	*CACTACEAE*	1
MALVACEAE	5	*COLCHICACEAE*	1
CUPRISSACEAE	4	*CUCURBITACEAE*	1
FAGACEAE	4	*DIOSCOREACEAE*	1
JUNCACEAE	4	*HEMIONITIDACEAE*	1
SCROPHILIACEAE	4	*HYPERICACEAE*	1
AMARYLLIDACEAE	3	*MORACEAE*	1
ARACEAE	3	*MYRTACEAE*	1
CAMPANULACEAE	3	*PALMACEAE*	1
DIPSACACEAE	3	*POLYGALACEAE*	1
ERICACEAE	3	*POLYPODIACEAE*	1
HYACINTHACEAE	3	*POTAMOGETONACEAE*	1
OLEACEAE	3	*RAFFLESIACEAE*	1
POLYGONACEAE	3	*SOLANACEAE*	1
		VERBENACEAE	1

Quelques photos de la suberaie de Hafir



















Résumé

Notre travail porte sur l'étude floristique, écologique et spatiale de la subéraie de Hafir (Tlemcen, Algérie), d'une contenance de 10 157,55 ha. Ce massif de chêne-liège est fortement vulnérable aux incendies, aux pressions pastorales et aux changements climatiques. Afin d'orienter sa réhabilitation dans une perspective de gestion durable, un inventaire phytoécologique standardisé de 120 relevés (120 placettes de 400 m² chacune) a été réalisé en 2022–2023. Ce dernier a mis en évidence 387 taxons appartenant à 67 familles et 264 genres, dominés par les Thérophytes (49%) et les Hémicryptophytes (21%), avec une nette prédominance du type biogéographique méditerranéen et la présence de 10 espèces endémiques. L'analyse des types biologiques, des spectres chorologiques, des catégories de rareté et des indices de diversité (richesse spécifique, Shannon, Simpson, équitabilité de Pielou, estimateurs Chao-1 et iChao-1) révèle un écosystème en état de stress, marqué par une simplification progressive des communautés et une augmentation des formes opportunistes.

Un indice de perturbation atteint une valeur moyenne élevée de 59,43, traduisant une « thérophytisation » avancée en réponse aux perturbations climatiques et anthropozoogènes. Cet indice est mis en relation avec les facteurs orographiques et les pressions anthropozoogènes par analyses statistiques univariées et multivariées, montrant des gradients nets de dégradation depuis les secteurs hauts et difficiles d'accès vers les zones basses, accessibles et fortement pâturées ou brûlées. La cartographie géostatistique a permis de spatialiser l'indice de perturbation, d'identifier des noyaux de forte à très forte perturbation, des zones refuges à meilleure diversité floristique, et de proposer des unités de gestion prioritaires pour la conservation, la restauration écologique et l'adaptation des subéraies de Hafir aux changements globaux.

Mots clés : Hafir, chêne-liège, diversité, indice de perturbation, géostatistique, gestion durable.

Abstract

Our study focuses on the floristic, ecological, and spatial analysis of the Hafir cork oak forest (Tlemcen, Algeria), covering 10157.55 ha. This cork oak stand is highly vulnerable to wildfires, pastoral pressures, and climate change. To guide its rehabilitation toward sustainable management, a standardized phytoecological inventory of 120 plots (400 m² each) was conducted in 2022–2023. This inventory revealed 387 taxa belonging to 67 families and 264 genera, dominated by Therophytes (49%) and Hemicryptophytes (21%), with a clear predominance of the Mediterranean biogeographic type and the presence of 10 endemic species.

Analysis of biological types, chorological spectra, rarity categories, and diversity indices (species richness, Shannon, Simpson, Pielou evenness, Chao-1 and iChao-1 estimators) reveals an ecosystem under stress, characterized by progressive community simplification and increasing dominance of opportunistic forms.

A disturbance index reaches a high average value of 59.43, indicating advanced "therophytization" in response to climatic and anthropogenic disturbances. This index correlates with orographic factors and anthropogenic pressures through univariate and multivariate statistical analyses, revealing clear degradation gradients from high, hard-to-access sectors to low, accessible areas heavily grazed or burned. Geostatistical mapping spatialized the disturbance index, identified hotspots of high to very high perturbation, refuge areas with better floristic diversity, and proposed priority management units for conservation, ecological restoration, and adaptation of Hafir cork oak forests to global changes.

Keywords: Hafir, cork oak, diversity, disturbance index, geostatistics, sustainable management.

ملخص

عملنا يتناول الدراسة النباتية والبيئية و التوزيع المكاني لغابة الفلين في حفير (تلمسان، الجزائر)، التي تبلغ مساحتها 10,157.55 هكتار,. تُعد هذه الغابة شديدة التأثر بالحرائق والرعي الجائر وتغير المناخ. ولتوجيه عملية إعادة تأهيلها من منظور الإدارة المستدامة، أُجريَ جرد نباتي معياري لـ 120 نقطة جرد (مساحة كل منها 400 متر مربع) خلال الفترة 2022-2023. اسفر هذا المسح عن احصاء 387 نوعًا نباتيًا ينتمي إلى 67 عائلة و264 جنسًا، يهيمن عليها النباتات الحولية (49%) والنباتات شبه المخفية (21%)، مع غلبة واضحة للنمط الجغرافي الحيوي المتوسطي ووجود 10 أنواع مستوطنة. يكشف تحليل الأنواع البيولوجية والأطياف الجغرافية وفئات الندرة ومؤشرات التنوع (الثراء النوعي، مؤشر شانون، مؤشر سيمبسون، تكافؤ بييلو و مُقَيِّم تشاو) عن نظام بيئي في حالة إجهاد، يتميز بتبسيط تدريجي للمجتمعات وزيادة في الأشكال الانتهازية.

بلغ مؤشر الاضطراب قيمة متوسطة عالية قدرها 59.43%، مما يعكس انتشارًا واسعًا للنباتات الحولية استجابةً للاضطرابات المناخية والبشرية. وقد رُبط هذا المؤشر بالعوامل التضاريسية والضغوط البشرية من خلال تحليلات إحصائية أحادية ومتعددة المتغيرات، كاشفًا عن تدرجات واضحة في التدهور من المناطق المرتفعة التي يصعب الوصول إليها إلى المناطق المنخفضة التي يسهل الوصول إليها والتي تعرضت للرعي الجائر أو الحرق. وقد مكّن رسم الخرائط الجيوإحصائية من تحديد التوزيع المكاني لمؤشر الاضطراب، وتحديد المناطق الأساسية ذات الاضطراب العالي إلى العالي جدًا، ومناطق اللجوء ذات التنوع النباتي الأكبر، واقتراح وحدات إدارة ذات أولوية لحفظ غابات بلوط حفير الفليني، وإعادة تأهيلها البيئي، وتكييفها مع التغيرات العالمية.

الكلمات المفتاحية: حفير، بلوط الفلين، التنوع، مؤشر الاضطراب، الجيواحصاء، الإدارة المستدامة.