

ACTN° d'ordre :

Université de Saida– Dr. Moulay Tahar

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

Thèse

Présentée pour obtenir le diplôme de

Doctorat 3ième Cycle

Spécialité : Protection des écosystèmes

Filière : Ecologie et environnement

Par :

DJELLOULI Yahia

Thème :

Typologie et évaluation de l'état des chênaies à chêne vert d'El Hassasna (Saida). Proposition d'une stratégie pour leur restauration et leur réhabilitation, au service de l'économie nationale.



Thèse soutenue le **26 /11/2025** devant le jury composé de :

N°	Nom et prénom	Grade	Etablissement	Qualité
01	SI TAYEB Tayeb	Prof.	Université de Saida- Dr. Moulay Tahar	Président
02	KEFIFA Abdelkrim	MCA	Université de Saida- Dr. Moulay Tahar	Rapporteur
03	NASRALLAH Yahia	Prof.	Université de Saida- Dr. Moulay Tahar	Co-Rapporteur
04	HADDAD Ahmed	Prof.	Centre Universitaire El-Bayadh	Examineur
05	MEHDADI Zoheir	Prof.	Université Djilali Liabès de Sidi Bel Abbés	Examineur
06	SAIDI Abdelmoumene	MCA	Université de Saida- Dr. Moulay Tahar	Examineur

Année universitaire **2025/2026**

Dédicace

Au nom d'Allah, dont la volonté et l'aide m'ont permis d'acquérir les connaissances nécessaires à la réalisation de ce travail, que je suis fier et honoré de présenter aujourd'hui.

Je dédie ce travail à toutes les personnes qui, par leur présence, leur soutien et leur bienveillance, ont contribué à l'atteinte de cet objectif :

À l'âme de mon père, que je n'oublierai jamais.

À ma très chère mère, qui m'a entouré d'amour, de tendresse et qui m'a appris la patience.

À mes frères et sœurs, pour leur soutien indéfectible.

À ma femme, pour sa compréhension, sa force silencieuse et son appui constant.

À mes enfants bien-aimés, Ayoub Abdellah et Iyad Abdenour, sources de ma motivation et de mon espoir.

À mes amis très chers, Djebbouri Mohammed et Darrab Djillali, que je remercie du fond du cœur pour leur patience, leur amitié sincère et les bons moments partagés.

À tous mes copains et copines, pour les souvenirs et la complicité vécus au fil du temps.

À toute la famille Djellouli, pour leur soutien et leur affection.

À toutes celles et ceux que je n'ai pas pu nommer ici : ne croyez surtout pas que je vous ai oubliés, vous êtes toujours présents dans mon cœur.

Enfin, à toutes les personnes qui me sont chères.

Remerciements

Je tiens tout d'abord à exprimer ma profonde gratitude aux personnes qui m'ont proposé ce sujet de thèse et accompagnée tout au long de ces années. Leur disponibilité, leur complémentarité, leurs compétences scientifiques et leurs qualités humaines ont été des piliers essentiels à la réalisation de ce travail.

*Mes remerciements les plus sincères vont à Monsieur **KEFIFA Abdelkrim**, directeur de thèse, et Monsieur **NASRALLAH Yahia**, co-directeur, pour leur encadrement rigoureux, leur disponibilité constante et leurs conseils précieux. Je remercie particulièrement **Monsieur KEFIFA** pour sa confiance, sa bienveillance et son soutien attentif à chaque étape, ainsi que **Monsieur NASRALLAH** pour sa direction exigeante et enrichissante, qui m'a permis d'évoluer méthodiquement et de renforcer mes compétences.*

*Je remercie Monsieur le Professeur **SI TAYEB Tayeb**, président du jury, pour sa disponibilité et la richesse de ses remarques. Ma reconnaissance s'adresse aussi à Monsieur le Maître de conférences **SAIDI Abdelmoumene**, Monsieur le Professeur **MEHDADI Zoheir**, et Monsieur le Professeur **HADDAD Ahmed**, examinateurs, pour leurs observations pertinentes et leur intérêt pour ce travail.*

*J'adresse une pensée particulière à Dr. **DJEBBOURI Mohammed**, pour ses orientations rigoureuses, sa générosité intellectuelle et son accompagnement constant, ainsi qu'à Dr. **ZOUIDI Mohamed**, pour ses conseils éclairés et son soutien à l'avancement de cette recherche.*

*Je remercie enfin toutes les personnes qui m'ont aidée sur le terrain, notamment Monsieur **LARFI Ahmed**, Monsieur **AMI Abderrahmane**, Monsieur **LABANE Abderrahmane**, ainsi que mon camarade Monsieur **MEBARKI Abderrahmane**, pour leur présence et leur appui sur le terrain. Mes remerciements vont également à l'ensemble des agents de la Conservation des Forêts de la wilaya de Saïda, pour leur collaboration précieuse tout au long de cette étude.*

ملخص

غابة سنديان الحساسنة هي تكوين نباتي متدهور بشدة نتيجةً لعدة عوامل بشرية وطبيعية، منها الرعي الجائر، وحرائق الغابات، والتعرية المائية. تهدف دراستنا إلى تصنيف وتقييم حالة هذه الغابة، واقتراح خطة لإعادة تأهيلها. يُبرز التصنيف الناتج أربع مناطق متجانسة بيئيًا، تُحددها تسعة متغيرات طبوغرافية (الانحدار، والارتفاع، والجانب، ومؤشر الانحدار الطبوغرافي، ومؤشر طول الانحدار) بالإضافة إلى العديد من مؤشرات الغطاء النباتي (مؤشر الغطاء النباتي الطبيعي (NDVI)، ومؤشر الغطاء النباتي الطبيعي (NDMI)، ومؤشر الغطاء النباتي الطبيعي (LAI)، ومؤشر الغطاء النباتي الطبيعي (SAVI). حُلّت هذه المتغيرات باستخدام نهج متعدد المتغيرات يجمع بين تحليل المكونات الرئيسية (PCA) والتصنيف غير المُشرف باستخدام خوارزمية IsoCluster غير المُشرفة. ثم صُنّفت مائة وعشرون مسحًا نباتيًا باستخدام طريقة TWINSpan، بمساعدة برنامجي JUICE وGIS، مما أتاح تحديد عشر مجتمعات نباتية، يتوافق كل منها مع نوع مُحدد من مواقع الغابات.

تم تقييم الوضع الراهن لغابة البلوط الأخضر وفقًا لعدة معايير: بنية الأشجار والشجيرات، وتنوع النباتات، وبيانات قطع الأشجار، وعوامل التدهور. وأولي اهتمام خاص لكثافة الرعي، التي تم تحليل آثارها من خلال الارتباط بالمتغيرات المقاسة لتقدير تأثيرها على ديناميكيات وتوازن النظام البيئي. لفهم ديناميكيات الاضطرابات وإعادة استعمار الغابات، بالإضافة إلى العوامل التي أبطأت أو منعت التجديد، اعتمد التحليل على نصوص LandTrendr (LT-GEE) عبر محرك Google Earth. واستنادًا إلى هذه البيانات، ولتحديد المناطق المتدهورة وفقًا لدرجة تدهورها الهيكلي وشدة العوامل المؤثرة، تم إعداد خرائط لضعف التآكل باستخدام أدوات نظم المعلومات الجغرافية والاستشعار عن بُعد ونموذج RUSLE. كما تم إعداد خريطة لمخاطر الحرائق لأغراض التخطيط الوقائي. وأخيرًا، وُضعت خطة ترميم، اقترحت توجهات استراتيجية وإجراءات ذات أولوية بناءً على جميع التقييمات البيئية، بهدف استعادة وإعادة تأهيل النظم البيئية المتدهورة لغابة البلوط الأخضر بشكل مستدام.

الكلمات المفتاحية: غابة البلوط الأخضر، التصنيف، التدهور، الترميم، نظم المعلومات الجغرافية، الاستشعار عن بُعد، حساسنة، سعيدة، غرب الجزائر.

Résumé

La forêt de chênes verts de Hassasna est une formation végétale fortement dégradée, en raison de plusieurs facteurs anthropiques et naturels, notamment le surpâturage, les incendies de forêt et l'érosion hydrique. Notre étude vise à classifier et à évaluer l'état de cette forêt, ainsi qu'à proposer un plan de restauration et de réhabilitation.

La typologie obtenue met en évidence quatre zones écologiquement homogènes, définies à partir de neuf variables topographiques (pente, altitude, exposition, indice topographique de pente et indice de longueur de pente) et de plusieurs indices de végétation (NDVI, NDMI, LAI et SAVI). Ces variables ont été analysées par une approche multivariée combinant une analyse en composantes principales (ACP) et une classification non supervisée à l'aide de l'algorithme IsoCluster Unsupervised. Cent vingt relevés floristiques ont ensuite été classés botaniquement par la méthode TWINSpan, à l'aide des logiciels JUICE et SIG, permettant d'identifier dix communautés végétales, chacune correspondant à un type de station forestière spécifique.

L'état actuel de la forêt de chênes verts a été évalué selon plusieurs critères : structure arborée et arbustive, diversité végétale, données d'exploitation forestière et facteurs de dégradation. Une attention particulière a été accordée à l'intensité du pâturage, dont les effets ont été analysés par corrélation avec les variables mesurées afin d'estimer leur impact sur la dynamique et l'équilibre de l'écosystème. Pour comprendre la dynamique des perturbations et de la recolonisation forestière, ainsi que les facteurs ayant ralenti ou empêché la régénération, l'analyse s'est appuyée sur les scripts LandTrendr (LT-GEE) via Google Earth Engine. À partir de ces données, et afin d'identifier les zones dégradées selon leur degré de dégradation structurale et l'intensité des facteurs perturbateurs, des cartes de vulnérabilité à l'érosion ont été produites à l'aide d'outils SIG, de la télédétection et du modèle RUSLE. Une carte des risques d'incendie a également été élaborée dans une optique de planification préventive. Enfin, un plan de restauration a été élaboré, proposant des orientations stratégiques et des actions prioritaires fondées sur l'ensemble des évaluations environnementales, dans le but de restaurer et de réhabiliter durablement les écosystèmes dégradés de la forêt de chênes verts.

Mots-clés : forêt de chênes verts, classification, dégradation, restauration, SIG, télédétection, Hassasna, Saida, Ouest Algérie.

Abstract

The Hassasna holm oak forest is a severely degraded vegetation formation due to several anthropogenic and natural factors, including overgrazing, forest fires, and water erosion. Our study aims to classify and assess the condition of this forest and to propose a restoration and rehabilitation plan. The resulting typology highlights four ecologically homogeneous zones, defined by nine topographic variables (slope, altitude, aspect, topographic slope index, and slope length index) and several vegetation indices (NDVI, NDMI, LAI, and SAVI). These variables were analyzed using a multivariate approach combining principal component analysis (PCA) and unsupervised classification with the IsoCluster Unsupervised algorithm. One hundred and twenty floristic surveys were then botanically classified using the TWINSpan method, with the help of JUICE and GIS software, allowing the identification of ten plant communities, each corresponding to a specific forest site type.

The current state of the holm oak forest was assessed according to several criteria: tree and shrub structure, plant diversity, logging data, and degradation factors. Particular attention was paid to grazing intensity, the effects of which were analyzed by correlation with the measured variables in order to estimate their impact on the dynamics and balance of the ecosystem. To understand the dynamics of disturbances and forest recolonization, as well as the factors that slowed or prevented regeneration, the analysis relied on LandTrendr scripts (LT-GEE) via Google Earth Engine. Based on this data, and in order to identify degraded areas according to their degree of structural degradation and the intensity of disruptive factors, erosion vulnerability maps were produced using GIS tools, remote sensing, and the RUSLE model. A fire risk map was also developed for preventative planning purposes. Finally, a restoration plan was developed, proposing strategic directions and priority actions based on all environmental assessments, with the aim of sustainably restoring and rehabilitating the degraded ecosystems of the holm oak forest.

Keywords: holm oak forest, classification, degradation, restoration, GIS, remote sensing, Hassasna, Saida, Ouest Algeria.

Abréviations

ANAT : l'Agence nationale de l'Aménagement du Territoire.

API : Application programming interface (API)

D.H.W : Direction Hydraulique.

DSA ; direction des services agricoles.

TYPES BIOLOGIQUES

Ph ; phanerophyte

Ch ; chaméphyte

He ; hémicryptophyte

Ge ; géophyte

Th ; thérophyte

GEE : Google Earth Engine.

MNT : modèle numérique de terrain

S.BIO : spectre biologique.

BNEDER : Bureau national des études de développement rural.

SDM : Species distributions model.

- K1 = Grande Kabylie.
- K2 = Petite Kabylie.
- K3 = Numidie (de Skikda à la frontière tunisienne).
- A1 = Sous-secteur algérois littoral.
- A2 = Sous-secteur algérois de l'Atlas Tellien.
- C1 = Secteur du Tell constantinois.
- O1 = Sous-secteur oranais des Sahels littoraux.
- O2 = Sous-secteur oranais des plaines littorales.
- O3 = Sous-secteur oranais de l'Atlas Tellien.

- H1 = Sous-secteur des Hautes Plaines algéro-oranaises.
- H2 = Sous-secteur des Hautes Plaines constantinoises.
- AS1= Sous-secteur de l'Atlas Saharien oranais.
- AS2= Sous-secteur de l'Atlas Saharien algérois.
- AS3= Sous-secteur de l'Atlas Saharien constantinois (Aurès compris).

Liste des Tableaux

Tableau 1 : Les classifications de référence (Emberger, 1955. Alcarz, 1969).	9
Tableau 2 : Les étages de la formation de végétation méditerranéenne.....	18
Tableau 3 : Intersection entre les principaux niveaux de végétation et les niveaux bioclimatiques. (Emberger, 1939),(Quezel <i>et al</i> , 1990).	19
Tableau 4 : Processus écologiques et caractéristiques des formations végétales dans la région méditerranéenne.	23
Tableau 5 : types de paysage et formes du relief (SATEC, 1976).....	37
Tableau 6 : les contons de la forêt domaniale d'EL HASSASNA.....	38
Tableau 7 : Moyennes mensuelles des précipitations (1985-2022).	47
Tableau 8 : Comparaison du régime pluviométrique de la région d'étude entre la période de SELTZER et la période récente.....	48
Tableau 9 : Variations de la température mensuelle en fonction du mois (période 1985-2022).	49
Tableau 10: Indice de continentalité	49
Tableau 11 : Type de climat de la région d'étude Période (1913- 1938)-(1985- 2022).	50
Tableau 12 : Classification des climats selon la valeur de l'indice d'aridité D' MARTONNE	51
Tableau 13 : Classification de la zone d'étude selon le quotient de STEWART.	55
Tableau 14 : Répartition du cheptel de la zone d'étude par commune (source DSA, 2023).	57
Tableau 15 : l'évolution des valeurs propres pour les composantes extraites (1.9)	75
Tableau 16 : vecteurs propres des trois premières composantes principales.....	77
Tableau 17 : Valeurs moyennes (ou catégorie de prédominance) des variables dans chaque cluster identifié.	80

Tableau 18 : Les espèces floristiques recensées dans la zone d'étude.....	107
Tableau 19 : les moyennes des valeurs des indices de la biodiversité pour chaque groupe. ...	110
Tableau 20 : Recouvrement par strate pour chaque groupe végétale.....	112
Tableau 21 : les moyennes de mesure dendrométrique.....	117
Tableau 22 : corrélation linéaire entre l'intensité du pâturage et le recouvrement des strates. ..	118
Tableau 23 : corrélation linéaire entre l'intensité du pâturage et mesure dendrométriques.	119
Tableau 24 : la corrélation avec des indices de la biodiversité.	120
Tableau 25 : Superficies des surfaces forestières perturbées par année.....	131
Tableau 26 : Superficies et pourcentages des récupérations des surfaces forestières perturbées par année de détection.	135
Tableau 27 : Superficies et pourcentages des surfaces forestières non récupérée par année de détection.	140
Tableau 28 : les facteurs qui ont empêché la récupération des zones perturbées.	141
Tableau 29 : Analyse des définitions des stratégies de restauration	146
Tableau 30 : Définitions autour du concept de « référence » en restauration.	155
Tableau 31 : planification de la restauration de la zone d'étude.	177
Tableau 32 : les paramètres et leurs poids dans la détermination du risque incendie.....	191
Tableau 33 : Caractéristiques des valeurs NDVI pour les classes de densité de végétation.	192
Tableau 34 : la superficie des zones homogènes et leurs pourcentages de la zone d'EL Hassasna.	201
Tableau 35 : valeurs moyennes de recouvrement des strates pour chaque zone.....	201
Tableau 36 : valeurs moyennes des mesures dendrométriques et d'intensité du pâturage de la zone d'EL Hassasna.	202

Tableau 37 : Etat de dégradation de chaque zone homogène de la zone d'EL Hassasna.	202
Tableau 38 : les superficies par degré de risque.	205
Tableau 39 : Répartition des niveaux de risque d'érosion par zone écologiquement homogène avec les superficies et leurs pourcentages.	206
Tableau 40 : répartitions de risque élevé et très élevé par zones.	207
Tableau 41 : L'état des zones et types de restauration adaptif de la zone d'EL HASSASNA.	208
Tableau 42 : Zones de restauration et espèces proposées.	209
Tableau 43 : surface et pourcentage pour chaque degré de risque d'incendie de la zone d'EL Hassasna.	214
Tableau 44 : Facteurs associés aux zones à risque élevé, leurs impacts et mesures de prévention de la zone d'EL Hassasna.....	215

Liste des Figures

Figure 1: Distribution des forêts méditerranéennes (FAO, 2013).....	5
Figure 2 : répartition des espaces forestiers dans la méditerranée (FAO 2013).....	6
Figure 3 : aire de distribution de certaines espèces de la forêt sclérophylle basée sur le coefficient d’Emberger.....	7
Figure 4 : aire de distribution de plusieurs conifères méditerranéens en fonction du coefficient d’Emberger.....	8
Figure 5: Limites écologiques et bioclimatiques du bassin méditerranéen (EWING et al.2010 modifié).	10
Figure 6 : Richesse floristique des pays du bassin méditerranéen (Quézel, 1995).	21
Figure 7 : Hotspots de biodiversité et endémisme méditerranéen (HEYWOOH et HAMILTON, 2011 in FAO, 2013 ; modifié).	22
Figure 8 : Les divisions phytogéographiques du nord de l'Algérie selon Quézel et Santa (1962-1963).....	29
Figure 9 : Distribution géographique de <i>Quercus ilex</i> .L dans le Bassin méditerranéen (D’après (Barbero and Loisel, 1980)).	33
Figure 10 : Répartition du chêne Vert (<i>Quercus ilex</i>) en Algérie Source (Haichour, 2009).....	34
Figure 11 : Localisation et découpage administratif de la wilaya de SAIDA (DJELLOULI, 2025).....	32
Figure 12 : Les étages et sous étages bioclimatique de l’Oranie (ANAT, 2008).....	33
Figure 13 : Carte des formations géologiques de la région de Saïda (source : SATEC, 1976 modifiée).	36
Figure 14 : Carte de situation de la forêt domaniale d’El Hassasna (Djellouli 2025).....	39
Figure 15 : Carte pédologique de la wilaya de Saida ((S.A.T.E.C., 1976) modifiée).....	41
Figure 16 : Carte hypsométrique de la zone d’étude (Djellouli 2025).....	42

Figure 17 : Carte des pentes de la zone d'étude (Djellouli 2025) ..	43
Figure 18 : carte d'exposition de la zone d'étude (Djellouli 2025) .	44
Figure 19 : Carte du réseau hydrographique de la wilaya de Saida (Djebbouri, 2020).	45
Figure 20 : Principaux bassins versants de la zone (Djellouli 2025).	46
Figure 21 : Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gaussen de la période (1913-1938).	53
Figure 22 : L'abaque du climagramme d'EMBERGER pour la zone d'étude, couvrant les périodes (1913-1938) et (1985-2015).	55
Figure 23 : Carte des groupements forestiers de la wilaya de Saida (Terras, 2011).	58
Figure 24 .Méthode de déterminée des zones homogènes de la forêt d'El Hassasna- Saida.	69
Figure 25 : Indices dérivés de Landsat 08 (SAVI. LAI. NDVI. NDMI).	71
Figure 26 : les indices dérivés par le modèle numérique de terrain (MNT) Terra/ASTER (l'altitude, l'exposition, la pente, RSP.TWI)	72
Figure 27 : Scree test.	76
Figure 28 : les zones homogènes de classification non supervisée par Iso Cluster de la forêt de chêne vert d'El Hassasna.	78
Figure 29 : OptimClass de La classification TWINSpan.	85
Figure 30 : la carte de groupement végétale de la zone d'étude.	91
Figure 31 : Spectre biologique de la flore recensée.	109
Figure 32 : Valeurs moyennes des indices de diversité (Moyennes \pm Erreur standard) dans les groupes d'espèces écologiques étudiés.	112
Figure 33 : recouvrement florestique par strates par groupe dans la zone d'étude.	113
Figure 34 : Intensité de pâturage.	115
Figure 35 : Trajectoire de la dynamique d'une zone ayant subi une perturbation.	128

Figure 36 : Carte des surfaces forestières perturbées par année de détection dans la zone d'EL Hassasna.	130
Figure 37 : Carte des durations des perturbations des surfaces forestières (1986-2023) dans la zone d'EL Hassasna.	132
Figure 38 : Carte des magnitudes des perturbations des surfaces forestières (1986-2023) dans la zone d'EL HASSASNA.	133
Figure 39 : Carte des récupérations des surfaces forestières perturbées par année de détection dans la zone d'EL Hassasna.	134
Figure 40 : Carte des durations des récupérations des surfaces forestières perturbées dans la zone d'EL Hassasna.	136
Figure 41 : Carte des magnitudes des récupérations des surfaces forestières perturbées dans la zone d'EL Hassasna.	137
Figure 42 : Carte les surfaces forestières non récupérée par année de détection.	139
Figure 43 : le surpâturage dans la zone d'étude (Djellouli Y)	142
Figure 44 : zone non récupéré (incendie , paturage et coupe)	143
Figure 45 : Comparaison des processus de restauration impliqués selon le choix d'une stratégie d'intervention de restauration passive ou active.	148
Figure 46 : Transition catastrophique et bistabilité (Kéfi 2012). De « a » à « d » l'état de l'écosystème se dégrade de façon continue avec l'évolution des conditions environnementales (l'axe des conditions environnementales allant de conditions favorables -à gauche- à défavorables -à droite-) puis une transition catastrophique se produit de « d » à « e », causant une forte dégradation de l'état de l'écosystème. L'état dégradé est un nouvel d'équilibre et l'hystérésis se traduit par l'absence de retour à un état sain, malgré le retour à des conditions environnementales favorables.	153
Figure 47 : Répartition des mesures possibles pour l'écosystème en fonction de son niveau de dégradation et des objectifs de l'action à mettre en place (Lenfant et al 2015).....	161
Figure 48 : Le facteur R de modèle RUSLE.	185

Figure 49 : Facteur d'érodibilité du sol (K) modèle RUSLE	186
Figure 50 : facteur LS de la modèle RUSLE.	188
Figure 51 : facteur C de la modèle RUSLE.	189
Figure 52 : facteur P de la modèle RUSLE.	190
Figure 53 : Carte de risque liée à la végétation de la zone d'EH Hassasna.	193
Figure 54 : Carte de risque liée à la pente de la zone d'EL Hassasna.	194
Figure 55 : Carte de risque liée à l'exposition de la zone d'EL Hassasna.	195
Figure 56 : Carte de risque liée à l'altitude de la zone d'EL Hassasna.	196
Figure 57 : Carte de risque liée à la distance de la route de la zone d'EL Hassasna.	197
Figure 58 : Carte de risque liée à la distance de l'agglomération de la zone d'EL Hassasna.	198
Figure 59 : Carte de risque liée à la distance des terres agriculture de la zone d'EL Hassasna.	199
Figure 60 : la carte des zones homogènes et les groupes végétaux de la zone d'EL Hassasna.	200
Figure 61 : carte de la perte du sol.	203
Figure 62 : la carte de sensibilité de l'érosion hydrique.....	204
Figure 63 : Carte de restauration pour chaque groupe.	210
Figure 64 : Carte des risques des incendies de la zone d'EL Hassasna.	211
Figure 65 : les pourcentages des risques pour chaque facteur de la zone d'EL Hassasna.	213

Table de matières

ملخص	4
Résumé	5
Abstract	6
Abréviations	7
Liste des Tableaux	9
Liste des Figures	12
Table de matières	16
Introduction générale	1
Situation des forêts du pourtour méditerranéen	4
1. Cadre général.....	4
1.1. Aspect bioclimatique	6
1.2. Aspects géomorphologiques et édaphiques	10
1.3. Aspects floristiques	11
1.4. Facteurs de détérioration et menaces	12
1.5. Modification du régime des feux de forêts.....	16
1.6. Invasions biologiques.....	16
2. Principaux types de forêts	17
2.1. Les étages de végétation	17
2.2. La biodiversité méditerranéenne	20
2.3. L'anthropisation dans les régions méridionales et orientales de la Méditerranée ...	22

3. Présentation de la forêt Algérienne	24
3.2. Les forêt Algérienne.....	25
3.3. Les secteurs phytogéographiques et la spécificité de la richesse en Algérie.	27
3.4. Les causes de dégradation.....	29
4. Répartition géographique du Chêne vert.....	31
4.1. Le chêne vert en méditerranée.....	31
4.2. Le chêne vert en Algérie	33
Présentation de la zone d'étude.....	31
1. Situation géographique de la wilaya de Saida	31
1.1. Climat.....	32
1.2. Orographie.....	33
1.3. Géologie.....	34
2. Présentation de la forêt domaniale d'EL HASSASNA :	38
2.1. Situation géographique :	38
2.2. Le sol.....	39
2.3. Caractéristiques du milieu physique :	42
2.4. Hydrologie	45
2.5. Etude climatique	46
2.6. Le cheptel.....	56
2.7. Type de formations végétales.....	57
Typologie de la chênaie verte d'EL HASSASNA.....	60
1. Introduction.	60
2. Définitions	61
2.1. La typologie forestière	61
2.2. La typologie des stations forestières.....	61
3. Type de station forestière :	66

4. Les applications en gestion.....	66
5. Stations et production forestière.....	66
6. Méthodologie de la typologie.....	67
7. Typologie de la chênaie verte d'EL HASSASNA	68
<i>1^{ère} phase : Détermination des zones homogènes écologiquement :</i>	68
<i>2^{ème} phase La phase de terrain</i>	81
<i>3^{ème} phase : traitement des données floristiques</i>	82
<i>4^{ème} phase : Le résultat de la typologie des stations</i>	84
8. Conclusion.....	92
<i>Evaluation de l'état de la chênaie verte d'EL HASSASNA</i>	94
1. Introduction	94
2. Évaluation de la Structure Forestière	94
2. État de la Végétation	96
3. Qualité des Sols	97
4. Biodiversité Faunistique.....	98
5. Impact des Activités Humaines	99
6. Résilience de la Forêt	100
7. Technologies utilisées pour l'évaluation.	101
8. Matériels et méthodes.....	103
<i>8.1 Échantillonnage de la végétation</i>	103
<i>8.2 Calcul des indices de diversité</i>	103
8.3. Stratification et Recouvrement :.....	105
8.4. Intensité de pâturage :.....	106
8.5. Caractéristiques dendrométriques :	106
8.5.1. Variables mesurées.....	106
10. Résultat et discussions :.....	107

10.1. Diversité Taxonomique	107
10.2. Type biologique :	109
10.3. Les indices de diversité :.....	110
10.4. Stratification et recouvrement :	112
10.5. Intensité de pâturage :	115
10.6. Caractéristiques dendrométriques :	115
10.7. Corrélation Pearson entre les variables mesurées :.....	117
11. Conclusion.....	121
Dynamique de la perturbation et de la récupération	123
1. Introduction	123
2. Perturbations des écosystèmes forestiers	124
3. Résilience et résistance des forêts face aux perturbations.....	124
4. Succession écologique et récupération des forêts	124
5. Régénération forestière.....	125
6. Impacts des perturbations sur les écosystèmes forestiers.....	125
7. Fragmentation des habitats :	125
8. Services écosystémiques et gestion durable	126
9. Défis actuels et perspectives.....	126
10. Matériel et méthodes :	126
10.1. Analyse temporelle des données Landsat pour la détection des perturbations environnementales à l'aide de l'algorithme Landtrendr (1986-2024) :.....	127
10.2. Validation	128
10.3. Les Facteurs Contribuant à l'échec de la récupération des zones Perturbées.....	129
11. Résultats et discussion :	129
11.1. Perturbation (la perte dans le couvert végétal).....	129
11.2. Récupération des surfaces forestiers perturbées	133

11.3. Les surfaces forestières non récupérée :	138
11.4. Les Facteurs contribuant à l'échec de la récupération des zones perturbées :	140
12. Conclusion.....	143
Planification de la restauration et la réhabilitation.....	145
1. Introduction	145
2. Définition de la restauration écologique	145
3. Les stratégies d'intervention de restauration écologique	146
3.1. Étude des différentes catégories pour évaluer les stratégies d'intervention.....	146
3.2. État de l'écosystème à restaurer et choix du niveau d'intervention	152
4. Restauration et concepts similaires	154
3.1. Objectif de la restauration et notion de référence	154
3.2. L'écosystème de référence	156
3.3. La résilience des écosystèmes.....	158
3.4. Résilience et restauration écologique :.....	159
3.5. La Trajectoire Écologique	159
3.6. La trajectoire dans la restauration écologique :	160
4. L'articulation entre restauration, réhabilitation et réaffectation est basée sur le degré de dégradation de l'environnement.	160
5. La restauration écologique : une composante clé des pratiques de gestion des écosystèmes	161
6. La planification de la restauration :	162
7. Matériel et méthodes	163
7.1. La planification de la restauration écologique de la chênaie verte	163
Phase 1 : Définir le problème et impliquer les parties prenantes	164
Phase 2 : Évaluer le problème.....	166
Phase 3 : Développer des buts de restauration écologique.....	171
Phase 4 : Développer des objectifs de restauration écologique.....	172

<i>Phase 5 : Concevoir une approche de restauration écologique.....</i>	<i>173</i>
<i>Phase 6 : Appliquer une approche de restauration écologique</i>	<i>174</i>
<i>Phase 7 : Appliquer une gestion adaptative</i>	<i>175</i>
8. Démarche méthodologique :	177
<i>Phase 1 : Évaluation et Diagnostic Initial.....</i>	<i>177</i>
<i>Phase 3: Définition des buts de Restauration.....</i>	<i>178</i>
<i>Phase 5 : Approche de la restauration écologique.....</i>	<i>179</i>
<i>Phase 6 : Gestion Adaptative.....</i>	<i>180</i>
<i>Phase 7 : Implication à Long Terme.....</i>	<i>180</i>
8.1. Détermination des zones par priorité selon leur état de dégradation	182
8.2. Création des cartes	183
8.3. La carte de sensibilité à l'érosion.....	183
8.4. La carte des risques d'incendies.....	190
9. Résultats et discussions :	200
10. Conclusion	215
Conclusion générale :	219
Références bibliographies.....	224

Introduction générale

Introduction générale

Les chênaies vertes (chêne vert) constituent l'un des écosystèmes primordiaux de la zone méditerranéenne, en particulier dans les milieux semi-arides algériens, telles que les massifs forestiers d'El Hassasna (Saïda). Cette forêt est située dans une zone transitoire entre la steppe et l'atlas tellien et exercent un rôle écologique majeur dans le domaine de la protection et de la préservation de la biodiversité (Labani, 2005)

. Toutefois, elles font face à de nombreuses menaces, notamment la dégradation due au surpâturage, aux incendies récurrents et aux effets du changement climatique (Kefifa, 2015). Cette dégradation a des conséquences graves sur la régénération naturelle des chênaies (Nasrallah, 2014) . Dans ce cadre, il est crucial d'apprécier la situation. De ces forêts et de proposer des stratégies adaptées à leur restauration et réhabilitation, dans le but de renforcer leur résilience et leur apport à l'économie du État.

La typologie de la chênaie verte d'El Hassasna montre une diversité de formations végétales, allant de chênaies relativement bien conservées à des matorrals dégradés, souvent dominés par des arbustes résistants à la sécheresse (Terras, 2011c). Cette diversité est le résultat de variations dans les actions humaines, la gestion forestière, et les conditions météorologique locales. Effectivement, la combinaison d'une faible pluviométrie (moins de 500 mm annuels) et de conditions topographiques variables crée des niches écologiques propices à certaines espèces, mais aussi vulnérables à la dégradation rapide sous l'effet de facteurs externes tels que les incendies et le pâturage excessif (Kefifa, 2015).

L'évaluation de l'état des chênaies à chêne vert dans la région d'El Hassasna révèle un niveau de dégradation avancé, principalement causé par des incendies fréquents et des pratiques agricoles non durables. Ces incendies, exacerbés par des périodes de sécheresse prolongée et des vents violents, ont conduit à une perte importante de la couverture forestière et à une diminution significative des espèces d'arbres adultes. Le pâturage excessif constitué une cause majeure de la dégradation, empêchant la régénération naturelle des chênes (Djebbouri and Terras, 2020; Nasrallah, 2014) . Cette situation compromet la pérennité de ces forêts et leurs bénéfices écologiques et économiques.

Afin de remédier à cette dégradation, Il importe de définir une stratégie efficace de restauration et de réhabilitation des chênaies de chêne vert d'El Hassasna. Cette stratégie

devrait inclure des mesures de reboisement avec des essences locales adaptées aux conditions climatiques semi-arides, comme le chêne vert, mais aussi d'autres espèces résistantes à la sécheresse et aux incendies. Il conviendrait également de promouvoir des techniques de la gestion rationnelle des espaces forestier, telles que l'aménagement et la création de programmes ciblés de reforestation (Mamour and Naegelen, 2025). L'exploitation raisonnée des ressources naturelles, simultanément combinant et conservant exploitation durable et sensibilisation des populations locales, représente une approche clé pour restaurer les écosystèmes forestiers et garantir leur pérennité.

Les actions de restauration doivent être accompagnées d'une gestion proactive des incendies, avec la création de pare-feu, l'entretien des infrastructures de prévention et l'installation de systèmes d'alerte rapide. De plus, Informer et éduquer les communautés locales sur le rôle essentiel des forêts pour réguler l'eau, le calibre de l'air et la préservation de la biodiversité seront des éléments essentiels pour assurer la réussite des projets de restauration (Abid *et al* 2021). Les habitants de la région, en particulier les éleveurs et agriculteurs, doivent être formés à adopter des pratiques agroforestières et pastorales respectueuses de l'environnement, pour le but de garantir la pérennité des projets de reboisement sur le long terme.

Notre étude, centrée sur la typologie, L'évaluation de la situation écologique de la chênaie verte et la recommandation d'un plan de restauration ont été structurées en plusieurs parties, en fonction des objectifs poursuivis.

Cette étude vise à la mise en œuvre de la restauration de la chênaie verte. Pour cela, nous avons partagé notre travail en 6 parties comme suit :

La première partie : présente le contexte biogéographique, en abordant l'état des forêts dans la région méditerranéenne ainsi qu'en Algérie, tout en mettant en lumière les principaux facteurs de leur dégradation.

La deuxième partie : est consacrée à la présentation de la zone d'étude, en décrivant ses principales caractéristiques géographiques, climatiques et écologiques.

La troisième partie : la typologie de la chênaie verte d'El Hassasna. La zone d'étude y a été subdivisée en quatre unités écologiquement homogènes, à partir de neuf variables

topographiques et d'indices de végétation, analysés à l'aide de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) et la classification non supervisée. Ensuite, la classification des relevés floristiques a été réalisée à l'aide de la méthode TWINSpan, en combinaison avec les logiciels JUICE et SIG. Cette approche a permis de distinguer dix groupements végétaux, chacun correspondant à un type de station ou à une station forestière.

La quatrième partie : est consacrée à l'évaluation de l'état de la chênaie verte. Cette analyse s'appuie sur plusieurs paramètres : la structure des peuplements, la diversité floristique, les mesures dendrométriques, ainsi que les principaux facteurs de dégradation. Une attention particulière a été portée à l'intensité du pâturage. Ses effets ont été étudiés à travers l'analyse des corrélations entre cette pression et les variables mesurées, afin de comprendre leur impact sur la dynamique et la stabilité de l'écosystème.

La cinquième partie : concerne la dynamique des perturbations et la récupération des surfaces forestières et à l'étude des facteurs ayant mené à la défaillance de leur régénération. Cette partie a été réalisée par les scripts LandTrendr (LT-GEE) sur la plateforme Google Earth Engine.

La sixième partie est consacrée à la planification de la restauration. Elle propose des orientations stratégiques et des actions prioritaires en fonction des diagnostics écologiques établis, afin de rétablir durablement l'écosystème de la chênaie verte dégradée.

*Situation des forêts du
pourtour méditerranéen*

Situation des forêts du pourtour méditerranéen

1. Cadre général

Les forêts ont constamment occupé une place déterminante essentielle dans l'épanouissement des communautés méditerranéennes. Depuis des siècles, elles sont utilisées de différentes manières et sont appréciées pour les nombreux biens et services qu'elles offrent. Néanmoins, la surexploitation a des conséquences néfastes sur l'environnement et provoque actuellement la dégradation des forêts dans de nombreuses régions méditerranéennes (FAO, 2013).

La région méditerranéenne présente des situations contrastées : forêts du Nord, sont fréquemment sous-utilisées, Tandis qu'au Sud et à l'Est, les pressions humaines accélèrent la détérioration des zones boisées. Ces disparités renforcent les embûches qui pèsent sur les profits que les forêts apportent aux populations et soulignent la nécessité de mettre en place de nouvelles stratégies pour assurer une gestion durable de ces écosystèmes vulnérables (FAO, 2013).

En 2010, L'aire forestière méditerranéenne couvrait environ 850 000 km², ce qui représente approximativement 2 % du domaine forestier mondial, qui s'élevait à 4 033 millions d'hectares (FAO, 2013).

Il y a une répartition inégale des surfaces forestières dans le bassin méditerranéen : on constate des disparités marquées entre les pays (Figure 1) environ la moitié des forêts se localise en Espagne, en France et en Turquie. Les autres zones forestières ne constituent que 4 % de la superficie totale des terres méditerranéennes. Du fait des conditions climatiques et du sol présent dans le sud de la Méditerranée, qui favorisent le développement de la végétation en buissons. Elles constituent 20 % en Grèce, 19 % en Espagne et 13 % en Turquie. Lors des vingt dernières années, la superficie forestière des pays méditerranéens a augmenté d'environ 120 000 km², avec une croissance moyenne de 0,68 % par an. Autrement Algérie, Albanie, Bosnie-Herzégovine et Palestine, ont vécu des phases de réduction de leur couverture forestière (FAO, 2013; Quézel and Pesson, 1980). Les pays du pourtour méditerranéen ont maintenu une augmentation constante de leurs superficies forestières. Cette croissance est principalement le résultat de la croissance naturelle des forêts, ainsi que des efforts de boisement et de reboisement.

Chapitre I : Situation des forêts du pourtour méditerranéen

En raison de son climat, de sa flore et de son bioclimat, l'Algérie s'inscrit dans cette région biogéographique. Cette région, qui se caractérise par ses particularités floristiques et climatiques uniques, a retenu l'attention de nombreux spécialistes tels que des géographes, des botanistes, des forestiers et des écologistes. Elle mérite d'être davantage connue.

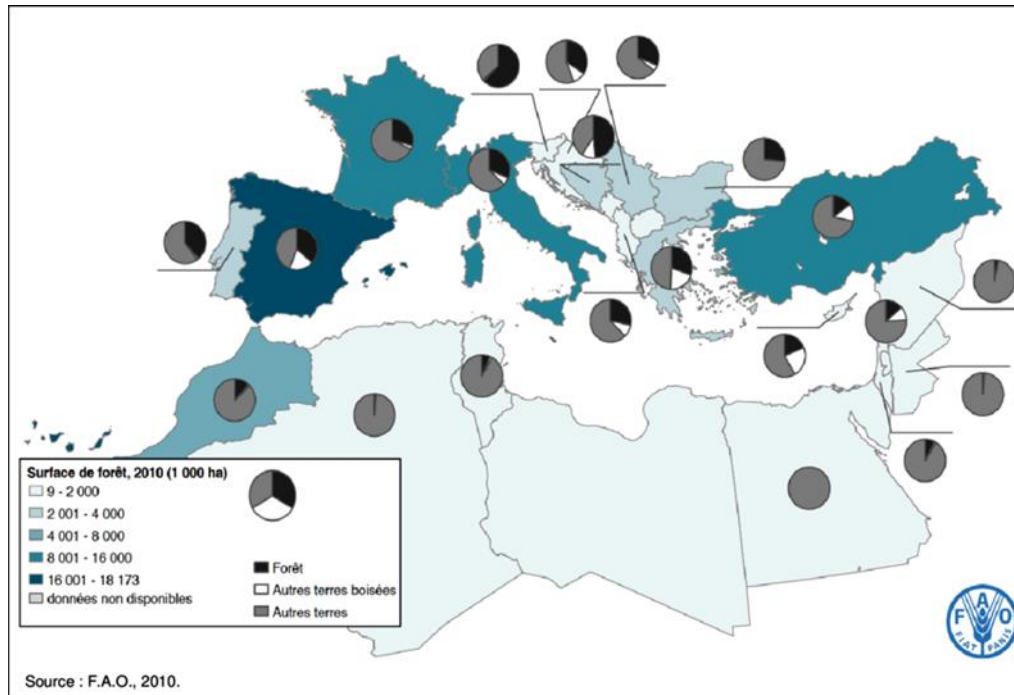


Figure 1: Distribution des forêts méditerranéennes (FAO, 2013).

La région méditerranéenne s'étend sur environ 2 300 000 km². D'après Quézel (1979), Cette zone est définie par son bioclimat et ses formations végétales typiquement méditerranéens. En ce qui concerne la région circumméditerranéenne. L'Algérie figure au troisième rang en termes de formations forestières, avec un taux estimé à 13,3 %, après la Turquie et l'Espagne (Quézel and Barbero, 1982) (figure 02).

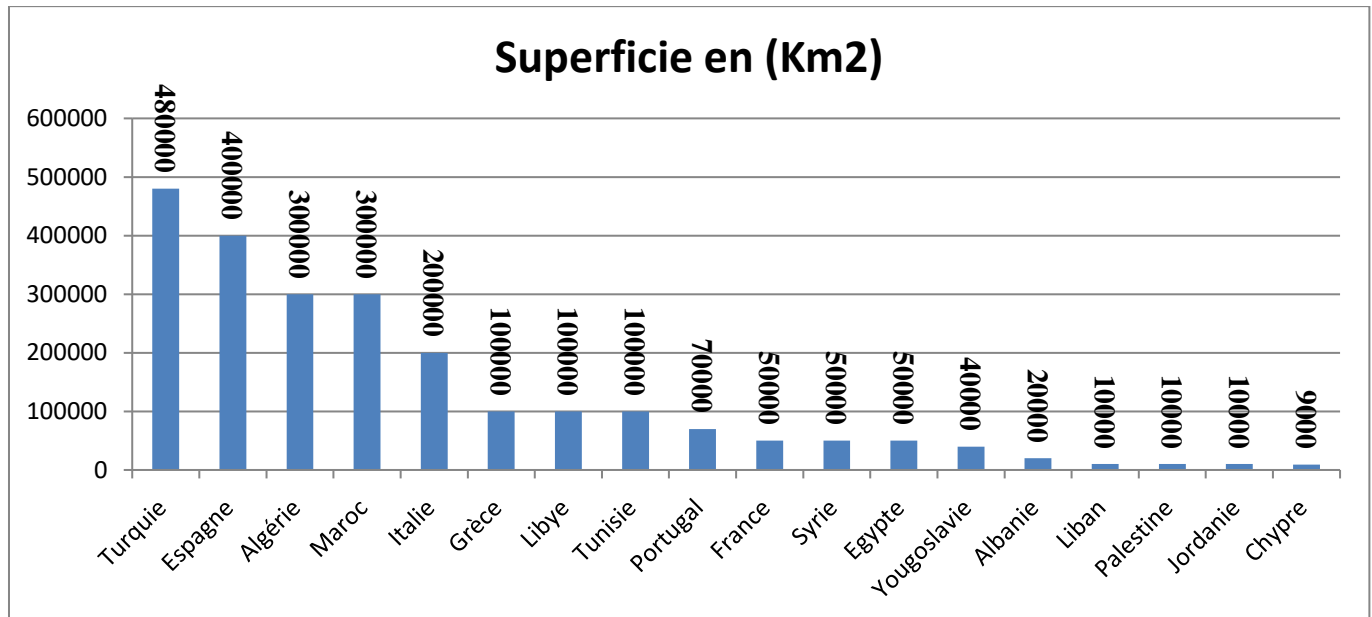


Figure 2 : répartition des espaces forestiers dans la méditerranée (FAO 2013).

1.1. Aspect bioclimatique

De nombreuses études ont été menées sur la description du climat méditerranéen et sa nature reste toujours d'actualité. Bien que certaines divergences subsistent, la majorité des spécialistes en foresterie, écologie et climatologie font référence aux contributions (Bleu, 2019).

La classification couramment employée a été proposée par Emberger en 1939. En se basant sur un graphique en deux dimensions, En s'établissant sur un graphique en deux dimensions, où l'axe vertical représente l'indice pluviothermique d'un lieu spécifique et l'axe des abscisses indique la moyenne enregistrée durant le mois le plus froid de l'année (Daget et al., 1988). Quatre zones climatiques ont été délimitées grâce à la visualisation d'un groupe de stations situées dans la zone biogéographique propre au climat méditerranéen : aride, semi-aride, subhumide et humide.

L'aire bioclimatique de l'espèce a été définie grâce au positionnement des stations externes sur les diagrammes bioclimatiques, ce qui permet de préciser les conditions où elle se développe. Les résultats montrent qu'il s'agit d'une plante typiquement méditerranéenne (Groves and Di Castri, 1991) (Figure 3et 4).

Chapitre I : Situation des forêts du pourtour méditerranéen

Les études biogéographiques utilisent fréquemment la formule d'Emberger pour dresser des cartes de zones bioclimatiques. Elle contribue à anticiper la répartition des écosystèmes, à organiser l'exploitation des terres et à guider les politiques environnementales dans les zones sensibles aux modifications climatiques. Elle est aussi utilisée pour évaluer les dangers de désertification dans certaines régions du monde, en particulier dans le bassin méditerranéen.

$$Q = P/0.5(M + m)(M + m)$$

P : précipitations annuelles en mm

M : moyenne des maxima du mois le plus chaud (C°).

m : moyenne des minima du mois le plus froid (C°).

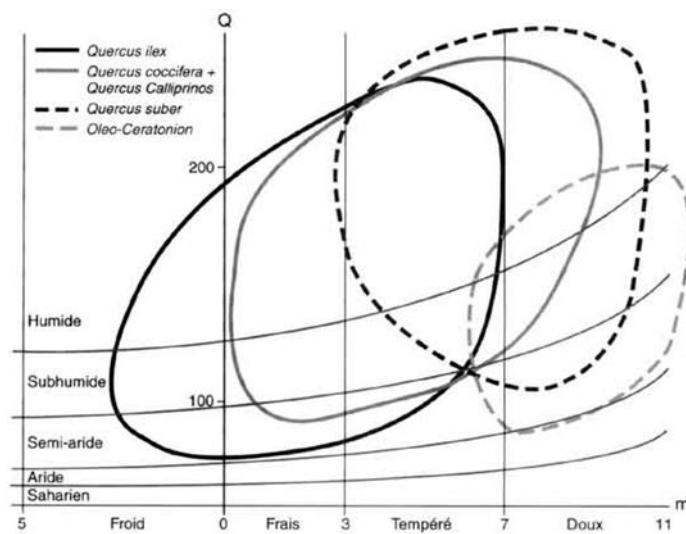


Figure 3 : aire de distribution de certaines espèces de la forêt sclérophylle basée sur le coefficient d'Emberger.

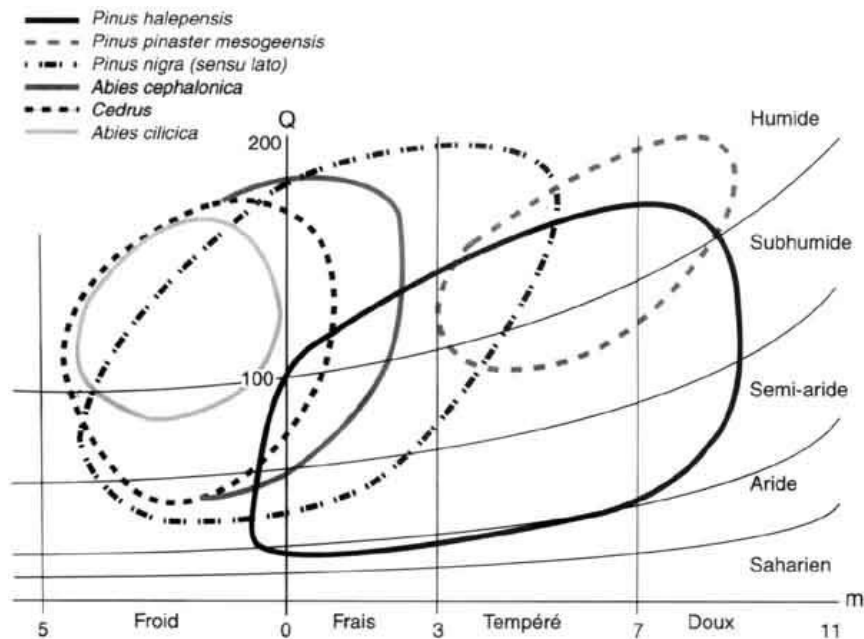


Figure 4 : aire de distribution de plusieurs conifères méditerranéens en fonction du coefficient d'Emberger.

Étant donné l'influence significative du relief autour de la Méditerranée, les limites d'altitude des climats sont variables selon la latitude. Sous l'influence combinée du gradient thermique et altitudinal, ainsi que de l'augmentation des précipitations, les montagnes méditerranéennes présentent une succession d'étages de végétation. Ces étages, définis en fonction des types climatiques, varient selon la latitude et comprennent les niveaux suivants : infra-méditerranéen, thermo-méditerranéen, eu-méditerranéen, supra-méditerranéen, montagnard méditerranéen et oroméditerranéen (Quézel, 1978).

La période de sécheresse est une caractéristique essentielle du climat méditerranéen qui correspond à la saison chaude. Elle englobe tous les climats où la sécheresse estivale est dominante, peu importe les températures hivernales (Benabdeli, 1996a).

Différents auteurs ont proposé de nombreuses classifications en raison de l'hétérogénéité des facteurs climatiques (Bagnouls and Gaussen, 1957; Emberger, 1955), (Bagnouls, 1953) (Alcaraz, 1969). Toutes les recherches de ces chercheurs peuvent être mises en parallèle sans difficulté. Les différentes catégories bioclimatiques méditerranéennes sont définies en fonction des précipitations et des températures, ainsi que de la saison estivale de sécheresse. Les recherches menées de 1930 à 1939 par Emberger au Maroc lui ont offert l'opportunité de

Chapitre I : Situation des forêts du pourtour méditerranéen

déterminer, Sous l'angle bioclimatique, différents niveaux de végétation ainsi que leurs variations (tableau 01) et (figure 03 et 04).

Selon EMBERGER 1955, ces classements sont généralement similaires et offrent des résultats pertinents pour une région précise (Alcaraz, 1969; Benabdeli, 1996a). La répartition visuelle de la végétation sur le climatogramme d'EMBERGER. Correspond à la réalité écologique, notamment dans les régions où les précipitations sont de type P.H.A.E. S'établissant sur le coefficient pluvio-thermique (Q2) ainsi que sur la moyenne des températures minimales du mois le plus froid, Les principales zones de répartition des structures forestières, nous fournissent des informations précieuses et renforcent certaines opérations forestières telles que le repeuplement, le reboisement et la plantation. Il est impossible d'obtenir des données précises, pourtant indispensables à l'élaboration de cartes et de climatogrammes fiables, en raison de la faiblesse du réseau météorologique, qui reste peu développé et mal implanté (Benabdeli, 1996a).

Tableau 1 : Les classifications de référence (Emberger, 1955. Alcarz, 1969).

Type de l'étage bioclimatique	Valeur Q2 d'Emberger	Indice xérothermique de Gaussen (X)
Bioclimat aride	20 à 30	125 à 150
Bioclimat semi-aride	30 à 50	100 à 125
Bioclimat subhumide	50 à 90	75 à 100
Bioclimat Humide	> 90	40 à 75

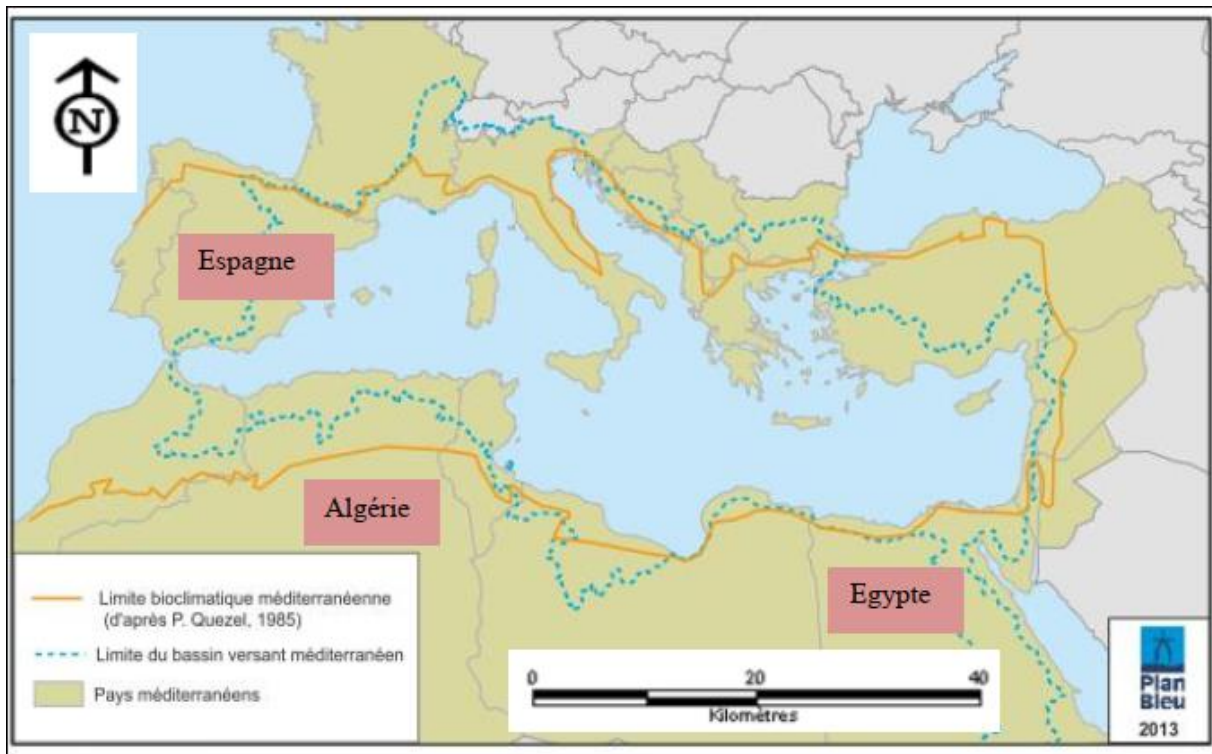


Figure 5: Limites écologiques et bioclimatiques du bassin méditerranéen (EWING et *al.*2010 modifié).

1.2. Aspects géomorphologiques et édaphiques

Selon Benabdeli (2007), la géologie méditerranéenne figure parmi les plus complexes à l'échelle mondiale, Un ensemble complexe caractérisé par son modèle éclaté, sa fragmentation et son hétérogénéité, accompagné d'un substrat géologique varié qui favorise une large diversité de conditions climatiques et microclimatiques. Cela entraîne une variété accrue dans la composition de la végétation forestière (Benabdeli, 2007). Les terrains méditerranéens sont globalement similaires à ceux d'autres régions, à l'exception de deux types principaux : les sols rouges, appelés terra rossa, et les sols calcaires à croûte. Les terra rossa abritent principalement des forêts sclérophylles et parfois caducifoliées. En revanche, les sols calcaires à croûte, présents en zones arides et semi-arides, ne supportent que des forêts de *Pinus halepensis* et de *Quercus ilex*. Lorsqu'ils accumulent une forte quantité de matière organique, ils évoluent en sols bruns forestiers, les seuls considérés comme climaciques dans la région méditerranéenne (Osman, 2013).

Les sols sont identiques à ceux des autres régions, sauf deux catégories : les sols méditerranéens rouges et les sols à croûte. Terra rossa est le domaine des forêts sclérophylles

et parfois caducifoliées. Dans les niveaux arides et semi-arides, les sols calcaires à croûte ne peuvent être utilisés que pour la forêt de *Pinus halepensis* et de *Quercus ilex*. Ces sols deviennent des sols bruns forestiers, seuls les sols climaciques de la région méditerranéenne lors d'une surcharge humique (Hassani, 2021).

1.3. Aspects floristiques

La végétation méditerranéenne est caractérisée par des groupements végétaux d'arbres et d'arbustes à feuillage persistant, plus ou moins résistants. Les forêts tempérées et méditerranéennes se distinguent par leur cycle saisonnier : dans les premières, l'hiver marque une période de repos complet, tandis que dans les secondes, ce repos est limité, voire inexistant. En revanche, l'été impose une contrainte croissante sur l'activité végétative, freinant le développement des espèces. Les facteurs climatiques qui définissent le climat méditerranéen sont à l'origine de cette structure et de cette physiologie des plantes. D'après (Benabdeli, 1996b),(FAO, 2018) les manifestations végétales du climat méditerranéen comprennent :

- ✓ La forêt sempervirente xérophile permet aux plantes de survivre dans des conditions précaires en hiver et encore plus difficiles en été.
- ✓ Le groupement végétal à dominance médio-méditerranéenne, déterminé par la présence de *Quercus ilex* et de son cortège comprenant : *Pistacia lentiscus*, *Arbutus unedo*, *Olea europaea*, *Phillyrea media*, et *Quercus coccifera*. *Quercus suber*, espèce strictement confinée aux régions de la Méditerranée occidentale, y est également présent. Ce type de végétation se distingue par une strate subarbusive bien développée, dominée notamment par *Erica arborea*, *Arbutus unedo*, ainsi que différentes espèces de *Cistus*, dont *Cistus multiflorus*.
- ✓ Les pinacées présentées par *Pinus halepensis*, *pinia*, et *brutia* sont certainement peu résistants à des paramètres spécifiques de climat et de sol.
- ✓ L'oléocéanique est une formation forestière dans un état de dégradation du sol dominée par l'*Olea europaea*, se espèce typiquement méditerranéenne (Quézel 1962), ainsi le *Pistacia lentiscus* et d'autres espèces thermophiles (Doblas, 2015).

- ✓ . La forêt mixte se définit par la présence d'un mélange d'arbres et d'arbustes à feuilles caduques, persistantes et xérophiles. On trouve ce genre de végétation dans la région méditerranéenne humide à saison sèche courte.

1.4. Facteurs de détérioration et menaces

Les modifications mondiales, définies comme la vaste gamme de phénomènes globaux d'origine anthropique, affectent global sur le bassin méditerranéen. (Doblas-Miranda, 2015). Ces modifications globales engendrent des menaces spécifiques qui représentent donc une altération potentielle des traits essentiels des forêts et de leurs habitats de la région méditerranéenne (FAO, 2018). On identifie trois types de formations : Les forêts et les structures arbustives particulièrement vulnérables aux modifications climatiques globales étant situées à la transition avec les zones arides.

1. L'histoire prolongée de modification de l'utilisation des terres peut provoquer une augmentation significative de l'occurrence et de la virulence des incendies, une pénurie d'eau et une détérioration des sols.
2. Un biote unique associé à une faiblesse accrue face à l'extinction provoquée par la modification climatique.

1.4.1. Les causes indirectes

a. Politiques territoriales

Située à la croisée de trois continents, la région méditerranéenne ne dispose pas d'une démarche forestière collective, malgré les nombreuses fonctions écologiques, économiques et sociales que remplissent les forêts méditerranéennes, particulièrement face aux enjeux liés aux changements globaux. Ainsi, la gouvernance forestière demeure principalement assurée par les autorités nationales. Toutefois, au niveau régional, les politiques forestières manquent parfois de souplesse et peuvent, de manière involontaire, favoriser certaines formes de dégradation, qu'elles soient environnementales, économiques ou sociales. Par exemple, l'augmentation du risque d'incendies de forêt dans la région exige l'adoption de nouvelles approches de gestion du feu. Des politiques de lutte contre les incendies qui ne s'appuient pas sur une gestion active de la végétation, une sylviculture adaptée ou une gestion intégrée des forêts à l'échelle du paysage peuvent entraîner une accumulation de biomasse combustible.

Cela accroît non seulement la vulnérabilité des forêts aux incendies, mais contribue également à leur dégradation (Alloza and Vallejo, 2006).

Cette situation incite à l'élaboration de nouvelles politiques de prévention des incendies et de stratégies préventives performantes, comme la planification unifiée pour la gestion des feux et des forêts. À l'objectif d'élaborer des stratégies territoriales qui intègrent les incendies de forêt dans les écosystèmes méditerranéens, mais à un stade « tolérable ». Il faut aborder les stratégies et les politiques en tenant compte de tous les aspects, y compris la définition précise des buts liés à la protection civile et à la préservation des forêts. En définitive, Il est nécessaire de passer de politiques réactives à court terme à des stratégies durables s'attaquant aux causes profondes des incendies (FAO, 2018).

Le troisième séminaire forestier méditerranéen tenu à Tlemcen (Algérie) en 2013 constitue un dispositif régional visant à encourager de nouvelles mesures qui sont requises pour stopper la dégradation des forêts méditerranéennes. Ce cadre stratégique souligne l'importance d'une gouvernance renforcée dans la planification, l'exécution et le suivi des politiques publiques forestières, en insistant sur la nécessité d'impliquer l'ensemble des parties prenantes à l'échelle du paysage ou du territoire.

L'intégration du cadre stratégique pour les forêts méditerranéennes dans les initiatives nationales s'est faite rapidement. Par exemple, en Algérie, il a été considéré lors de la préparation du plan national forestier du pays. Néanmoins, il est toujours nécessaire d'élargir le cadre stratégique pour les forêts méditerranéennes et de mettre en œuvre ses aspects pratiques. Les actions mentionnées précédemment ne sont que quelques-unes des nombreuses initiatives déjà mises en œuvre dans la zone méditerranéenne. Toutefois, il reste beaucoup à accomplir pour formuler une stratégie régionale qui soutiendrait la conception de politiques forestières méditerranéennes révisées et unifiées. Ces actions sont indispensables pour minimiser la détérioration et préserver la qualité forestière, afin de conserver la capacité à offrir différents services écologiques et socio-économiques et à participer au progrès socio-économique, en s'appuyant sur une planification paysagère intégrée (FAO, 2018) .

b. Micro et macro-économie

L'économie influence indirectement la dégradation des forêts. Le concept de bioéconomie est de plus en plus utilisé pour orienter les stratégies de développement adoptées par les pays méditerranéens (Papadopoulou et al., 2022). Toutefois, la littérature ne s'accorde pas sur sa nature exacte : certains y voient un paradigme, d'autres un métarécit ou simplement un concept général.

Dans le contexte forestier, Deux visions opposées du rôle des ressources forestières émergent de l'analyse de la bioéconomie : une démarche technologique axée sur la valorisation industrielle, et une perspective sociale fondée sur le développement local durable. Ces deux perspectives impliquent des orientations différentes, ayant des impacts distincts sur les écosystèmes forestiers méditerranéens (Hassani, 2021).

c. Migrations et évolutions démographiques

Dans plusieurs nations du bassin méditerranéen, l'expansion démographique est un des facteurs majeurs qui influent sur les écosystèmes forestiers de cette zone (Benkerma and Aous, 2022). Tandis que la progression démographique dans le sud de l'Europe devrait être modeste, avec une estimation atteignant 155 millions d'habitants d'ici à 2050 (Hassani, 2021), on prévoit un bond de 50 % de la population en Afrique du Nord sur la même période (Hassani, 2021), la population nord-africaine devrait augmenter de 50 % au cours de la même période (Robine, 2021). Bien que réduire l'érosion, la désertification, la déforestation, les infestations de ravageurs et les épidémies, la pollution et l'épuisement des ressources en eau à la seule surpopulation soit une réduction simpliste de phénomènes plus complexes (Hokili, 2024) , ne peut nier son rôle indiscutable dans ces dangers pour l'environnement.

En plus du transfert démographique des zones rurales aux zones urbaines mentionné précédemment (qui provoque le phénomène de vieillissement dans les communautés rurales), La migration à l'intérieur de la région méditerranéenne engendre également un déséquilibre entre les populations humaines et leur environnement. Ces mouvements migratoires résultent en partie de la détérioration de l'environnement dans les pays d'origine et posent le danger que l'épuisement des ressources soit transféré aux pays d'accueil (FAO, 2016) .

1.4.2. Les causes directes

Changement climatique : À travers l'histoire terrestre, le climat a constamment connu des variations entre des phases de chaleur relativement plus élevée et d'autres de froid moins intense. Toutefois, des hausses inhabituelles de températures globales se sont produites durant le dernier siècle et il semble que le bassin méditerranéen ne puisse pas éviter ce changement climatique indéniable (Jiagho and Banoho, 2021).

Selon des données actuelles, il y a eu une hausse de la température d'environ 0,85°C à l'échelle mondiale et de 1,3°C dans le bassin méditerranéen au cours du dernier siècle, en comparaison avec les températures notées entre 1880 et 1920 (Solomou, 2017) . Il est prévu que le climat méditerranéen se réchauffera et s'asséchera davantage, entraînant une réduction de la disponibilité en eau pour la végétation et une augmentation de l'évapotranspiration (Giec, 2007).

Le processus d'évolution long et progressif qui a façonné la couverture végétale de la Méditerranée a été influencé par les caractéristiques climatiques propres à cette région (Valladares et al., 2014). Toutefois, les forces socio-économiques les méthodes forestières non durables et une négligence des terrains boisés ont historiquement eu un impact sur les forêts méditerranéennes, conduisant à de multiples dommages anthropiques,. Ces pressions ont été intensifiées par les changements climatiques, ce qui a eu un impact négatif sur les forêts de la région. La vitesse actuelle des transformations climatiques est nettement supérieure à celle du passé et comporte un risque accru d'occurrences météorologiques extrêmes, comme des phases prolongées de sécheresse, des tempêtes récurrentes et intenses, des crues et des vagues de chaleur sévères (Scarascia-Mugnozza et al., 2000).

Bien que les formations végétales méditerranéennes aient évolué pour résister à des sécheresses estivales prolongées et à des hivers étendus, les modifications actuelles mettent en péril leur capacité d'adaptation, augmentant ainsi leur sensibilité aux contraintes et aux dangers si une gestion adaptative n'est pas mise en place (Penuelas et al., 2010). L'association du réchauffement climatique, des perturbations d'origine humaine (comme la surexploitation des ressources forestières, les incendies provoqués par l'homme et la déforestation) et d'autres éléments de changements globaux (tels que l'usage des sols et la pollution) influencera la végétation forestière méditerranéenne. On s'attend à ce que les impacts modifient

l'architecture et les processus écologiques des écosystèmes forestiers méditerranéens, tout comme les fonctions qu'ils remplissent actuellement.

1.5. Modification du régime des feux de forêts

Les écosystèmes méditerranéens, façonnés par des siècles de perturbations environnementales et d'activités humaines, connaissent aujourd'hui d'importants changements, en grande partie dus à l'exode rural et à la déprise agricole. Tandis que les zones les plus fertiles sont exploitées de manière intensive, Les terrains peu productifs sont souvent délaissées ou soumises à un usage réduit, favorisant ainsi le reboisement naturel.

Les régimes d'incendies résultent d'interactions complexes entre le climat, la topographie, les conditions locales à petite échelle, ainsi que les changements dans la manière dont les sols sont utilisés. L'exode rural vers les centres urbains peut entraîner un stockage excessif de biomasse combustible, rendant plus probable la survenue de feux étendus. À l'inverse, la raréfaction de la présence humaine en milieu rural tend à diminuer les départs de feu d'origine anthropique (Moreira et al., 2011).

Si cela se produit, On prévoit moins d'incendies, mais à une intensification de leur gravité et de leur étendue. Le rôle traditionnel des feux en Méditerranée en tant que force modelant les paysages à long terme et mécanisme régulateur des types de couverture terrestre dans les écosystèmes pyrophiles pourrait ainsi être profondément modifié. Les impacts varient toutefois selon les régions, en fonction des différences dans les capacités de régénération des formations végétales dominantes, des contraintes topographiques locales et des historiques d'incendies propres à chaque territoire (Viedma, 2008).

Cependant, des recherches récentes concernant les feux de forêt dans la région méditerranéenne ont révélé une modification de la fréquence et de l'intensité des incendies, ainsi qu'une prolongation de la période critique des incendies (Koutsias et al., 2015) ainsi que des indices d'une corrélation entre l'accroissement de l'activité des incendies et le dérèglement climatique (Moreira et al., 2011; Neidermeier et al., 2023).

1.6. Invasions biologiques.

Les forêts périurbaines sont spécialement exposées au risque d'invasion par des végétaux exotiques, du fait de leur localisation dans des milieux marqués par une forte une perturbation

d'origine anthropique associée à une forte pression de dispersion (Clotet et al., 2016). On comprend bien le rôle de l'activité humaine dans la facilitation de l'envahissement des plantes exotiques dans les milieux périurbains (González-Moreno et al., 2013).

D'après des recherches récentes effectuées dans l'aire de Barcelone, les espèces disséminées par les vertébrés et surtout introduites via l'horticulture sont particulièrement présentes dans les forêts périurbaines (bien qu'elles ne dominent pas le groupe des espèces envahissantes).

En accord avec des recherches précédentes, le rôle des vertébrés dans la dispersion est un moyen efficace de colonisation et de diffusion des plantes envahissantes. Cependant, les évaluations de l'importance de ce processus diffèrent (Aizen and Torres, 2024).

Des découvertes récentes révèlent la présence de filtres écologiques qui facilitent la colonisation, l'installation et la diffusion de ces espèces dans les forêts, grâce à leur dispersion par les vertébrés. Toutefois, les caractéristiques de ces filtres demeurent largement mystérieuses (González-Moreno et al., 2013).

2. Principaux types de forêts

2.1. Les étages de végétation

Les strates de végétation sont déterminées en fonction du comportement écologique de différentes espèces, ainsi que des attributs structuraux des communautés (Quezel and Medail, 2003). On trouvera aussi quelques indications concernant les frontières entre les différents étages « Eco-grammes des écorégions et étages de végétation ».

L'essentiel du fonctionnement des principales espèces d'arbres est conditionné par le climat et le sol. Il est possible que ces données présentent des variations à une échelle réduite : il existe un couloir d'air froid, et les caractéristiques du sol qui favorisent les conifères deviennent bénéfiques pour les feuillus. Ainsi, les strates de végétation peuvent varier considérablement sur une zone limitée. Le modèle présente des moyennes pour les indications d'altitude. Sur place, les démarcations entre les différents niveaux peuvent fluctuer de plusieurs centaines de mètres (Quézel, 1978).

L'organisation des forêts méditerranéennes suit souvent une stratification altitudinale en plusieurs étages (Martínez, 1980), Ces ceintures varient de la hauteur du niveau de la mer

Chapitre I : Situation des forêts du pourtour méditerranéen

jusqu'à l'altitude maximale élevée qui atteint 2 300 m et 2 800 m dans le monde méditerranéen, du nord au sud. Il est important de souligner que cette succession reste théorique, ce qui a poussé certains auteurs à établir des correspondances entre les différentes classifications. Dans le bassin méditerranéen, on continue à considérer la classification de la zonation altitudinale proposée par Quezel (1976) comme référence. Il faut connaître d'autres classifications qui ont été suggérées (Quézel, 1978) (tableau 02).

Tableau 2 : Les étages de la formation de végétation méditerranéenne.

Quezel	Ozenda	Gaussen	Tomaselli	Birot	Rivaz Martinaz	m (C°)	T (C°)
Oro mediterr néen	Alti mediterr anéen	/	/	/	méditerranéen Alti-	-7/- 11	Inf 4
Montagna rd Méditerranéen	Sub mediterr anéen	Montagn ard	Montagnar d	méditerr anéen Sub-	méditerranéen Montagnard	-3/-7	08/0 4
Méditerranéen Superieur	Sub mediterr anéen	Colinéen	méditerranéen Sub-	Méditerr anéen Mixte	Thermo Oro- - méditerranéen	0/-3	12/0 8
Eu mediterr néen	Méditerr anéen superieu	Méditerr anéen	Méditerranéen Sublittoral	méditerr anéen Sub-	Thermo Meso- - méditerranéen	0/+3	16/1 2
Méditerranéen Inferieur	Méditerr anéen inferieur	Thermo mediterr anéen	Méditerranéen littoral	Sub mediterr anéen	Thermo méditerranéen	+3/+ 10	Sup 16

Les étages de végétation fondamentaux identifiés correspondent aux niveaux bioclimatiques définis par Emberger (1939) et sont présentés dans le tableau 3.

Chapitre I : Situation des forêts du pourtour méditerranéen

Tableau 3 : Intersection entre les principaux niveaux de végétation et les niveaux bioclimatiques. (Emberger, 1939),(Quezel *et al*, 1990).

Etage de végétation	Etage bioclimatique	Type de forêt
Méditerranéen inférieur où Thermo-méditerranéen	Semi-aride chaud et tempéré	Conifères et formations thermophiles <ul style="list-style-type: none"> • Formations à <i>Olea europaea</i>, <i>Pistacia lentiscus</i>. • Formations dominées par <i>Ceratonia siliqua</i>. • Groupements à <i>Pistacia atlantica</i>. • Formations à <i>Tetraclinis articulata</i>. • Conifères représentés principalement par les Pinaceae (<i>Pinus halepensis</i>, <i>Pinus brutia</i>) et les Cupressaceae (<i>Cupressus sempervirens</i> et <i>Cupressus atlantica</i>) • Formations des Sapotaceae (<i>Argania spinosa</i>), des Fabaceae (<i>Acacia gummifera</i>) et des Euphorbiaceae (<i>Euphorbia spp.</i>).
Eu-méditerranéen où Méso-méditerranéen	Subhumide	Chênaies sclérophylles et formations apparentées <ul style="list-style-type: none"> • Formations dominées par <i>Quercus castaneifolia</i>, <i>Quercus calliprinos</i> et <i>Cedrus brevifolia</i>. • Ensemble des structures méso-méditerranéennes à chênes caducifoliés, incluant notamment <i>Quercus pubescens</i>, <i>Quercus faginea</i> (syn. <i>faegylops</i>), <i>Quercus canariensis</i>, <i>Quercus infectoria</i>, etc
Méditerranéen supérieur où Supra-méditerranéen	Humide frais et tempéré	Chênaies caducifoliées et formations supra-méditerranéennes <ul style="list-style-type: none"> • Formations forestières à chênes caducifoliés, comprenant <i>Quercus pubescens</i>, <i>Quercus cerris</i>, <i>Quercus frainetto</i>, <i>Quercus canariensis</i>, <i>Quercus infectoria</i>, <i>Quercus faginea</i> (syn. <i>faegylops</i>), entre autres espèces. • Formations supra-méditerranéennes dominées par <i>Abies alba</i> et <i>Abies cephalonica</i>.
Med. Montagnard	Humide froid	Coniféraies <ul style="list-style-type: none"> • Formations à <i>Cedrus atlantica</i>. • Formations à <i>Cedrus libani</i>. • Forêts à sapins endémiques et régionaux : <i>Abies maroccana</i>, <i>Abies numidica</i>, <i>Abies nebrodensis</i>, <i>Abies cilicica</i>, <i>Abies nordmanniana</i> (au sens

		large). <ul style="list-style-type: none">• Formations à <i>Pinus nigra</i> (sous-espèces <i>mauritanica</i>, <i>laricio</i>, <i>pallasiana</i>).• Formations méditerranéennes à <i>Pinus sylvestris</i> et <i>Pinus uncinata</i>.
--	--	---

2.2. La biodiversité méditerranéenne

La biodiversité des cinq écorégions à climat méditerranéen à l'échelle mondiale est à la fois remarquable et unique (Cowling et al., 1996).

Héritée d'une vaste histoire évolutive, la flore méditerranéenne constitue un ensemble complexe et diversifié de modèles d'adaptation (Raven, 1973; Thompson, 2020). Le rythme élevé de spéciation a favorisé l'apparition de taxons rares, souvent endémiques, dont la distribution est limitée. Ces espèces se rencontrent principalement sur des substrats contraignants et pauvres en nutriments (Richardson et al., 2001; Wisheu et al., 2000) ainsi que dans des zones ayant bénéficié d'une relative stabilité climatique au cours du temps (Cowling et al., 1996).

On estime la diversité spécifique à environ 25000 à 30000 espèces et sous-espèces (Medail and Quezel, 1997) avec une grande concentration d'espèces rares principalement au sein de grandes familles de plantes (Lozano and Schwartz, 2005).

À lui seul, le bassin méditerranéen abrite plus d'un dixième des espèces mondiales de plantes supérieures (phanérogames et ptéridophytes) (Medail and Quezel, 1997). Huit espèces sur dix parmi les plantes endémiques européennes sont méditerranéennes (Blondel and Aronson, 1999) (figure 6).

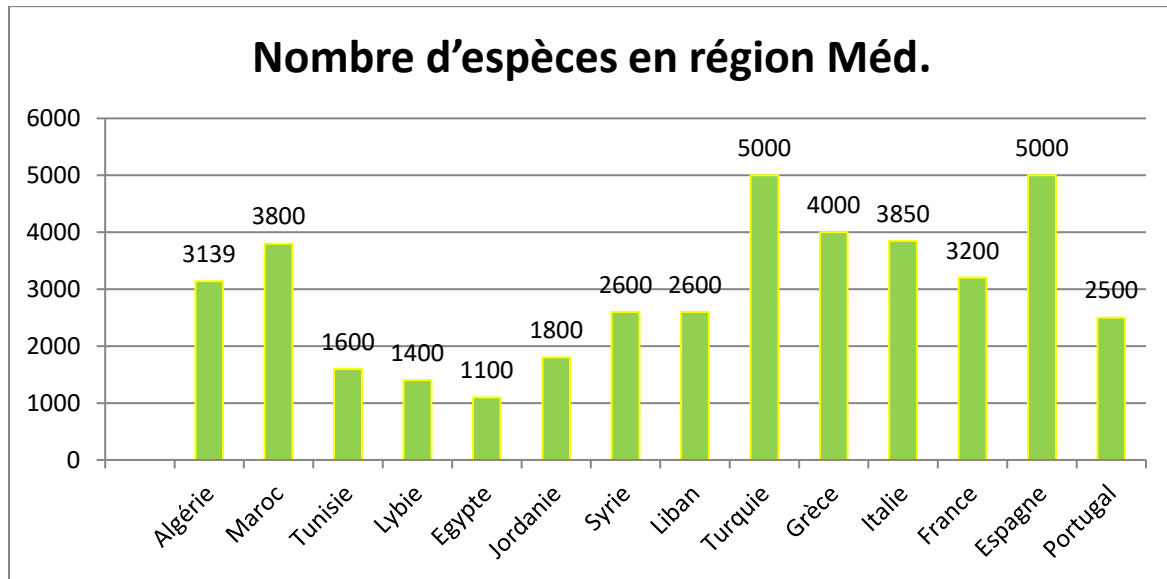


Figure 6 : Richesse floristique des pays du bassin méditerranéen (Quézel, 1995).

Deux grands pôles de diversité végétale se distinguent dans le bassin méditerranéen : un pôle occidental englobant la péninsule Ibérique et le Maroc, et un pôle oriental comprenant la Turquie et la Grèce. Dans le cadre de la recherche des zones à plus forte biodiversité et les plus menacées à l'échelle mondiale, les spécialistes en conservation ont délimité des « points chauds » (hotspots), considérés comme des priorités en matière de conservation (Myers et al., 2000). Ces hotspots se caractérisent par une concentration élevée d'espèces, dont un grand nombre d'endémiques, mais aussi par des pertes significatives d'habitats naturels dues à des pressions anthropiques intenses.

Sur cette base, dix hotspots méditerranéenne ont été identifiés (Medail and Quezel, 1997) (figure 07). Toutefois, à la lumière des inventaires floristiques plus récents, deux zones supplémentaires mériteraient probablement d'être intégrées à cette liste : le littoral et les îles de la Croatie ainsi que la région des Kabylies (Algérie). Ensemble, ces hotspots périméditerranéens couvrent environ 515 000 km², soit 22 % de la surface terrestre méditerranéenne, et concentrent près de 5 500 espèces végétales endémiques, représentant environ 44 % de la richesse floristique de la région (FAO, 2013).

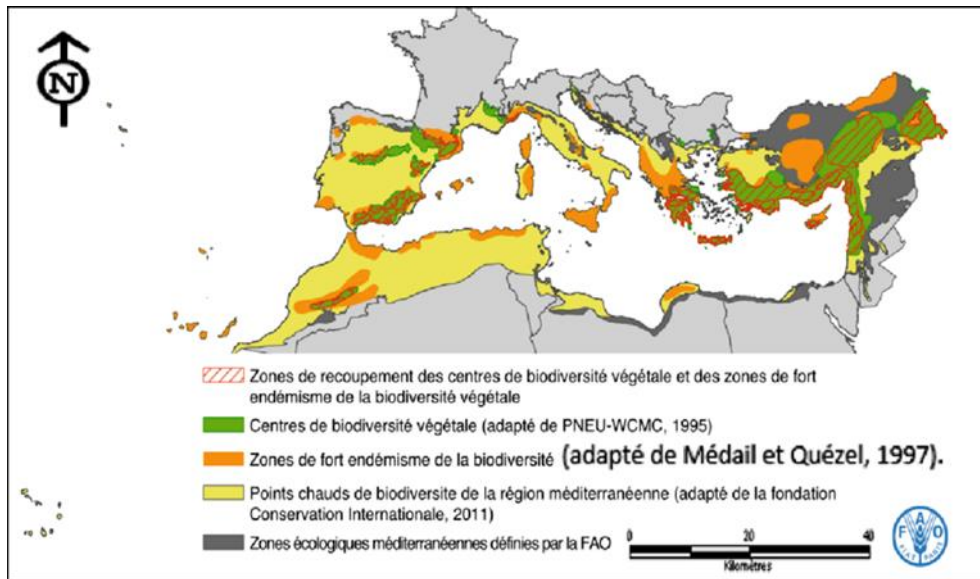


Figure 7 : Hotspots de biodiversité et endémisme méditerranéen (HEYWOOH et HAMILTON, 2011 in FAO, 2013 ; modifié).

2.3. L'anthropisation dans les régions méridionales et orientales de la Méditerranée

Au sud et à l'est du pourtour méditerranéen (tableau 4), L'homme maintient une exploitation intensive des écosystèmes. Face à une croissance démographique sans précédent, l'exploitation des ressources naturelles a connu une accélération remarquable au cours des trois dernières décennies, dépassant souvent leurs capacités de régénération. Des activités comme la coupe illégale, le défrichement des forêts, l'élevage intensif et l'utilisation abusive des matorrals et des steppes entraînent une destruction des patrimoines biologiques provoquant d'importants dysfonctionnements dans les écosystèmes, en particulier depuis un demi-siècle en Afrique du Nord (Barbero and Quézel, 1989; Quézel, 2000; VILAIN-CARLOTTI and LAGE, 2013). Par exemple, en Tunisie, la majeure partie, soit plus de 70 % des approvisionnements en charbon de bois du pays (Auclair, 2002). Par conséquent, plus de la moitié des forêts du Nord de l'Afrique ont subi une destruction ou une profonde perturbation en quelques décennies (Peñuelas and Sardans, 2021).

Les steppes et les matorrals se sont métamorphosés en prairies à annuelles fréquemment rudérales et occupées par des espèces épineuses ou vénéneuses. Actuellement présents sont donc de véritables « fossiles vivants » qui devraient disparaître dans les prochaines décennies. Cela s'applique à un grand nombre de cédraies du Haut-Atlas et des Aurès, d'Arganiers

Chapitre I : Situation des forêts du pourtour méditerranéen

situées dans le sud du Maroc (Souss), de bois de thuya de Berbérie dans l'est du Maroc, de pinèdes des Atlas Telliens et de chênaies ainsi que suberaies du Rif (Quezel and Médail, 2003).

Dans l'Est méditerranéen, l'expansion démographique induit également d'importants changements écologiques. Par exemple, en Turquie, la moitié des 207 000 km² de surfaces boisées sont fortement dégradés à cause des surexploitations (Kaya and Raynal, 2001).

Les zones montagneuses sont particulièrement affectées par la déforestation, tout comme une vaste portion des régions semi-arides et arides. Ces effets de l'anthropogénie ont des répercussions dévastatrices sur les cycles hydrologiques et pédologiques, entraînant une multiplication des perturbations. Étant donné que la résilience prend énormément de temps et est souvent complexe, on peut ici évoquer des cas d'authentiques processus de détérioration des écosystèmes. On peut également identifier des niveaux progressifs de dégradation (tableau 4) : les phénomènes de « matorralisation », « dématorralisation », « steppisation » et « thérophytisation » (Barbero et al., 1990) .

Tableau 4 : Processus écologiques et caractéristiques des formations végétales dans la région méditerranéenne.

Types	Processus écologique caractéristiques	Localisation
Matorralisation en bioclimats subhumides et humides	Expansion des structures forestières par des espèces sclérophylles ou des conifères (Pinus, Cedrus), liées aux lisières et aux manteaux pré-forestiers, capables de résister aux stress et perturbations, entraînant l'établissement d'écosystèmes pré-forestiers.	✓ Afrique du Nord ✓ Moyen-Orient ✓ Sud de l'Espagne
Matorralisation en bioclimats semi-arides et arides	Dégradation des formations forestières pré-steppiques et altération de la flore des matorrals primaires, conduisant à l'installation de différents types de matorrals : éphedroïdes à feuilles duveteuses, épineux ou composés de xérophytes en coussinets.	-Afrique du nord -Moyen orient
Dématorralisation des	Remplacement progressif des matorrals	-Afrique du nord

Chapitre I : Situation des forêts du pourtour méditerranéen

ensembles pré-forestiers	primaires par des matorrals secondaires dominés par des chaméphytes bas tels que <i>Lavandula</i> , <i>Thymus</i> , <i>Rosmarinus</i> ou <i>Spinosum</i> .	-Méditerranée orientale
Steppisation	Mise en place, en bioclimat semi-aride, de formations steppiques caractérisées par des hémicryptophytes ou des chaméphytes bas à recouvrement discontinu, accompagnées d'un cortège floristique peu diversifié, souvent dominé par une seule espèce largement majoritaire.	-Afrique du nord -Proche orient -Anatolie centrale
Thérophytisation	Envahissement généralisé des écosystèmes par des espèces annuelles, souvent rudérales et parfois toxiques, favorisé par l'érosion des sols, le dessouchement des chaméphytes et hémicryptophytes, ainsi que par le surpâturage, affectant particulièrement les formations forestières et pré-forestières initiales.	-Afrique du nord -Proche orient -Anatolie Semi-aride

3. Présentation de la forêt Algérienne

3.1. Présentation du territoire

L'Algérie s'étend sur un territoire de 238 174 100 hectares, dont 8 millions sont dédiés à l'agriculture utile. Il est habituel pour les géographes de segmenter le pays en trois vastes régions.

- **La zone tellienne** : correspond à une étroite bande côtière bordée au sud par l'Atlas tellien. Elle se situe dans les régions recevant plus de 400 mm de précipitations annuelles. Elle est généralement subdivisée en deux parties (DGF, 2017) :

- **La région côtière**, directement influencée par la mer Méditerranée, se distingue par ses cultures maraîchères et constitue également une réserve stratégique pour l'expansion urbaine.
- **La région sublittorale**, au climat plus continental, représente une zone agricole diversifiée, favorable à la fois aux cultures et aux élevages.
- **L'aire des Hautes Plaines** ; Cette aire s'étend entre l'Atlas tellien au nord et l'Atlas saharien au sud. Elle est comprise entre les isohyètes de **100 à 400 mm de pluie** et couvre environ **20 millions d'hectares** (soit 8,4 % du territoire national). On y recense environ **7 millions d'habitants**, dont **2,5 à 3 millions** pratiquent le pastoralisme. La région associe **céréaliculture** et **parcours pastoraux** et s'étend sur tout ou partie de **11 wilayas**.

Elle se divise en deux zones :

- **Les Hauts-Plateaux**, d'une superficie d'environ **5 millions d'hectares**, où dominant les cultures céréalières et l'élevage.
- **La région steppique**, qui s'étend sur près de **15 millions d'hectares** (soit 6,3 % du territoire national), constitue le domaine de prédilection de l'élevage ovin.
- **Le Sahara** : Au sud de l'Atlas saharien s'étend le **Sahara**, vaste région désertique couvrant près de **200 millions d'hectares** (soit 84 % de la superficie du pays). Les précipitations y sont très faibles, généralement inférieures à **100 mm par an**. Cette zone est caractérisée par une grande variété de paysages : sols squelettiques (regs et hamadas), vastes étendues dunaires (grands ergs oriental et occidental) et zones rocheuses. Les **hauts plateaux sahariens**, situés à une altitude comprise entre **700 et 1000 m**, se distinguent par des formations steppiques adaptées aux conditions arides.

3.2. Les forêts Algérienne

Dans le nord de l'Algérie, les forêts et les maquis s'étendent sur 4,1 millions d'hectares, représentant une couverture forestière de 16,4 %. Ce taux chute à seulement 1,7 % si l'on inclut les zones sahariennes dans le calcul.

Chapitre I : Situation des forêts du pourtour méditerranéen

Le pin d'Alep (*Pinus halepensis*) est l'espèce dominante, couvrant environ 880 000 hectares, principalement dans les zones semi-arides. Le pays abrite également une importante subéraie : le chêne-liège (*Quercus suber*) occupe environ 230 000 hectares, localisés en grande partie dans le nord-est.

Les chênes à feuilles caduques, quant à eux, couvrent une superficie de 48 000 hectares. Le Zeen (*Quercus canariensis*) et l'Afares (*Quercus afares*) s'y développent, principalement dans les zones les plus fraîches de la subéraie.

Les petites zones de cèdres ne s'étendent que sur 16 000 hectares en taches dispersées dans la région du Tell central et des Aurès. Le pin maritime est une espèce indigène dans la partie nord-est du pays, où il s'étend sur une superficie de 32.000 hectares.

Les eucalyptus, qui ont été introduits principalement dans le nord et l'est du pays, couvrent 43.000 hectares, avec des performances décevantes, pour ne pas dire désastreuses, par rapport aux anticipations.

Ces espèces forment le premier ensemble de forêts qualifiées d'économiques, qui s'étend sur au maximum 1 249 000 hectares, dont 424 000 hectares sont composés de peuplements artificiels.

Le second groupement, qui comprend le chêne vert, le genévrier et le thuya, joue principalement un rôle de protection en milieu semi-aride et ne s'étend que sur 219.000 hectares. Les forêts restantes, qui s'étendent sur 2 603 000 hectares, se composent par les reboisements de protection couvrant 727 000 hectares, et les formations végétales basses, occupant une zone considérable d'environ 1 876 000 hectares. En Algérie, les forêts sont majoritairement sous la gestion publique de l'État (tableau 7), auxquelles il faut ajouter les zones occupées par les champs d'alfa, qui couvrent une superficie totale de 2 millions d'hectares (DGF, 2007).

On peut résumer les principales caractéristiques de la forêt algérienne comme suit :

- une forêt essentiellement éclairée, irrégulière, où cohabitent souvent des essences feuillues ou résineuses dans une disposition généralement dégagée, composée d'arbres de diverses dimensions et âges fréquemment en mélange désordonné.

- Le sous-bois, riche en espèces secondaires, restreint la visibilité et l'accès tout en facilitant la diffusion des incendies (Boudy, 1952).
- Performance moyenne faible en termes de volume ligneux.
- Existence d'un surpâturage marqué (particulièrement dans les subéraies) et une intrusion des populations riveraines dans l'espace forestier.

L'examen comparatif de l'inventaire national effectué par le BNEF (1984) avec les données de (Boudy, 1955) révèle ce qui suit :

- La durabilité des surfaces de pin d'Alep, assurée par les plantations réalisées sur des centaines de milliers d'hectares au fil des trois dernières décennies.
- diminution de moitié des zones de chêne-liège.
- La diminution considérable des forêts de chêne vert et des formations de genévriers.

Les forêts de pins sont donc stables (de nombreuses plantations ont eu lieu depuis 1962), tandis que celles de chênes et de cèdres sont en diminution. L'érosion des espèces en milieu dense reflète le poids de la pression pastorale (ovins, bovins et caprins) qui s'exerce sur les forêts, freinant considérablement leur renouvellement (Bourbouze, 2003).

3.3. Les secteurs phytogéographiques et la spécificité de la richesse en Algérie.

L'Algérie a été découpée par plusieurs botanistes tels que La Pie (1909,1910), Maire (1926), Quézel et Santa (1961-1962) et ensuite par Barry et Celles (1975), Elle est découpée en 10 secteurs phytogéographiques (figure 8) :

Secteur Kabyle et Numidien (K) :

- K1 : La grande Kabylie.
- K2 : La petite Kabylie, incluant la Kabylie de Collo.
- K3 : La Numidie littorale, entourant les villes d'Annaba (anciennement Bône) et El Kala (anciennement La Calle).

Secteur Algérois (A) :

- A1 : Les collines et le littoral du proche Algérois, incluant la Mitidja.
- A2 : Les montagnes du Tell Algérois.

Secteur du Tell Constantinois (C1) :

- C1 : Les collines du Tell Constantinois, incluant les montagnes de l'axe Bibans, Hodna et Bellezma.

Secteur Oranais (O) :

- O1 : Les collines du littoral Oranais.
- O2 : Les plaines de l'arrière-littoral Oranais, dont la Macta.
- O3 : Les causses Oranaises, incluant principalement les monts de Tlemcen, les monts de Tessala et Saïda.

Secteur des Hauts-Plateaux (H) :

- H1 : Les hautes plaines de l'ouest, du sud Oranais au sud Algérois.
- H2 : Les hautes plaines de l'est, au sud du Constantinois.

Secteur de l'Atlas Saharien (AS) :

- AS1 : L'Atlas saharien occidental (région d'Aïn Sefra).
- AS2 : L'Atlas saharien central (région de Djelfa).
- AS3 : Les Aurès et l'Atlas saharien oriental (région de Tébessa).

Secteur du Sahara Septentrional (SS) :

- HD : La plaine du Hodna (enclave nord-saharienne).
- SS1 : Le sous-secteur oriental du Sahara septentrional.
- SS2 : Le sous-secteur occidental du Sahara septentrional.
- Le secteur de Sahara central (SC).
- Le secteur de Sahara occidental (SO).
- Le secteur de Sahara méridional (SM).

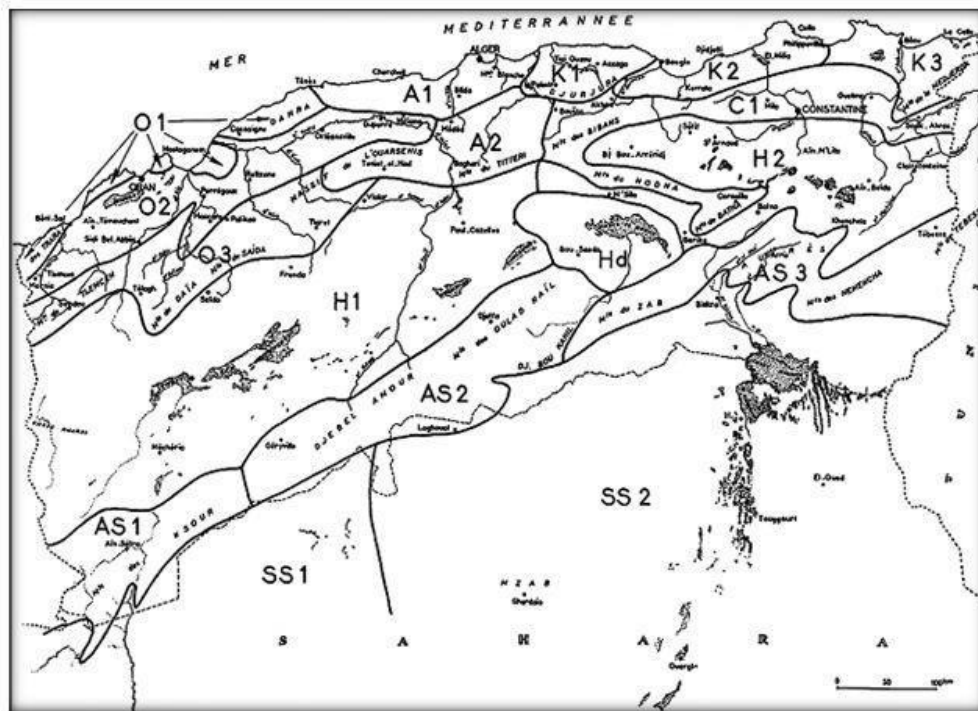


Figure 8 : Les divisions phytogéographiques du nord de l'Algérie selon Quézel et Santa (1962-1963).

3.4. Les causes de dégradation

Entre 1830 et 1955, les forêts algériennes ont diminué de 1 815 000 ha, ainsi de 1955 à 1997, environ 1 215 000 hectares ont disparu. En partie, cette perte découle de la vulnérabilité de la forêt algérienne exposée à diverses formes de dégradations (Bouhraoua et al., 2019). Au-delà de sa fragilité, plusieurs éléments participent à la détérioration. Effectivement, en Algérie, les régions forestières vierges sont extrêmement rares ; l'abattage d'arbres, les feux récurrents et le surpâturage représentent principaux facteurs responsables de la régression et de la déforestation (Aigoun, 2020).

Bien que la pratique du défrichement remonte à l'époque romaine, elle s'est intensifiée pendant la période coloniale et persiste encore aujourd'hui. Entre 1893 et 1941, l'expansion des cultures coloniales a entraîné la disparition de 116 000 hectares de forêt (R.N.E., 2000). L'expansion de L'agriculture sous l'état colonial sur les zones de plaine et les bas versants a provoqué le déplacement de la paysannerie défavorisée vers les piémonts limitrophes des forêts (Kouba, 2005).

Actuellement, les communautés vivant en montagne, dépourvues de terrains agricoles, persistent à effectuer le labour dans divers endroits de la forêt : bords, clairières, sommets... Concernant le pâturage en milieu forestier, cette pratique est courante et parfois même promue par l'autorité forestière, étant donné que les animaux contribuent à réguler la croissance des couches d'arbres et de plantes herbacées hautement inflammables. Toutefois, la pratique courante de surpâturage, qui entraîne une consommation excessive, y compris des jeunes sujets, et auto-régénération forestières, Épuise les milieux, détériore les zones de parcours et accélère l'érosion, Il est souvent compliqué d'évaluer le nombre et l'effectif des troupeaux à l'échelle des forêts. Dans les régions montagneuses, l'élevage de bovins demeure la pratique la plus courante.

Selon une étude de 2003, parmi 1 200 000 bovins recensés, 80% sont localisés dans les régions montagneuses forestières (Nedjraoui, 2003). Il est toutefois important de souligner que les besoins du bétail dépassent largement les ressources fourragères disponibles dans les pâturages forestiers. Pour finir, il est à noter que les massifs montagneux du nord Algérien sont tapissés de forêts méditerranéennes, qui se caractérisent par une adaptation séculaire aux incendies encouragés par un matériel inflammable et hautement pyrophile (résineux, sous-bois extrêmement denses...). L'augmentation des incendies de forêt peut s'expliquer par des causes naturelles ou accidentelles telles que la foudre, l'excès de chaleur et la sécheresse, la combustion de broussailles ou encore les feux de champs.

Parmi tous les éléments de détérioration, les feux sont ceux qui causent le plus de ravages. De 1860 à 1915, plus de deux tiers du domaine forestier algérien, soit une superficie de 1 827 000 hectares, a été ravagé par des incendies, entraînant la destruction totale de 4 à 5 % des terrains boisés (DGF, 2017) D'après le Direction Générale des Forêts (DGF, 2017), on ne dénombre pas moins de 655 630 hectares de forêts, broussailles et maquis qui ont été ravagés par le feu entre 1985 et 2000. L'année 1994 a été signalé comme le plus haut niveau de dommages causés par les incendies, s'élevant à 271 246 hectares, dont 113 850 hectares (743 départs de feu) sont d'origine intentionnelle.

4. Répartition géographique du Chêne vert.

4.1. Le chêne vert en méditerranée.

Le chêne vert (*Quercus ilex* L.) est un arbre typiquement originaire du bassin méditerranéen, particulièrement présent dans la partie septentrionale de cette région ainsi que dans le bassin de la Loire (Kefif, 2021). En dehors de son aire principale, il est également cultivé et parfois naturalisé, notamment en France septentrionale et dans le sud de l'Angleterre (Tutin et al., 1964). Sa plasticité écologique lui permet ainsi d'occuper des milieux variés et de s'adapter à des conditions climatiques contrastées, ce qui explique son extension au-delà des zones méditerranéennes strictes (Pardo, 2005).

L'aire de répartition du chêne vert est particulièrement vaste. Selon Boudy (1950) cette essence s'étend depuis la Chine et l'Himalaya jusqu'à la Grande-Bretagne et atteint même les confins sahariens (Boudy, 1950). Toutefois, il demeure avant tout une espèce méditerranéenne, occupant l'ensemble du bassin (Seigue, 1985a). Dans sa partie occidentale, il connaît une extension remarquable, couvrant plus de 7,5 millions d'hectares (Martin-Gousset et al., 2019). Cette large distribution témoigne de son rôle écologique majeur et de son importance dans la structuration des paysages méditerranéens (figure 9).

Le chêne vert est principalement installé à l'étage méso-méditerranéen, mais il peut pénétrer dans le thermo-méditerranéen, notamment dans les vallées. Plus rarement, on le rencontre dans le supra-méditerranéen, en mélange avec des chênes caducifoliés.

En France, il se développe surtout sur les coteaux calcaires méditerranéens du Vaucluse, de la Drôme, des Bouches-du-Rhône, du Gard et de l'Hérault. Vers le nord, il remonte la vallée du Rhône jusqu'à Vienne et forme des peuplements sur les contreforts méridionaux du Massif central. À l'ouest, il atteint le littoral atlantique, les rives de la Gironde, le Poitou et l'île de Noirmoutier.

En Espagne, il constitue l'essence forestière la plus représentative, couvrant environ trois millions d'hectares. Plus d'un million d'hectares sont exploités en futaies claires pour la production de glands (≈ 1000 kg/ha), tandis que le reste est traité en taillis pour le charbon et le bois de chauffage. Il colonise la Catalogne, le versant sud des Pyrénées jusqu'à 1500 m

Chapitre I : Situation des forêts du pourtour méditerranéen

d'altitude, et se répand largement en Andalousie où il occupe 702 000 ha de futaies et 1 374 000 ha de taillis.

Au Portugal, les formations de chêne vert sont similaires à celles de l'Espagne. L'espèce est très répandue, particulièrement au sud du Tage et dans la région de l'Estrémadure.

En Italie, le chêne vert est souvent associé à d'autres essences forestières. On le rencontre aussi bien sur le versant adriatique que sur le versant tyrrhénien, notamment en Toscane. En Calabre, il peut s'élever jusqu'à 1700 m d'altitude. En Sardaigne et en Sicile, il est cultivé pour la production de glands.

Au Maghreb, la diffusion du chêne vert remonte à la fin du Tertiaire, lorsque les échanges floristiques entre l'Europe et l'Afrique se sont intensifiées. Les conditions climatiques régionales – irrégularité des pluies, proximité du Sahara et sécheresse estivale – ont façonné des peuplements adaptés capables de supporter quatre mois de sécheresse aux vents chauds.

Au Maroc, il forme de vastes massifs dans le Moyen Atlas, souvent purs, reliés au Grand Atlas par une bande continue allant de Taza à Tassout. Le massif de Debdou, dans le Maroc oriental, prolonge les forêts des monts de Tlemcen en Algérie. Dans le Rif, le chêne vert apparaît généralement sous forme de taillis.

En Tunisie, on le trouve en sous-étage dans les forêts de pin d'Alep, ou parfois en peuplements purs mais de faible qualité, souvent exploités en taillis.

En Libye, la présence du chêne vert reste contestée et il est souvent confondu avec *Quercus coccifera*.

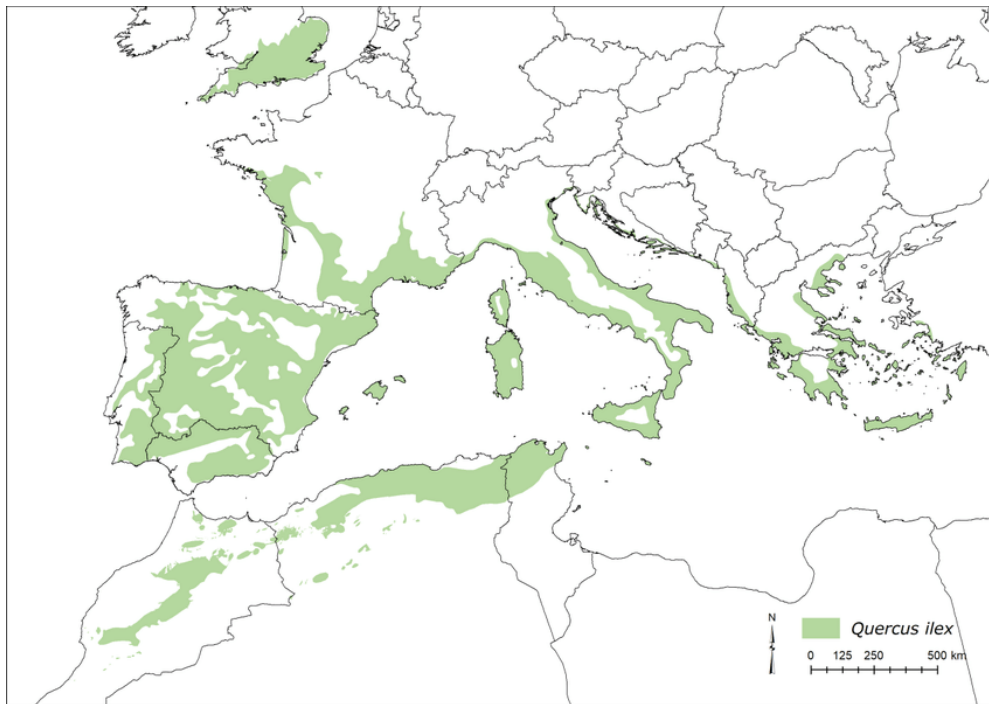


Figure 9 : Distribution géographique de *Quercus ilex* .L dans le Bassin méditerranéen (D'après (Barbero and Loisel, 1980)).

4.2. Le chêne vert en Algérie

En Algérie, la superficie potentielle du chêne vert est estimée à près de 1 807 000 ha (Quezel et al., 1990) (figure 10). Cependant, cette essence a connu une forte régression au cours du temps : en 1955, elle occupait encore environ 700 000 ha (Boudy, 1948), alors qu'actuellement, sa superficie est réduite à 354 000 ha, dont seulement 108 200 ha considérés comme productifs (Bouzahar et al., 2021; Dahmani-Megrerouche, 1996a)

Le chêne vert se rencontre sous forme de peuplements, depuis la frontière tunisienne jusqu'à la frontière marocaine, et depuis le nord algérien jusqu'à l'Atlas saharien. Cette large répartition illustre sa capacité d'adaptation, mais ses peuplements sont souvent fragmentés et affectés par la pression anthropique (Bouzahar et al., 2021).

Dans l'est du pays, le chêne vert apparaît fréquemment en mélange avec le pin d'Alep, constituant des peuplements mixtes qui caractérisent plusieurs massifs (Bocio et al., 2004; Zavala, 1999). Dans la région centrale, ce type d'association se poursuit sur les versants de l'Atlas Méridjien, où les boisements, souvent dégradés, témoignent d'une forte pression humaine et pastorale (Meddour et al., 2017).

À l'ouest, le chêne vert occupe d'importantes superficies, notamment dans les régions de Tiaret, Frenda et Saïda. Les grandes forêts de Hassasna sont aujourd'hui dominées par des taillis dégradés, succédant aux vieilles futaies de Tlemcen (forêts de Khemis, Ouled Nhar, Béni Boussaïd et Ras El Asfour). Ces formations ont fait l'objet de travaux sur leurs caractéristiques structurales et leur dynamique de régénération (Dilem, 1995).

Dans l'Atlas saharien, le chêne vert subsiste soit en mélange avec le pin d'Alep, comme dans les forêts de Djelfa, soit sous forme de taillis clairs et très dégradés dans les Monts d'Aflou, le Djebel Amour, les Monts des Ksour et le Djebel Touila, près d'Aïn Sefra (Meddour et al., 2017).

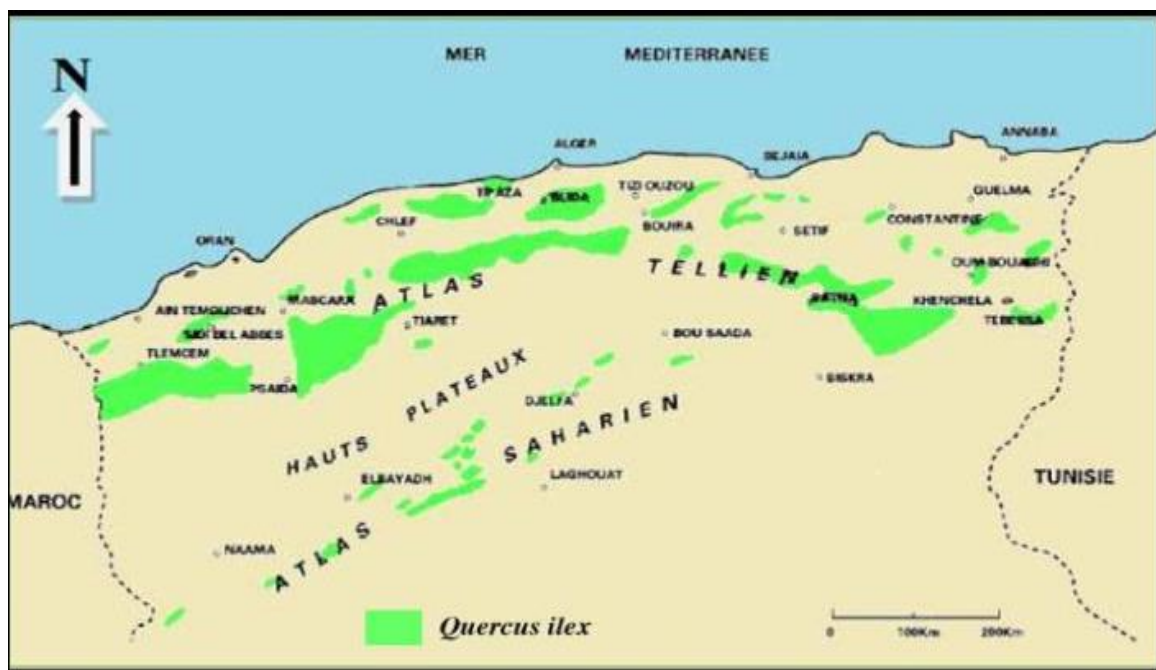


Figure 10 : Répartition du chêne Vert (*Quercus ilex*) en Algérie Source (Haichour, 2009)

4.1.2. La structure des chênaies algériennes

La structure des chênaies à chêne vert en Algérie est fortement influencée par les conditions écologiques et les pressions anthropiques. Selon Dahmani-Megrerouche (1996), elles présentent une grande hétérogénéité, allant de peuplements denses et relativement bien conservés à des taillis fortement dégradés. Cette diversité structurelle reflète à la fois la plasticité écologique de l'espèce et les multiples usages qui lui ont été imposés (Dahmani-Megrerouche, 1996b; Haichour, 2009).

Les futaies anciennes sont rares mais encore observables dans certaines forêts de montagne, notamment en Kabylie et dans l'ouest algérien. Elles se caractérisent par des arbres de grande taille, à houppier développé, formant un couvert dense favorable à la régénération et à la protection des sols (LINRA, 1992) (Madiouni, 2008).

La forme la plus répandue demeure cependant le taillis simple ou dégradé, issu de l'exploitation traditionnelle du bois de chauffage et du charbon de bois. Ces peuplements sont généralement bas, clairsemés, avec une faible couverture végétale et une régénération naturelle compromise (Dilem, 1995).

Dans certaines régions, on observe des peuplements mixtes, où le chêne vert est associé au pin d'Alep (*Pinus halepensis*) ou au thuya de Berbérie (*Tetraclinis articulata*). Ces formations traduisent des dynamiques forestières particulières, souvent liées aux perturbations anthropiques et aux contraintes climatiques locales (Benabdeli, 1996b).

Enfin, plusieurs auteurs (Bouzahar et al., 2021; Liiv et al., 2025) soulignent que la structure actuelle des chênaies algériennes tend vers une simplification progressive. La perte des futaies au profit des taillis appauvris constitue un indicateur clair de dégradation, nécessitant des actions de gestion et de restauration adaptées.

4.2.2. Les facteurs de dégradation des chênaies algériennes

Les chênaies à chêne vert en Algérie connaissent depuis plusieurs décennies une dégradation continue. Cette évolution résulte de la combinaison de facteurs naturels et surtout anthropiques, qui affectent la structure, la régénération et la productivité de ces forêts (Dahmani-Megrerouche, 1996b)

4.2.2.1. Le pâturage excessif

Le surpâturage constitue l'un des principaux facteurs de régression. Les troupeaux, principalement caprins, consomment les jeunes rejets et empêchent ainsi la régénération naturelle. Dans plusieurs régions comme Saïda et Djelfa, cette pression pastorale a conduit à des formations en taillis clairs, peu productifs (Djebbouri and Terras, 2022; Kefifa, 2015).

4.2.2.2. Les incendies récurrents

Les feux de forêts, qu'ils soient d'origine accidentelle ou volontaire, aggravent la fragilisation des peuplements. Le chêne vert possède une certaine capacité de régénération post-incendie grâce aux rejets de souche, mais la répétition des feux à court intervalle épuise ce potentiel et favorise la régression des surfaces boisées (Bouzahar et al., 2021; Djellouli et al., 2024).

4.2.2.3. L'exploitation abusive du bois

L'exploitation traditionnelle pour le bois de feu et le charbon de bois a transformé de nombreuses futaies en taillis. Cette pratique, encore répandue dans certaines zones rurales, contribue à l'appauvrissement structurel et à la simplification des peuplements (Dilem, 2022).

4.2.2.4 La conversion et l'urbanisation

La mise en culture des terres forestières, notamment en zones de piémont et de plaines, ainsi que l'urbanisation dans les régions périurbaines (Mitidja, Constantine, Tlemcen) participent à la réduction des superficies initiales. Ces changements d'occupation du sol fragmentent les massifs forestiers et accentuent leur vulnérabilité (Benabdellah *et al.* 2010).

4.2.2.5. Le changement climatique

Enfin, le changement climatique accentue la dégradation, à travers l'augmentation des sécheresses estivales, la variabilité des précipitations et la récurrence des vents chauds sahariens. Ces conditions réduisent la vigueur des arbres adultes et accentuent leur sensibilité aux perturbations anthropiques (Bouzahar et al., 2021)

Présentation de la zone d'étude

Présentation de la zone d'étude

1. Situation géographique de la wilaya de Saïda

La wilaya de Saïda, qui se trouve dans la région géographique entre l'Atlas tellien et les hauts plateaux, est délimitée naturellement au sud par le chott Chergui. Localisée dans le nord-ouest de l'Algérie (figure 11), elle s'étend sur une surface de 6765,40 km² (D.P.A.T 2010).

Elle est limitée par plusieurs autres wilayas, conférant ainsi un emplacement stratégique dans la. Au nord, elle a pour voisin Mascara, et au sud, El-Bayadh est son limitrophe. À l'ouest, elle partage une frontière avec Sidi Bel Abbes, tandis qu'à l'est, elle est voisine de la wilaya de Tiaret. Sa localisation lui procure une variété de paysages et de possibilités économiques.

La wilaya de Saïda compte six daïras regroupant un total de 16 communes, pour une population de 344 455 habitants (D.P.A.T. de 2010). Elle se caractérise par son appartenance à un espace agro-sylvo-pastoral (Djebbouri, 2020).

Cette configuration lui confère un rôle d'interface entre les wilayas steppiques du sud et les wilayas telliennes du nord. En effet, la wilaya de Saïda s'étend sur deux zones naturelles distinctes : au nord, le versant tellien de l'Atlas, et au sud, les hautes plateaux steppiques (Djebbouri, 2020).

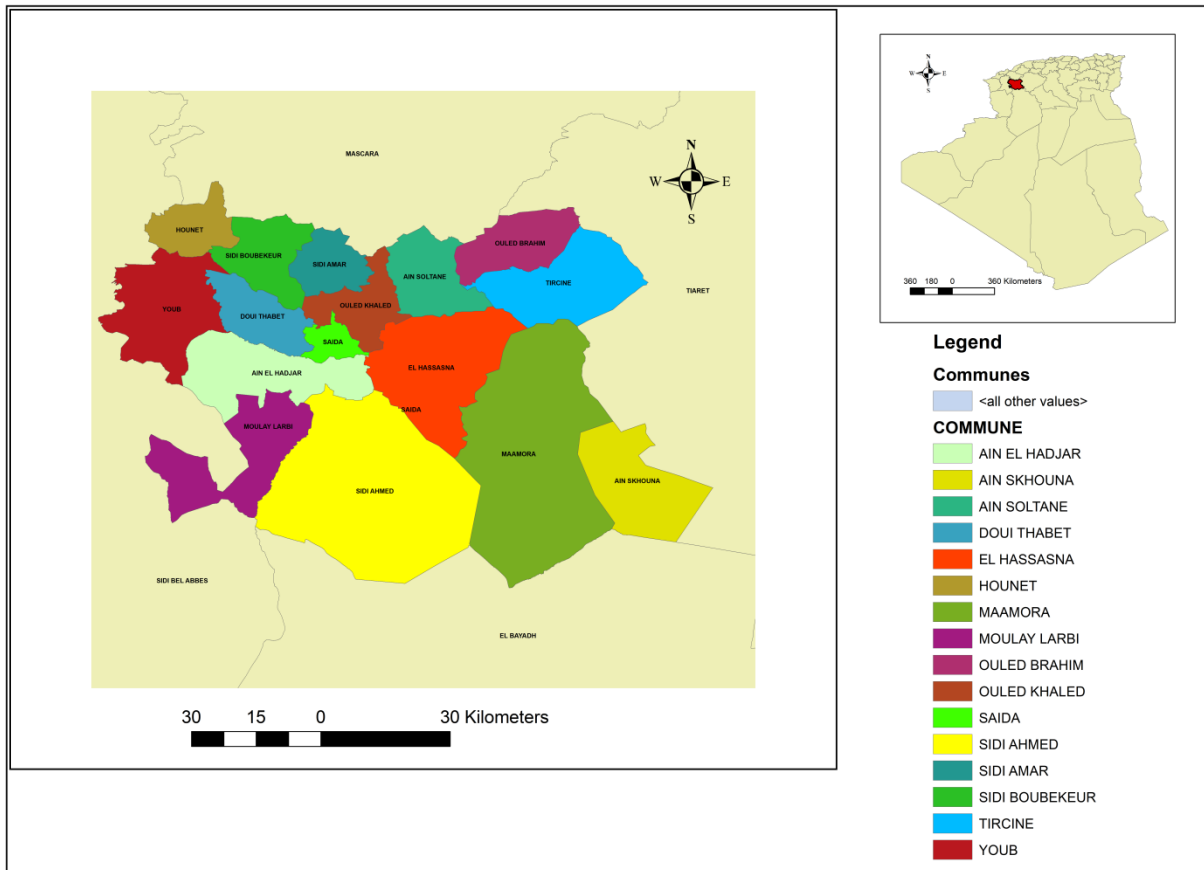


Figure 11 : Localisation et découpage administratif de la wilaya de SAIDA (DJELLOULI, 2025).

1.1. Climat.

La région de Saïda est caractérisée par un climat méditerranéen, relevant de l'étage bioclimatique semi-aride à hiver frais (Figure 12). Les précipitations y sont modestes et irrégulièrement réparties, variant entre 300 et 370 mm par an. Le régime climatique se distingue par deux phases contrastées : une période humide et fraîche en hiver, suivie d'une saison sèche et chaude en été.

En été, la région connaît fréquemment des épisodes de pluies torrentielles, accompagnés de variations notables des températures. Les mois de janvier et février enregistrent les températures les plus basses de l'année, atteignant en moyenne 3,3 °C, tandis que juillet et août sont les mois les plus chauds, avec des températures pouvant atteindre 35,5 °C. Le vent dominant souffle majoritairement du nord-ouest (NW), mais durant la saison estivale, le sirocco vent chaud et sec en provenance du sud se manifeste régulièrement. Ce dernier peut intensifier le phénomène d'érosion éolienne, notamment dans les zones dépourvues de

- **À l'ouest et au nord-ouest** : le territoire est limité par **les Monts de Daïa**, marqués par les crêtes des Djebels Tazenaga, Tennfeld, Nser et El Assa.
- **Au nord et au nord-est** : s'élèvent **les Monts de Saïda**, qui comprennent les lignes de crête des Djebels Yehres, Bel-Hadj, Bel Aoued, Mekhnez et Touskiret.
- **À l'est** : la limite est représentée par **le Djebel Sidi Youssef**, situé à l'extrémité orientale du massif des Monts de Saïda, bien qu'il s'en détache légèrement vers le sud.
- **Au sud et au sud-ouest** : le territoire s'ouvre sur **les vastes étendues steppiques**. Ici, il n'existe pas de frontière naturelle nette ; la transition vers les plaines se fait progressivement, sans rupture géographique marquée.

La wilaya de Saida présente un cadre physique qui correspond au tell occidental et aux hautes plaines steppiques occidentales en général, avec plus de précision sur des plateaux ondulés tels que les Monts de Frenda, de Saida, de Daïa et de Tlemcen. Ces derniers dominent la partie nord des bassins intérieurs tout en s'inclinant progressivement vers les hautes plaines steppiques. Leur forme tabulaire se distingue du relief des chaînes présentant la structure complexe de l'Atlas Tellien. Ces massifs telliens (aussi appelés atlas tabulaire) exposent, sous les strates de calcaires du Jurassique, le socle primitif anciennement plissé, métamorphisé et aplani.

En Algérie, il ne se manifeste que par deux fenêtres d'érosion : Ghar Rouban, au sud-ouest de Tlemcen, et Tifrit, au nord-est (Labani, 2005).

1.3. Géologie

D'après les études réalisées par le SATEC (1976) et Mekahli (1988), la structure géologique de la zone étudiée est constituée de formations appartenant à différentes époques géologiques (Figure13). Les terrains jurassiques, qui présentent un intérêt hydrologique majeur, y sont largement prédominants. À la base, on retrouve le Trias volcanodétritique, imperméable, sur lequel reposent les dolomies du Jurassique moyen et inférieur. Ces dernières forment des aquifères importants. Elles sont recouvertes par des dépôts détritiques du Callovo-Oxfordien et du Mio-Pliocène, caractérisés par une faible perméabilité. Une karstification intense a été déterminée par la tectonique des dolomies, l'érosion ayant auparavant exposé la dolomie due au décapage des terrains détritiques avant la formation de la karstification.

Formation marneuse du Toarcien : La formation marneuse du Toarcien se caractérise par une couche stratigraphique d'épaisseur réduite, généralement comprise entre 6 et 15 mètres, ce qui lui confère une influence notable sur le plan hydrogéologique. Elle joue un rôle de barrière imperméable entre les unités dolomitiques. Le profil géologique observé dans la région de l'oued Mimouna, qui présente des similitudes avec celui de Modzab, témoigne de l'augmentation de l'épaisseur de cette formation toarcienne à Ain Balloul. Cette évolution est corroborée par l'occurrence de calcaires siliceux bajociens tout au long de la route Balloul–Takhmeret.

Formation Aoleno-Bajocien : La formation Aoleno-Bajocien est essentiellement constituée de roches dolomitiques, souvent recristallisées dans leurs parties supérieures. Son épaisseur varie en général entre 50 et 70 mètres, avec des cas atteignant jusqu'à 150 mètres. Sur le plan lithologique, ces formations carbonatées présentent une forte affinité avec l'unité des carbonates de Zerzour.

Formation du Bajocien-Bathocien : est fréquemment rencontrée. Du point de vue stratigraphique, elle est constituée exclusivement de calcaire, de calcaire dolomitique et de dolomites. La couche des carbonates de Zerzour a une épaisseur approximative de 50 mètres. Les deux composantes carbonatées citées constituent une source majeure d'eaux souterraines, la continuité de cette stratification est brisée à certains endroits par l'insertion des strates bigarrées de Sidi Youcef.

Formation du Callovien–Oxfordien : est constituée d'un ensemble argilo-gréseux, avec des niveaux calcaires localisés, reposant directement sur les dolomies aaléniennes. Les argiles et marnes accompagnent des couches de grès, attribuées au Callovien moyen. De plus, le niveau argileux complexe, qui s'étend jusqu'à la partie supérieure de l'Oxfordien, est associé à d'importants grès blanchâtres à structure feuilletée argileuse.

Formation Lusitanien–Kimméridgien : Le Lusitanien, composé de grès interstratifiés avec des niveaux carbonatés et argilo-sableux, représente une formation dominante dans la région étudiée, tandis que le Kimméridgien est peu ou pas représenté. Dans l'ensemble de la zone analysée, on observe la présence de dolomie cristalline massive originaire de la région de Tlemcen.

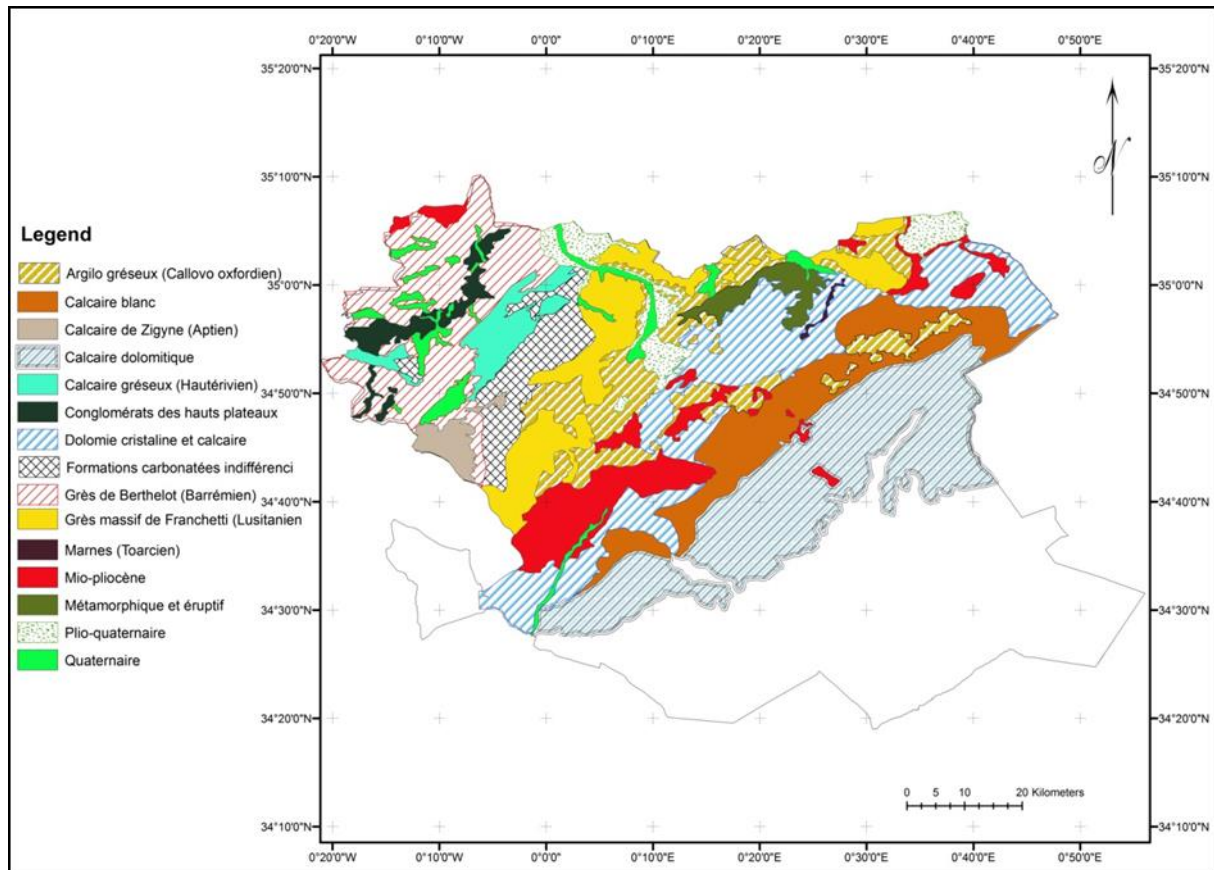


Figure 13 : Carte des formations géologiques de la région de Saïda (source : SATEC, 1976 modifiée).

Tableau 5 : types de paysage et formes du relief (SATEC, 1976).

Relief	Type de paysage selon la morphologie, la lithologie et le sol	Géomorphologie et géodynamique actuelle
Versant	Ensemble de terrains composés de grès et d'argiles	Modèle : collines à pentes modérées à fortement inclinées, marqué par une dissection prononcée. Dynamique : processus érosifs actifs au sein des terres agricoles, incluant érosion en rigoles, glissement de sol et déplacements massifs
	Formations des dépôts sur roches dolomitiques cristallisées et calcaires du Jurassique	Modèle : pente de montagne escarpée, avec affleurements rocheux ou roches sub-affleurantes. Dynamique : érosion faible à négligeable sous couvert forestier ou broussailleux.
	Formations situés sous les grès massifs de Franchetti, comprenant des couches carbonatées et des niveaux argilo-sableux.	Modelé : pentes montagneuses abruptes avec des corniches gréseuses formées par la structure géologique. Dynamique : érosion très faible en présence de couvert végétal forestier ou arbustif.
	reposant sur les formations volcaniques de Tifrit	Modelé : pente abrupte de montagne. Dynamique : érosion quasi inexistante grâce à la couverture forestière et broussailleuse.
Plateaux	Repose sur des roches dolomitiques cristallisées et calcaires.	Modelé : plateau karstique modérément faiblement vallonné. Dynamique : altération chimique principale liée à la dissolution du calcaire en milieu karstique.
	Reposant sur des dolomies et calcaires recouverts d'altérites superficielles (altérites)	Modelé : plateau karstique faiblement à modérément ondulé. Dynamique : érosion chimique liée aux processus

		de dissolution karstique
Dépression Cuvettes	Reposant sur des roches dolomitiques cristallisées et calcaires	Modelé : surface inclinée résultant à la fois de l'érosion et de l'accumulation, avec une pente douce, localement entaillé par des versants plus raides. Dynamique : écoulement étalé de l'eau en surface entraînant une érosion en nappe.
	Sur terrasses et plaines alluviales	Modelé : formations d'accumulations alluviales, anciennes ou récentes. Dynamique : transit sédimentaire, érosion des berges (sapement) et dépôts alluviaux (atterrissements).

2. Présentation de la forêt domaniale d'EL HASSASNA :

2.1. Situation géographique :

La forêt domaniale d'EL HASSASNA est Située au Nord-Est de la ville de Saïda, à 16 km du chef-lieu de la wilaya (figure 14), représentée trois groupes domaniaux (selon l'arrêter du 03/01/1951) et une superficie totale de 28 124.50 ha.

Selon le plan juridique du foret domanial d'EL HASSASNA cette foret est divisée en quatre cantons (tableau 6).

Tableau 6 : les contons de la forêt domanial d'EL HASSASNA

Douar	N° des groupes	Nom des cantons	Superficie des cantons (ha)
HASSASNA	Gr domanial n° 1	Ben Traïf	4 750 .40
	Gr domanial n° 1et 03	Djbel Rekressat	5 301.30
	Gr domanial n° 1,2 et 3	Tagouria	9 008.10
	Gr domanial n° 1	Djbel Harchoun	10 113.40

Cette forêt s'étend sur les communes d'El Hassasna et de Maamora. Elle est délimitée au nord par les communes de Tircine et Aïn El Soltan, au sud par la zone steppique de Maamora, à l'est par la wilaya de Tiaret et à l'ouest par des terrains agricoles privés (figure 14).

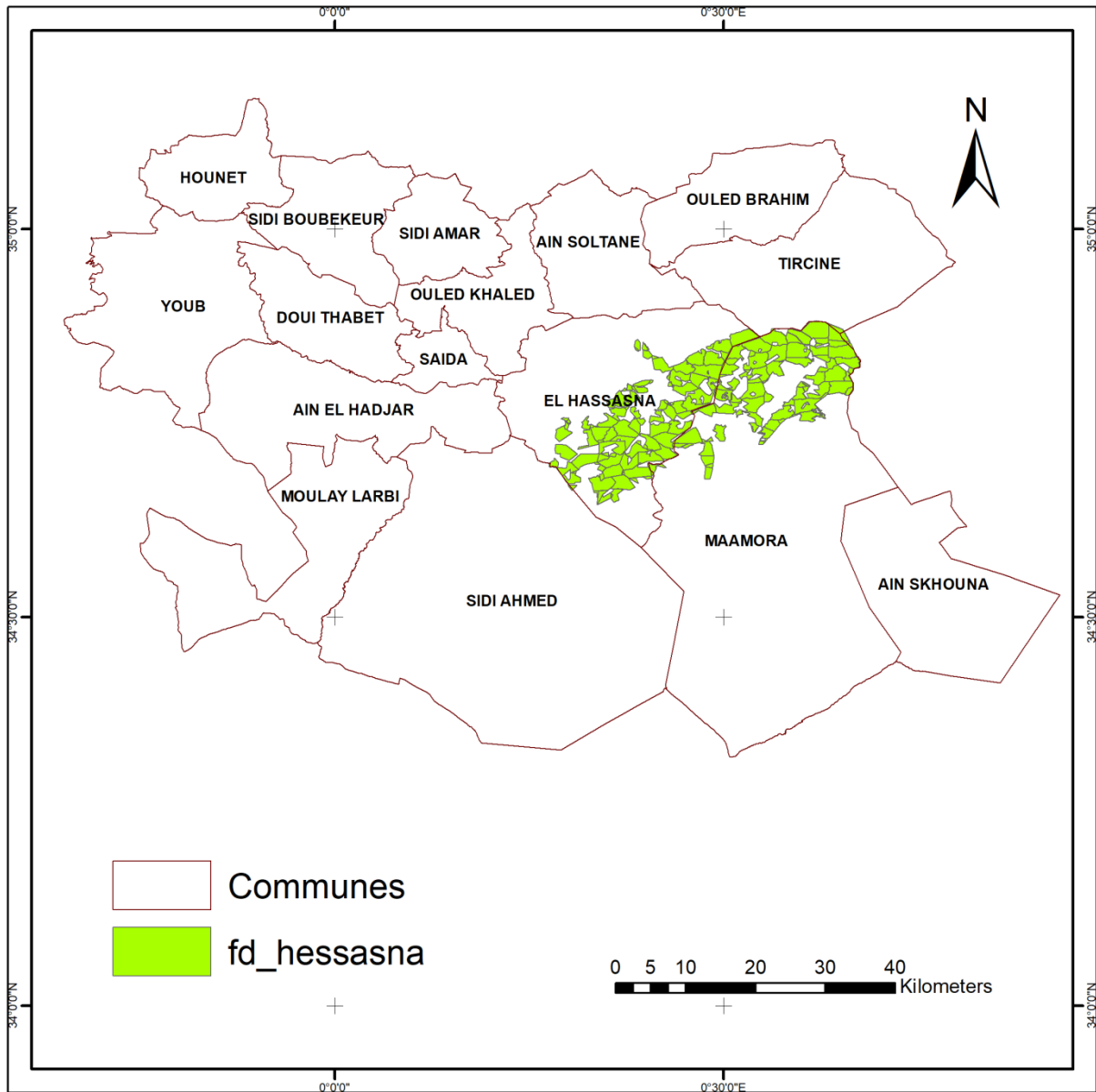


Figure 14 : Carte de situation de la forêt domaniale d’El Hassasna (Djellouli 2025).

2.2. Le sol

Les études en pédologie, cartographie et phytoécologie menées dans la zone (S.A.T.E.C., 1976; Terras, 2011c) montrent que les variétés de sols observées sont (Figure 13) :

2.2.1. Les sols de la zone d’étude :

La forêt domaniale d’EL HASSASNA représente les types de sols suivants (figure 15):

- Les lithosols sur versants.

- Les lithosols et sols fersailiques.
- Sols fersiallitiques des dépressions sur dolomies.
- Sols iso humiques.

2.2.1.1. Les lithosols

Ils sont assez étendus et se trouvent sur presque tous les versants dépouillés. Ces sols, généralement peu épais (moins de 20 cm), laissent parfois place à des affleurements rocheux. Ils sont parfois recouverts d'une broussaille ou d'un maquis fortement dégradé. Au-delà des expositions de la roche d'origine calcaire, grès ou dolomie, on observe une forte érosion par ravinement.

2.2.1.2. Les sols halomorphes

On les trouvera dans la région de Chott Chergui, de faible épaisseur, dotés d'une texture limoneuse et recouverts d'une flore halophile. Ils ont également peu d'importance pour l'exploitation agricole.

2.2.1.3. Les sols hydro-morphes

Ils se trouvent uniquement dans la région steppique. Ils possèdent une texture dense et ont une profondeur limitée (de 20 à 50 cm). Les exploitants agricoles utilisent ces terrains pour semer des céréales.

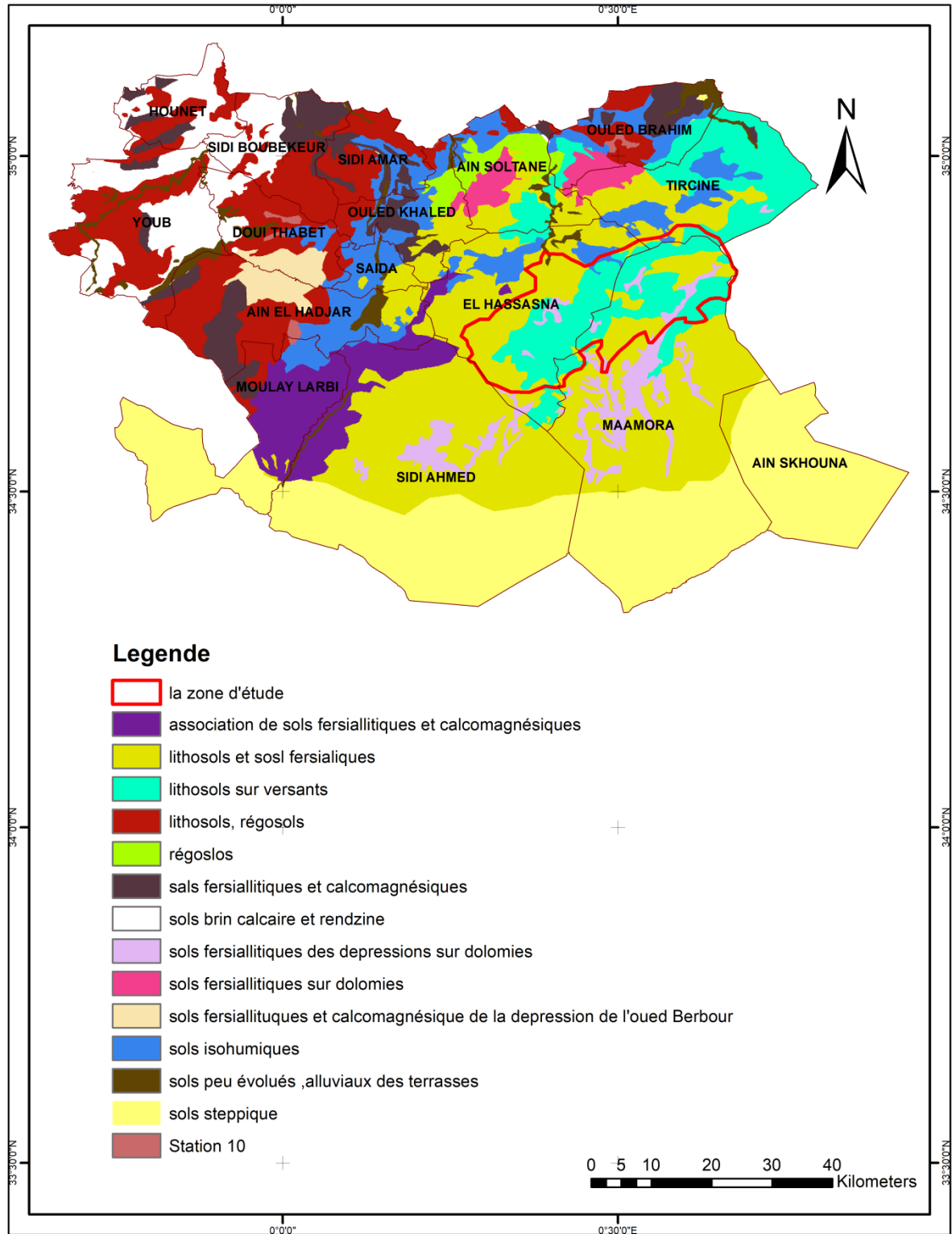


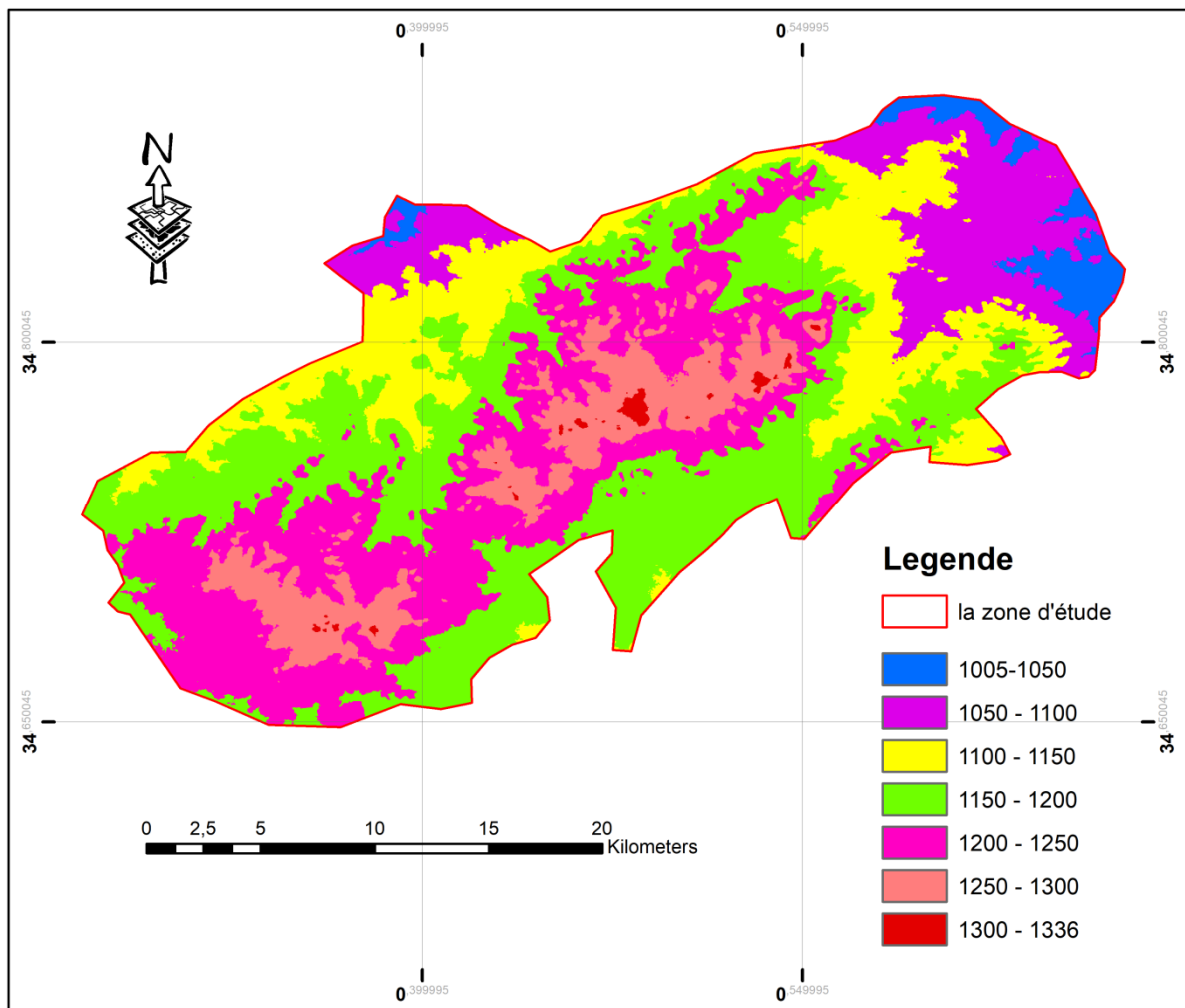
Figure 15 : Carte pédologique de la wilaya de Saida ((S.A.T.E.C., 1976) modifiée).

2.3. Caractéristiques du milieu physique :

L'analyse qualitative et quantitative de la végétation requiert une connaissance approfondie des caractéristiques écologiques de la station, notamment l'orographie, le type de sol, les conditions climatiques et les activités socio-économiques propres à la zone étudiée.

2.3.1. Altitude :

D'après la carte hypsométrique, la forêt d'El Hassasna se caractérise par un relief varié, principalement rocheux. Elle couvre une superficie totale d'environ 54 000 hectares, avec une altitude comprise entre 1005 à 1336 m, pour une altitude moyenne de 1200 m (figure 16). Elle est représentée par les points les plus élevés de la wilaya de SAIDA.



2.3.2. Les pentes :

La carte des pentes met en évidence six classes de déclivité qui caractérisent le relief de la zone étudiée. Elle distingue trois grandes zones : la zone de montagne, la zone de piémonts et la zone de plaine. En adoptant un intervalle de classes de 3 % (selon la méthode française) (figure 17).

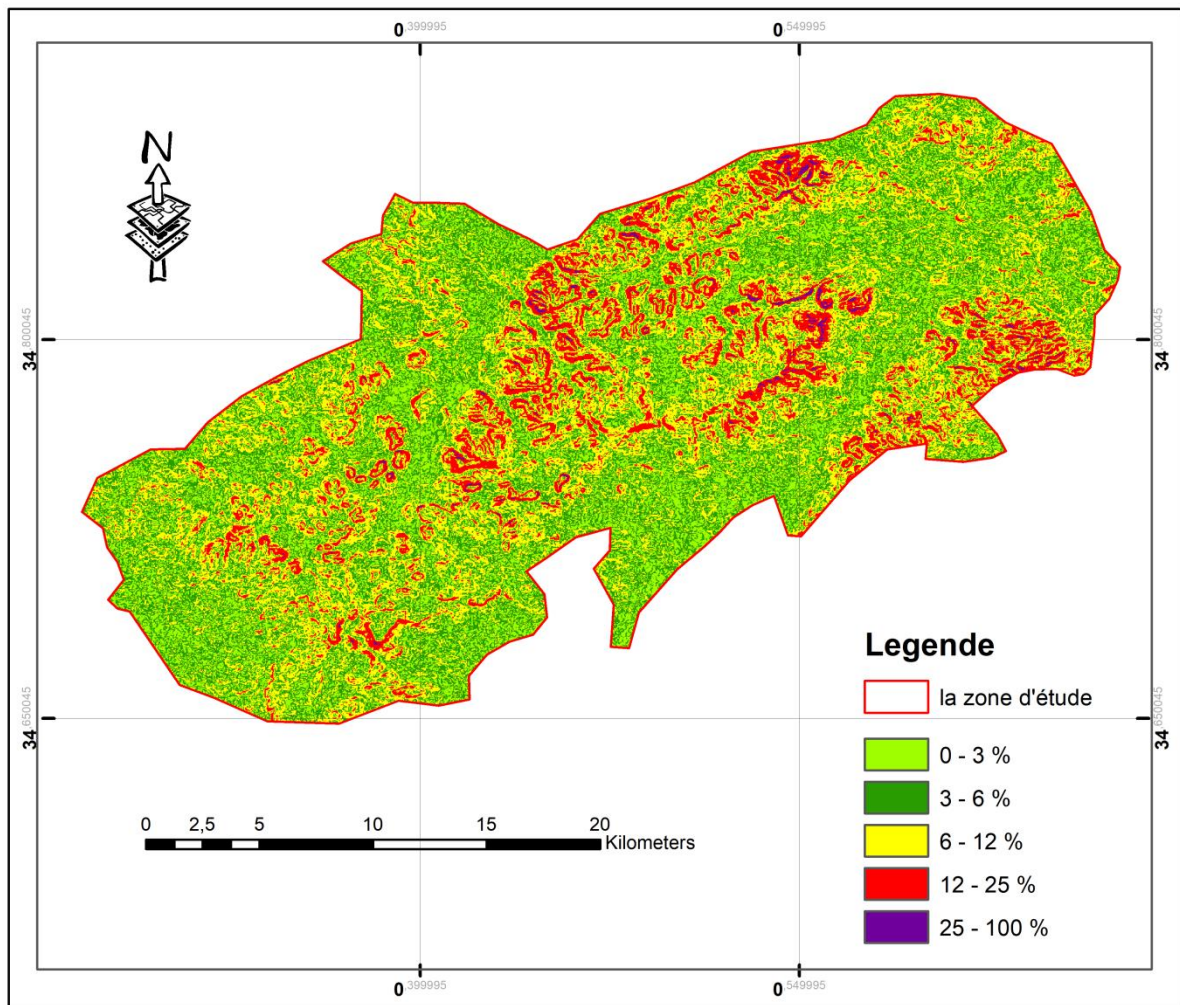


Figure 17 : Carte des pentes de la zone d'étude (Djellouli 2025)..

Plus de 30 % du territoire présente des pentes faibles (0 % à 3 %), typiques des fonds de vallées, des plaines, des zones d'épandage des oueds et des piémonts inférieurs. Environ 25 % de la surface est marquée par des pentes modérées (3 % à 15 %), correspondant principalement aux versants inférieurs de collines, djebels et zones légèrement accidentées. Le reste du territoire (environ 25 %) est constitué de fortes pentes (supérieures à 25 %),

particulièrement marquées dans la partie orientale. Ces zones, correspondant aux vastes piémonts et aux sommets montagneux, sont sujettes à une érosion active des sols (figure 17).

2.3.3 Exposition

L'exposition joue un rôle clé dans la répartition des précipitations, l'ensoleillement, l'humidité, et, par conséquent, dans la distribution et le comportement des plantes. La zone d'étude présente une orientation variée couvrant toutes les directions et sous-directions. Les zones exposées à l'est et au sud bénéficient d'un ensoleillement important, tandis que celles orientées vers le nord reçoivent une humidité accrue. Ces deux facteurs influencent directement le type de végétation et les modes d'utilisation des sols dans la région étudiée (figure 18).

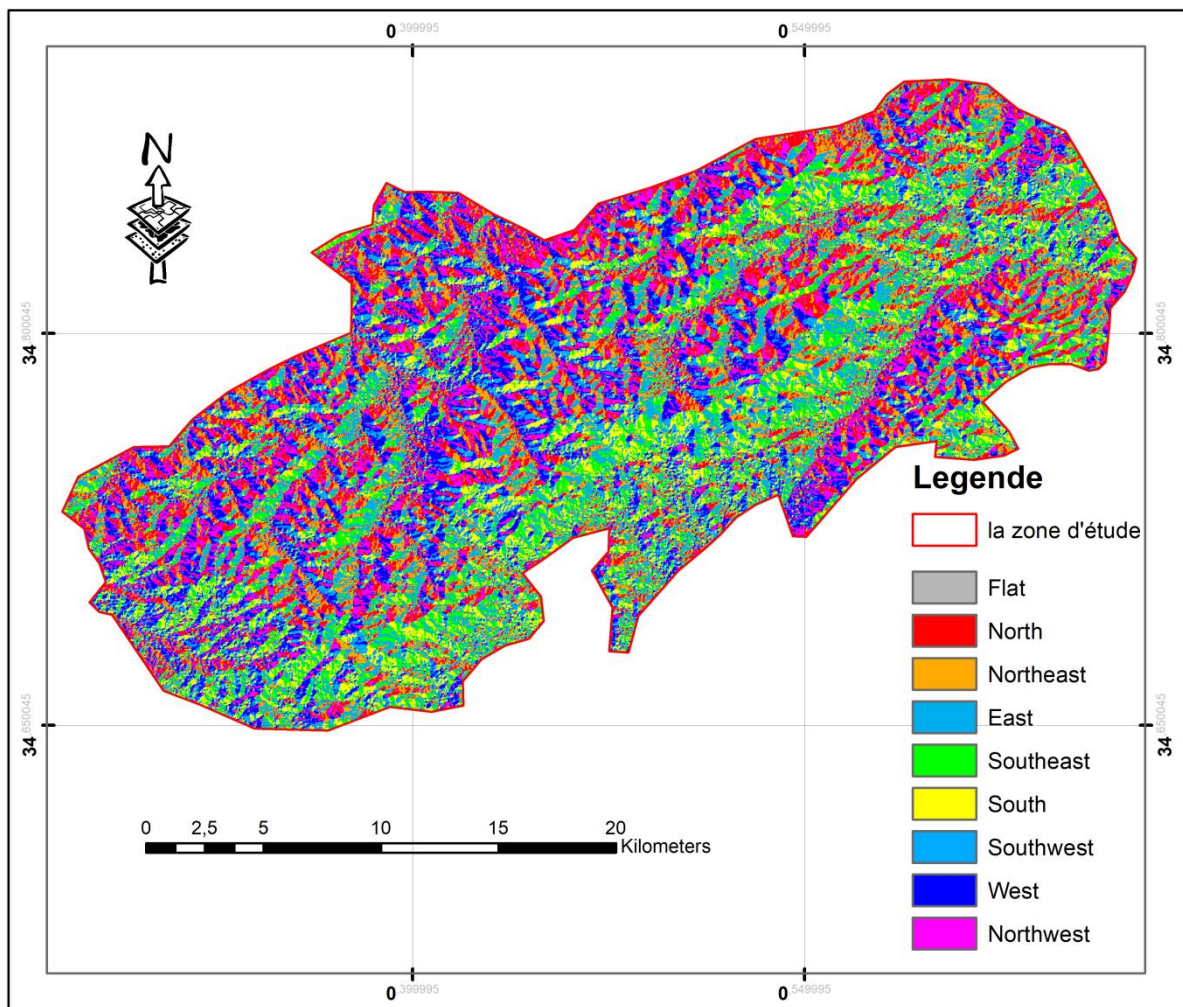


Figure 18 : carte d'exposition de la zone d'étude (Djellouli 2025) .

2.4. Hydrologie

Le réseau Hydrographique de la wilaya de Saida qui prend naissance à une altitude de plus de 1300 m réunit trois Bassins versants qui se démarquent dans deux espaces distincts (D.H.W, 2009) (Figure 19).

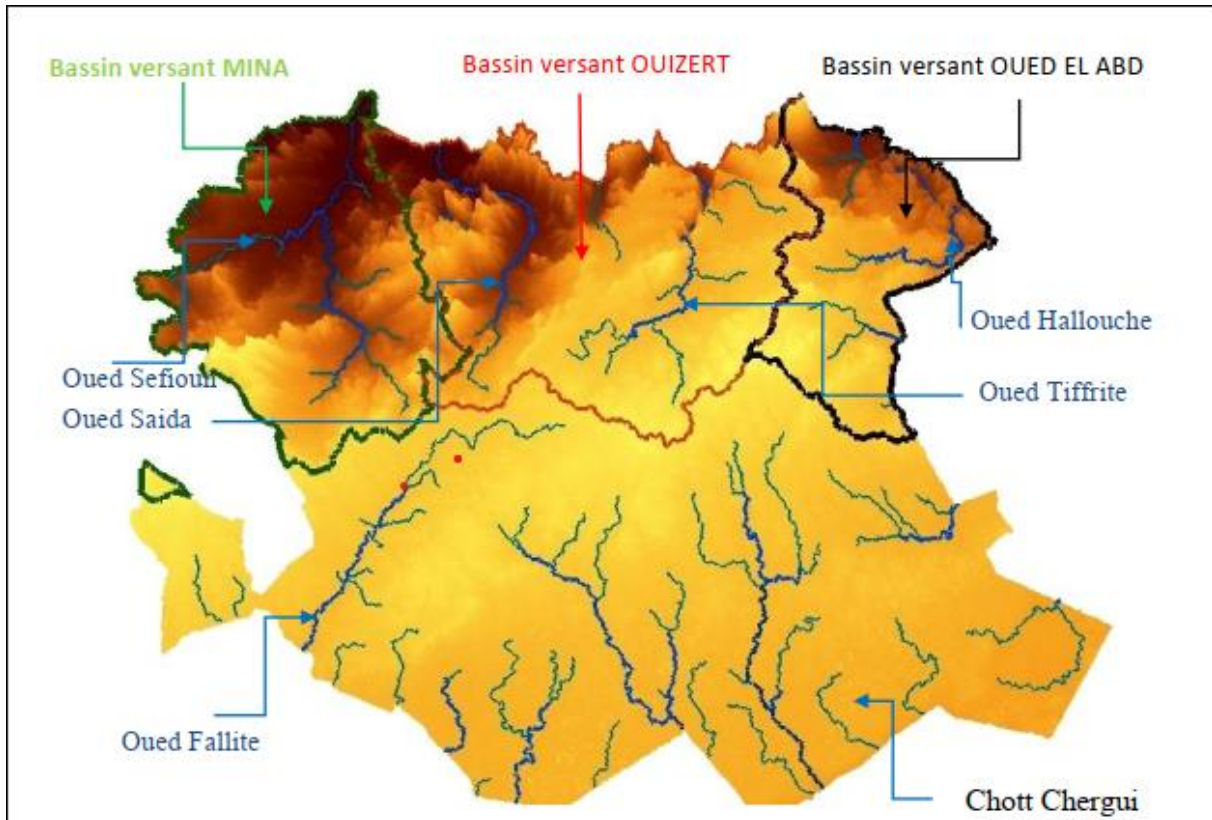


Figure 19 : Carte du réseau hydrographique de la wilaya de Saida (Djebbouri, 2020).

La zone d'étude se situe à la transition entre les Hauts Plateaux et le Tell, ce qui lui confère une position stratégique sur le plan hydrologique. Elle correspond également à la zone la plus élevée de la wilaya marquant le point de départ de plusieurs bassins versants, notamment ceux de Ouizert et de l'Oued El-Abd, ainsi que des bassins ouverts vers le Chott Chergui (figure 20).

Par ailleurs, cette région constitue la source de deux vallées principales : l'oued Halloush, qui s'inscrit dans le bassin de l'oued El-Abd, ainsi que l'oued Tifrit, qui alimente le bassin de Ouizert. Ces vallées jouent un rôle important dans le drainage des eaux de surface et participent à la structuration du paysage local, tant sur le plan écologique qu'hydrologique.

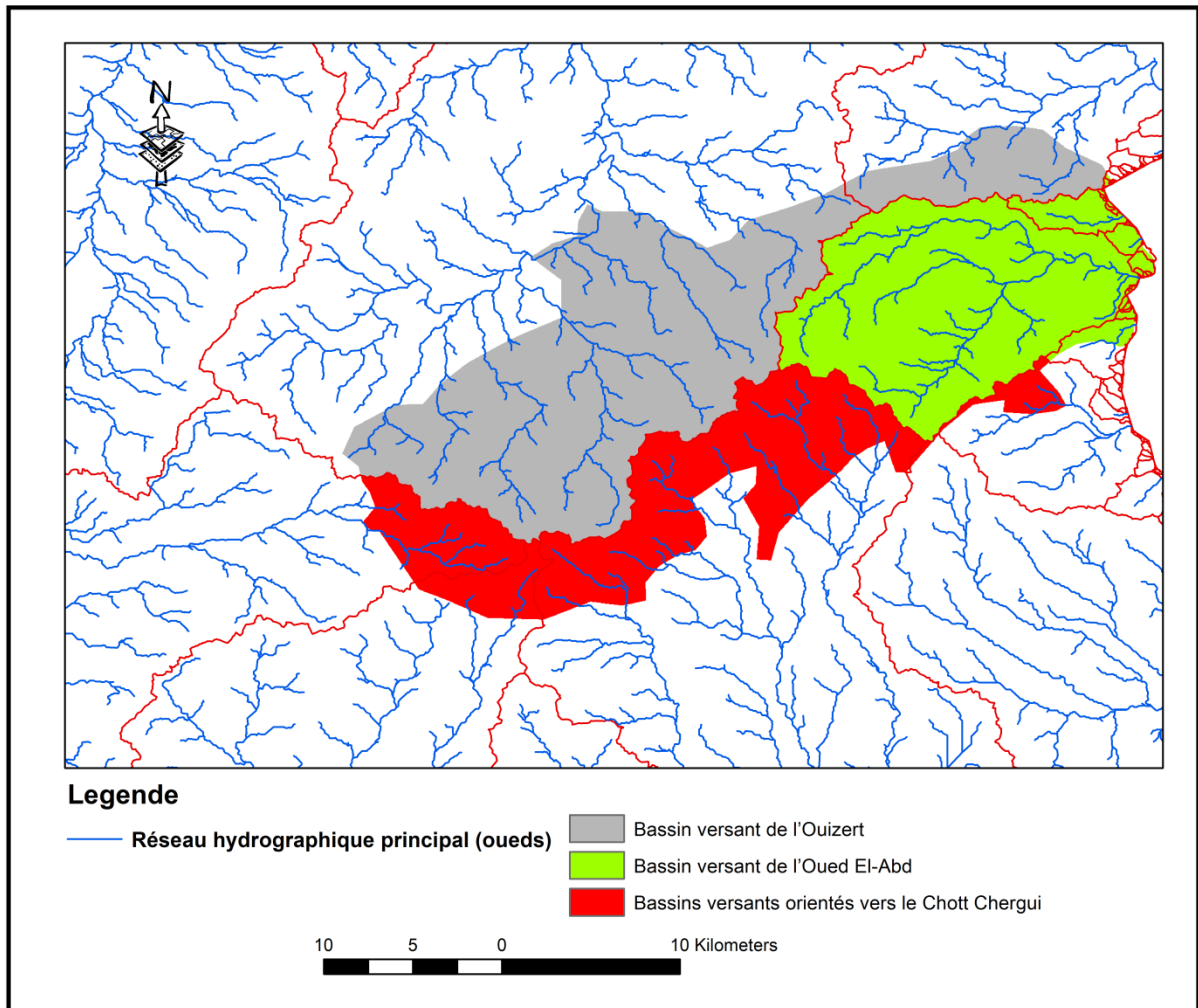


Figure 20 : Principaux bassins versants de la zone (Djellouli 2025).

2.5. Etude climatique

De nombreux chercheurs ont approfondi leurs études sur le climat algérien, parmi eux Bagnouls, Gaussen (1953), Emberger (1955), Stewart (1985), Bottner (1981), Le Houerou (1995) Et Benabadli Et Al. (1996). Ces recherches s'accordent sur l'incorporation du climat algérien dans le contexte climatique méditerranéen, marqué par une saison estivale sèche et chaude, et une saison hivernale fraîche et pluvieuse.

Notre analyse bioclimatique se base sur des informations s'étalant sur une durée de 37 ans, de 1985 à 2022. Cette étude va permettre de mettre en parallèle les résultats de cette période

récente avec ceux de la période plus ancienne étudiée par SELTZER (1946), couvrant une durée de vingt ans (1918-1938).

2.5.1 Les Précipitations

Les précipitations principale ressource pour la production de biomasse, est fournie par les précipitations qui se caractérisent par :le volume, l'intensité et leur fréquence. Ces caractéristiques peuvent changer selon le jour, le mois et même l'année (Yan et al., 2015). Habituellement, les pluies en Algérie sont principalement influencées par le relief. En effet, les facteurs climatiques fluctuent selon l'altitude, la direction des chaînes montagneuses et l'exposition (Kadik, 1987).

D'après les relevés météorologiques de la station de Rebahia, wilaya de SAIDA (tableau 7), la quantité moyenne annuelle de précipitations est d'environ 338,82 mm/an. Le mois de novembre est celui qui enregistre le plus haut niveau de précipitations, avec une moyenne mensuelle maximale de 40.87 mm. Toutefois, juillet est le mois qui enregistre le moins de précipitations, avec une moyenne mensuelle minimale d'environ 22 mm. Selon (SELTZER, 1946), la moyenne annuelle entre 1913 et 1938 était de 430 mm/an a Saida.

Tableau 7 : Moyennes mensuelles des précipitations (1985-2022).

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc	Total
P(mm)	40,87	36,97	40,85	38,33	24,5	9,5	2,2	3,5	34,5	35,3	38,9	33,4	338,82

2. 5.1.1. Le régime pluviométrique

L'observation du régime des précipitations aide à comprendre la distribution saisonnière de ces dernières, ce qui entraîne inévitablement des conséquences significatives sur le plan écologique et agricole. Le tableau 8 illustre les précipitations saisonnières.

Tableau 8 : Comparaison du régime pluviométrique de la région d'étude entre la période de SELTZER et la période récente.

Périodes	Hiver	Printemps	Eté	Automne	Pluviométrie totale	Régime pluviométrique
1913-1938	118	80.4	36.6	122.9	430mm	AHPE
1985-2022	111.24	103.68	15.2	108.7	338.82mm	HPAE

D'après l'analyse comparative, la pluviométrie annuelle est passée de 430 mm (1913-1938) à 338,82 mm (1985-2022), soit une baisse de plus de 20 %, accompagnée d'un changement du régime pluviométrique de type AHPE vers HPAE .Ce glissement saisonnier traduit une réduction des pluies automnales et une forte diminution estivale (36,6 mm → 15,2 mm), accentuant la sécheresse durant la période la plus critique pour la végétation. Si les précipitations printanières montrent une légère augmentation, elles ne compensent pas la baisse générale, confirmant une tendance nette à l'aridification

2. 5.2. Les températures

Selon les données relevées par la station météorologique de Rebahia (wilaya de Saïda) entre 1985 et 2022 (tableau 9), les trois types de températures (maximale, minimale et moyenne) présentent une hausse en été et une baisse en hiver. Les températures mensuelles moyennes culminent à 27,1 °C en juillet, mois le plus chaud, et chutent à 8,3 °C en janvier, le mois le plus froid. Sur la période 1985-2022, la température moyenne annuelle s'établit à 16,6 °C, enregistrant une hausse de 0,25 °C par rapport à la période 1913-1938.

La température moyenne maximale annuelle durant la période 1985-2015 est de 23,6 °C, en augmentation de 0,3 °C par rapport à celle observée entre 1913 et 1938. Le mois de juillet reste le plus chaud, avec une température maximale moyenne de 36,1 °C (1985-2022), très proche de celle enregistrée au cours de la période 1913-1938 (36,2 °C).

L'amplitude thermique, c'est-à-dire la différence entre les températures extrêmes minimale et maximale, est significative : elle varie de 2,9 °C à 36,1 °C, soit une amplitude de 33,1 °C sur la période 1985-2015.

La température, notamment dans ses extrêmes (minima et maxima), joue un rôle déterminant dans le développement et la répartition des espèces végétales et animales.

Tableau 9 : Variations de la température mensuelle en fonction du mois (période 1985-2022).

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc	Total
T°max	13.6	15.3	18.1	20.5	25.3	31.5	36.1	35.5	30.3	24.4	18.1	14.5	23.59
T°min	2.9	3.7	5	6.5	10	14.5	17.9	18.4	15	11.4	7	4.2	11.6
T°moy	8.3	9.5	11.55	13.5	17.65	23	27.1	26.9	22.6	17.9	12.55	9.35	16.65

2.5.3. Indice de continentalité simplifié selon Rivas-Martinez (2002)

La continentalité fait référence à un groupe de caractéristiques climatiques définies par une diminution des influences maritimes à l'intérieur des terres (Tableau 10). D'après Emberger (1945), le cycle de vie des plantes se déroule entre deux extrêmes thermiques : la moyenne des températures minimales du mois le plus froid (m) et la moyenne des températures maximales du mois le plus chaud (M). L'amplitude thermique annuelle est représentée par l'indice de continentalité simple, qui est exprimé en degrés Celsius. Il correspond à la différence entre la température moyenne du mois le plus élevé en chaleur et celle du mois le plus bas en température de l'année (Emberger, 1945).

$$IC = T_{\max} - T_{\min}$$

- IC : Indice de continentalité
- Tmax : Température maximale du mois le plus chaud
- Tmin : Température minimale du mois le plus froid.

Tableau 10: Indice de continentalité

Type	Sous type	IC
Hyperocéanique (IC = 0 à 11)	Fortement hyperocéanique	0 – 4
	Eu - hyperocéanique	4,1 – 8
	Faiblement hyperocéanique	8,1 – 11
Océanique (IC = 11 à 21)	Semi - hyperocéanique	11,1 – 14
	Eu - océanique	14,1 – 17
	Semi - continental	17,1 – 21
Continental (IC = 21 à 65)	Sous - continental	21,1 – 28
	Eu- continental	28,1 – 46
	Hyper-continental	46,1 – 65

Le secteur défini est exposé à un climat continental, comme l'indique un indice de continentalité calculé $IC = 32,6^{\circ}C$ (tableau 12), et plus précisément à un sous-type Eu - continental. En comparaison avec les données de Selzter (1946) où T_{max} était de $36,2^{\circ}C$ et T_{min} de $2,6^{\circ}C$, l'écart thermique est passé de $33,6$ à $32,6^{\circ}C$, enregistrant une augmentation d'un degré.

Tableau 11 : Type de climat de la région d'étude Période (1913- 1938)-(1985- 2022).

Période	M	m	M-m	Type de climat
1913-1938	36.2°	2.6°	33.6°	Continental
1985-2022	35.5°	2.9°	32.6°	Continental

2.5.4. Indice d'aridité de MARTONNE :

L'indice d'aridité de De Martonne est une mesure couramment utilisée en climatologie pour évaluer le degré d'aridité d'une région. Il a été proposé par le géographe français Emmanuel de Martonne en 1926. Cet indice combine les précipitations et la température pour offrir une estimation simple et efficace des conditions climatiques d'une zone.

Cet indicateur, souvent privilégié pour sa facilité d'utilisation, autorise l'évaluation de la capacité évaporatoire de l'air en se basant sur la température (Guyot, 1997). Son changement indique les ajustements du flux d'eau dans une région spécifique (Hufty, 2001). On définit l'indice annuel d'aridité de la manière suivante :

$$I = \frac{P}{T + 10}$$

I : Indice d'aridité de DE MARTONNE

P : Précipitation moyenne annuelle en mm.

T : Température moyenne annuelle en °C.

D'MARTONNE a proposé ainsi la classification des climats en fonction des valeurs de cet indice (Tableau 12).

Tableau 12 : Classification des climats selon la valeur de l'indice d'aridité D' MARTONNE

Valeur de l'indice	Type de climat
$0 < I < 5$	Hyper de climat
$5 < I < 10$	Aride
$10 < I < 20$	Semi-aride
$20 < I < 30$	Semi-humide
$30 < I < 55$	Humide

Avec les paramètres de la station :

➤ **P** = 338,82 mm.

➤ **T** = 16,65°C.

Nous obtenons un indice d'aridité de **I** = 12.71, ce qui permet de dire que notre région se caractérise par un climat **Semi-aride**. C'est le cas de l'ancienne période avec un indice de I= 16,53.

2.5.5. Indice xérothermique (Gaussen, 1954)

L'indice xérothermique de Gaussen (1954) est un outil utilisé pour évaluer les périodes de sécheresse dans une région, en tenant compte de la relation entre la température et les précipitations. Cet indice est particulièrement utile pour les études agro climatiques, car il

permet de définir les périodes où l'eau disponible pour les plantes est insuffisante (Bagnouls and Gaussen, 1957).

L'indice Ombrothermique de Bagnouls et Gaussen (1952) facilite la comparaison de l'évolution des températures et des précipitations ainsi que du climat entre différents lieux. Selon Bagnouls et Gaussen, un mois est considéré comme sec si les précipitations y sont inférieures à deux fois la température mensuelle : $P < 2T$. Le diagramme ombrothermique, qui illustre clairement les périodes sèches et pluvieuses, découle de la superposition des moyennes mensuelles de température et de précipitations sur un graphique où les mois sont positionnés en abscisse (Chalane, 2017).

Dans cette représentation, chaque degré Celsius est équivalent à 2 mm de précipitations. Ainsi, chaque fois que la courbe des températures dépasse celle des précipitations, une période sèche est observée (Le Houerou, 1995 ; Guyot, 1997). À l'aide de ce graphique, il est aisé de déterminer les périodes sèches ou humides (Hufty, 2001). Selon Le Houerou (1995), la saison sèche est celle où, pour la majorité des plantes, des conditions de stress hydrique se font plus ou moins ressentir et sont plus ou moins constantes.

La saison sèche se définit comme la période durant laquelle la majorité des plantes subissent un stress hydrique plus ou moins intense et prolongé (Le Houérou, 1995).

Les figures 21 et 22 illustrent les diagrammes ombrothermiques de la région d'étude pour les périodes 1913-1938 et 1985-2022, mettant en évidence un allongement notable de cette saison lors de la période récente. Ainsi, de 1913 à 1938, la saison sèche s'étendait de la fin mai à la mi-octobre, soit environ 146 jours (quatre mois et vingt-six jours).

En revanche, pour la période 1985-2022, elle débute dès le mois de mai et se prolonge jusqu'à la mi-octobre, atteignant près de 165 jours (environ cinq mois et demi).

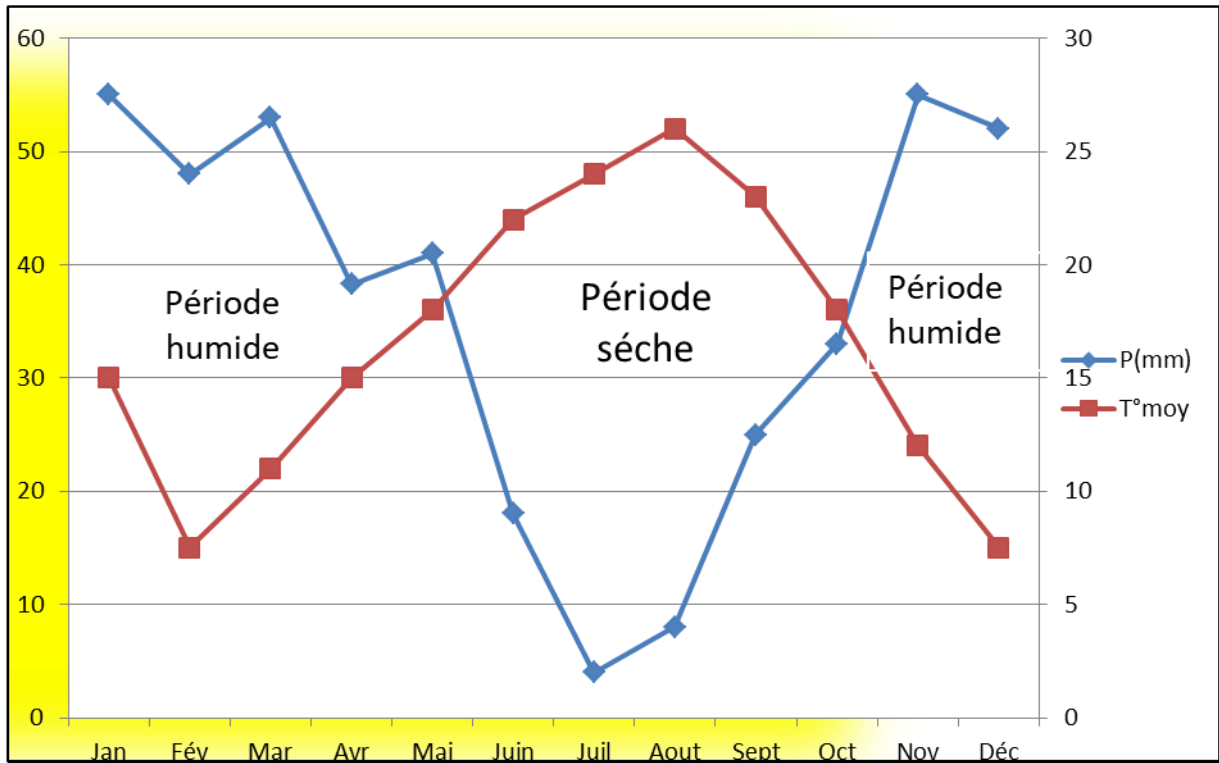


Figure 21 : Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gaussen de la période (1913-1938)

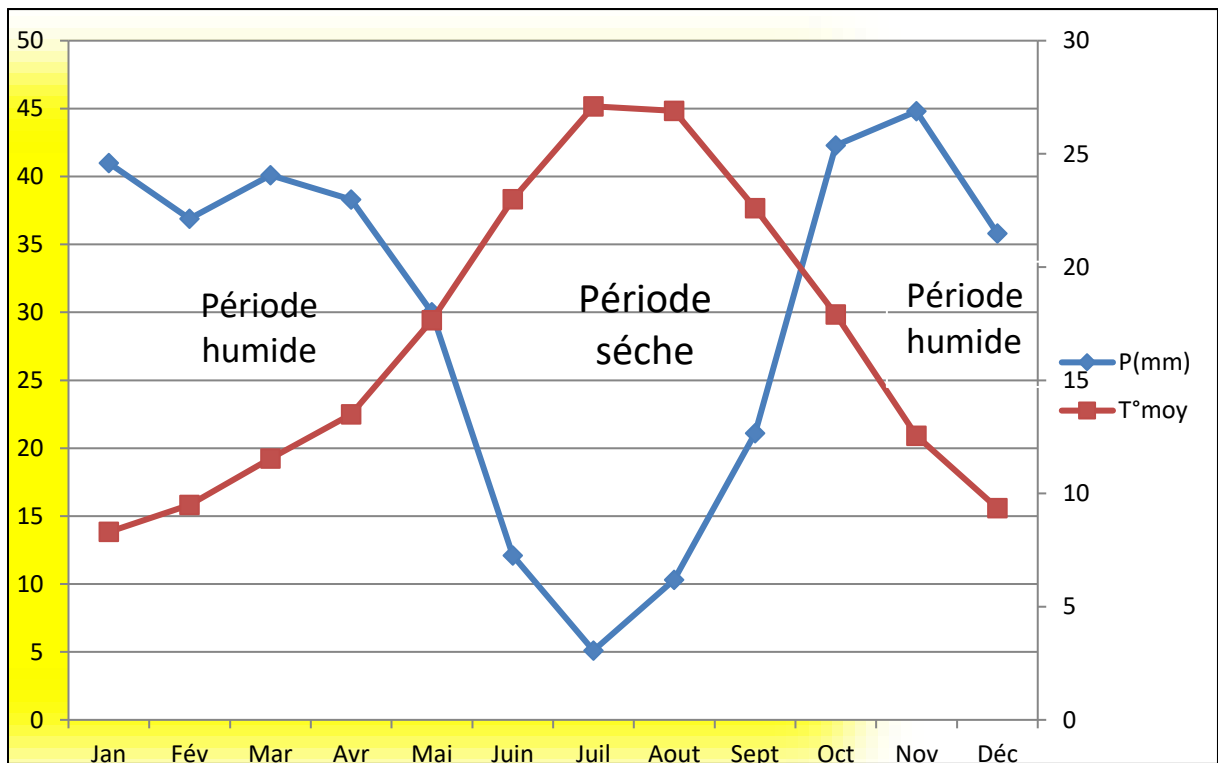


Figure 19: Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gaussen de la période 1985-2022

2.5.6. Le climatogramme d'EMBERGER

Le climatogramme d'Emberger est un outil utilisé en climatologie pour caractériser les types de climats à partir de deux paramètres essentiels : la température et les précipitations. Élaboré par Louis Emberger, botaniste et climatologue français, cet outil a été conçu dans le cadre de ses recherches sur les climats influençant la végétation méditerranéenne.

Particulièrement adapté aux régions méditerranéennes et semi-arides, le climatogramme d'Emberger permet de classifier les climats en fonction de leur capacité à soutenir différents types de formations végétales. Il est largement utilisé en écologie, biogéographie et gestion des milieux naturels pour définir des étages bioclimatiques et orienter les décisions d'aménagement ou de conservation.

$$Q = \frac{1000p}{(M + m)(M - m)}$$

Q : Coefficient pluviothermique d'Emberger, qui mesure l'aridité ou l'humidité.

P : précipitation annuelle (mm)

M : la température maximale du mois le plus chaud en °C

m : la température minimale du mois le plus froid en °C

La formule proposée par **STEWART (1968)** pour calculer le **coefficient pluviothermique** (Q_2) est une adaptation simplifiée et spécifique du coefficient d'Emberger, particulièrement appliquée pour l'Algérie et le Maroc. Elle vise à évaluer les conditions climatiques en intégrant la température et les précipitations, mais sous une forme plus adaptée aux réalités locales de ces régions (tableau 13).

$Q_2 = 3.43 (P/M-m)$ (STEWART, 1968).

Tableau 13 : Classification de la zone d'étude selon le quotient de STEWART.

Période	P(mm)	M-m	Q2	Etage bioclimatique
1913 – 1938	430	33.6°	43.8	Semi –aride frais
1985 – 2022	338.85	32.6°	37.6	Semi –aride frais

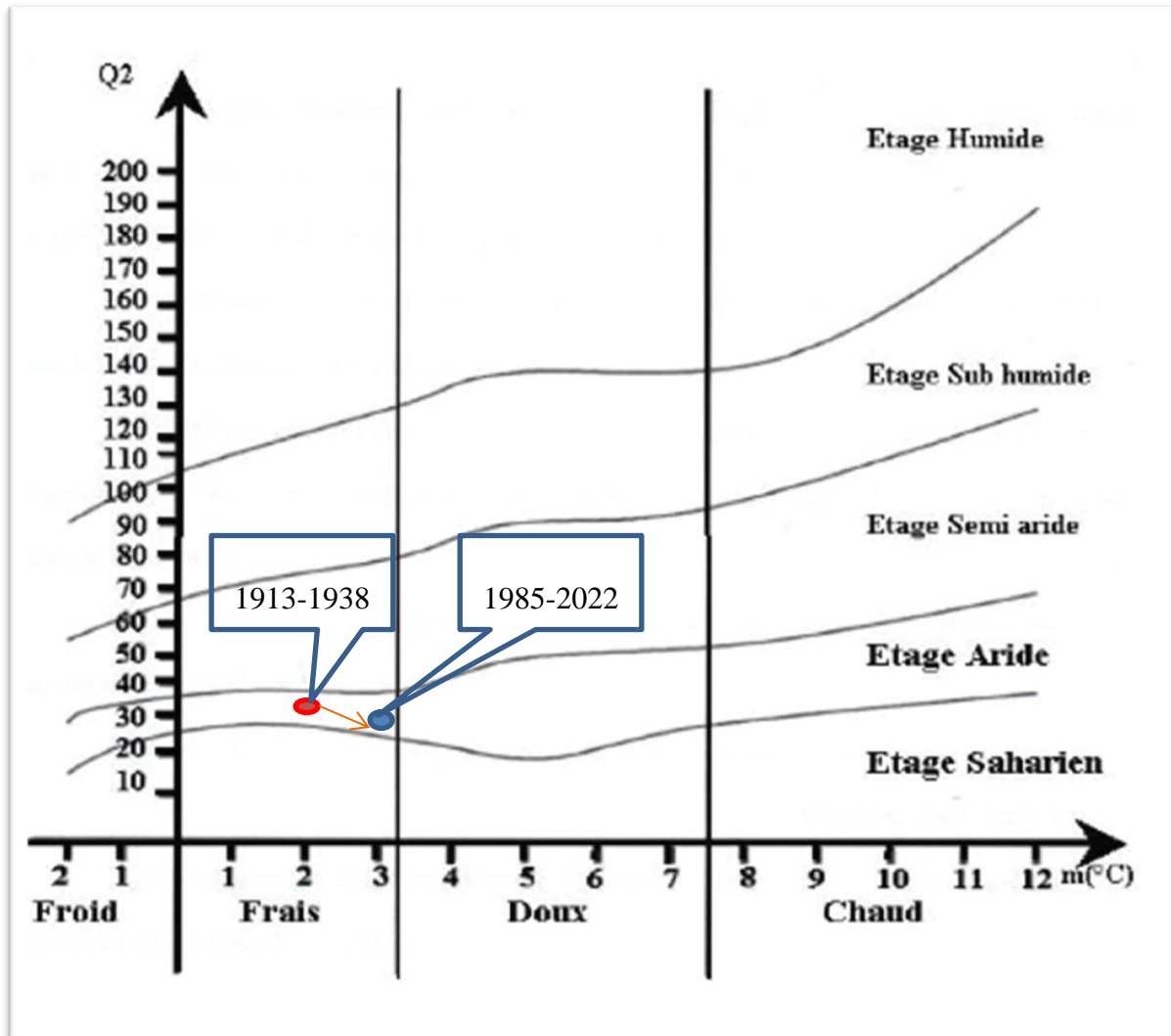


Figure 22 : L'abaque du climagramme d'EMBERGER pour la zone d'étude, couvrant les périodes (1913-1938) et (1985-2015).

Notre zone d'étude se caractérise par un climat méditerranéen marqué par des précipitations faibles et une forte irrégularité à la fois intermensuelle et interannuelle. Ce climat présente des régimes thermiques relativement homogènes, mais fortement contrastés en

raison de son caractère continental (Le Hourerou and de Cooperation Culturelle, 1995). L'appartenance de cette wilaya à l'étage bioclimatique semi-aride accentue cette irrégularité interannuelle des précipitations appelée aussi infidélité du climat méditerranéen (Seigue, 1985b).

Les conditions climatiques de la zone d'étude sont particulièrement sévères, comme en témoigne une diminution des précipitations moyennes annuelles, qui oscillent entre 150 mm et 200 mm par an, et une période sèche prolongée pouvant atteindre plusieurs mois. Les températures enregistrent des écarts importants, avec une maximale élevée en juillet (36°C) et une minimale très basse en janvier (2,9°C).

2.6. Le cheptel

Dans la zone d'étude, comprenant les communes de Hassasna et Maâmora, l'élevage est dominé par les ovins, qui constituent l'écrasante majorité du cheptel. Cette prédominance reflète une orientation pastorale typique des régions à vocation agro-sylvo-pastorale (Labani, 2005).

Le tableau 13 présente la répartition du cheptel dans la wilaya de Saïda (DSA, 2023). Le cheptel total est estimé à 16563 bovins, 662410 ovins et 75179 caprins, confirmant la prédominance nette de l'élevage ovin qui représente la principale ressource pastorale de la région. Les communes de Sidi Ahmed (139 464 ovins, 9 957 caprins), Maâmora (63 880 ovins, 7 887 caprins), Tircine (62 058 ovins, 8 677 caprins) et El Hassasna (67 484 ovins, 9 151 caprins) concentrent les effectifs les plus importants, traduisant une forte pression pastorale sur les parcours forestiers et steppiques. À l'inverse, des communes comme Hounet et Sidi Ahmed affichent des effectifs bovins et caprins plus modestes. Globalement, cette répartition met en évidence une forte charge pastorale, particulièrement en ovins, qui constitue un facteur de pression écologique majeur sur les écosystèmes forestiers, notamment les chênaies vertes et les formations steppiques de la région.

Tableau 14 : Répartition du cheptel de la zone d'étude par commune (source DSA, 2023).

Commune	Bovin	Ovin	Caprin
Saida	927	5633	743
Doui Thabet	749	17286	2557
Ain El Hadjar	2975	40782	5076
Ouled Khaled	1167	32910	2610
Moulay Larbi	978	60609	2439
Youb	637	18837	3482
Hounet	261	10455	1645
Sidi Amar	660	12712	1876
Sidi Boubekour	536	16700	3709
El Hassasna	1353	67484	9151
Maamora	622	63880	7887
Sidi Ahmed	2529	139464	9957
Ain Skhoua	391	40283	2574
Ouled Brahim	549	29160	5924
Tircine	1268	62058	8677
Ain Soltane	961	44157	6872
Total Wilaya	16563	662410	75179

2.7. Type de formations végétales

Une étude de phytoécologie menée a abouti à une composition floristique moyenne assez représentative des divers groupements végétaux dans la zone d'étude (figure 23).

La chênaie verte d'El Hassasna est un groupement dominé par le chêne vert. Il s'agit du groupement le mieux adapté et le plus équilibré pour les conditions du milieu local. Il se présente généralement sous forme de matorral, ou d'un taillis de hauteur modérée, d'environ 3 mètres, en raison de la surexploitation et des incendies répétés. Ce type de végétation abrite une grande diversité d'espèces, constituant la base de toutes les formations forestières de la région (Terras, 2011b) .

Selon Benabdeli (1996), le chêne vert joue un rôle essentiel dans la préservation de la couverture forestière. Le cortège floristique associé à ce type de groupement comprend des espèces telles que *Juniperus oxycedrus*, *Phyllirea media* et *Pistacia lentiscus*. En revanche, les grandes graminées comme l'alfa et le disse occupent un rôle secondaire dans cet écosystème.

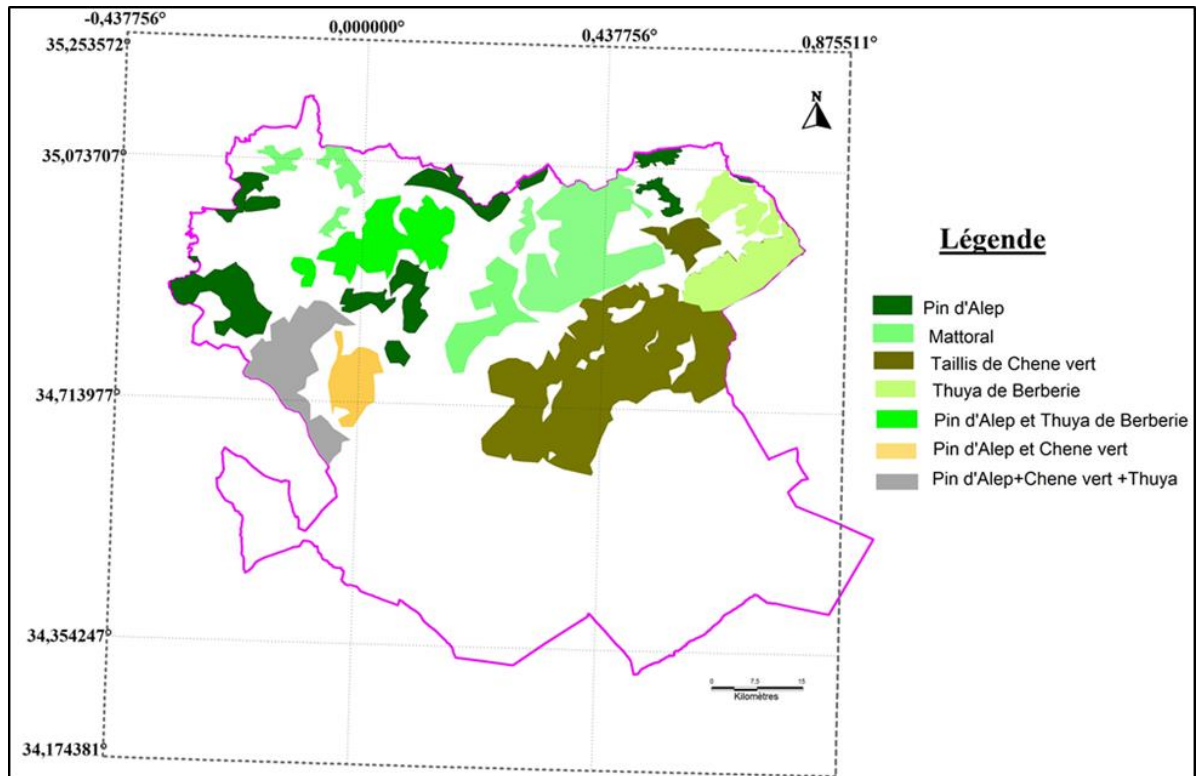


Figure 23 : Carte des groupements forestiers de la wilaya de Saida (Terras, 2011).

***Typologie de la chênaie
verte d'EL HASSASNA***

Typologie de la chênaie verte d'EL HASSASNA

1. Introduction.

La typologie forestière est un outil scientifique permettant de classer les forêts en groupes homogènes selon des critères écologiques, floristiques, climatiques et édaphiques. Elle permet de mieux comprendre l'organisation des écosystèmes forestiers et leurs dynamiques dans l'espace (Kadi, 2000).

En Algérie, la diversité des conditions naturelles notamment le climat, le relief et le sol donnent naissance à une grande variété de formations forestières, allant des chênaies méditerranéennes aux formations steppiques arborées. La typologie permet donc de structurer cette complexité et de mieux orienter les politiques de gestion (Aouissat, 2013) .

Au-delà de leur classification, les forêts jouent un rôle écologique majeur. Elles contribuent à la régulation climatique, à la conservation de la biodiversité, à la protection contre l'érosion et à la séquestration du carbone (Mebarki, 2007).

. Elles représentent également une ressource économique importante pour les populations locales, notamment dans les zones rurales à vocation agro-pastorale (Bouzidi, 2013).

Face à la dégradation croissante des milieux forestiers liée à la pression anthropique et aux changements climatiques, il devient nécessaire de mettre en place des outils de lecture et d'aide à la décision, comme la typologie, pour orienter les actions de conservation et de restauration (Benderradji, 2002).

L'objectif principal de cette étude est de mettre en place une typologie forestière détaillée dans la zone située entre Hassasna et Maâmora, en s'appuyant sur des relevés floristiques et des observations de terrain. Cette typologie permettra de classer les différentes formations forestières selon leurs caractéristiques écologiques et floristiques.

À travers cette approche, il s'agit de délimiter des unités écologiquement homogènes, qui reflètent la réalité du terrain en termes de composition floristique, de structure des peuplements, de densité et de recouvrement végétal. L'analyse prendra en compte des facteurs abiotiques tels que le climat, le sol, la topographie et l'utilisation humaine.

L'étude vise également à fournir un outil d'aide à la gestion des espaces forestiers, en facilitant la planification des actions de conservation, de reboisement, de lutte contre la dégradation et de valorisation des ressources naturelles (Aouissat, 2013; Kadi, 2000; Mebarki, 2007).

2. Définitions

2.1. La typologie forestière

La typologie forestière est une méthode de classification des écosystèmes forestiers fondée sur des critères écologiques, floristiques, structuraux et parfois fonctionnels. Elle vise à identifier des unités homogènes dans le paysage, appelées types forestiers, qui partagent des caractéristiques semblables en matière de composition végétale, de structure du peuplement, de sol, de climat et de dynamique (Kadi, 2000).

En contexte algérien, la typologie prend en compte des facteurs bio-écologiques locaux, tels que la dominance floristique (par exemple : chênaie à *Quercus ilex* ou *Quercus suber*), la structure de la végétation (dense, dégradée, ouverte), le recouvrement végétal, la densité des ligneux, mais aussi des éléments liés à la pression humaine (pâturage, défrichement, incendies) (Aouissat, 2013; Mebarki, 2007).

Il existe plusieurs approches pour établir une typologie forestière :

2.2. La typologie des stations forestières

La typologie fait référence à la reconnaissance et à la description de toutes les catégories de stations présentes dans une chaîne de montagnes ou une zone forestière.

Cette catégorie doit offrir au gestionnaire forestier :

- d'un côté, les composantes, idéalement simples, qui permettent de définir les types de station dans son ensemble (caractérisation ponctuelle ou en vue de la cartographie).
- d'autre coté, des données adéquates pour l'évaluation du potentiel de production (réserve d'eau, niveau de minéraux nutritifs, contraintes principales ou secondaires, etc.) de chacune de ces sortes de stations.

Selon Ladier et *al.* (1993), un massif forestier présente généralement une grande hétérogénéité des conditions naturelles, qu'il s'agisse du climat, de la géologie, de la topographie ou d'autres facteurs environnementaux. Cette diversité influence fortement la répartition et le développement des espèces végétales, en particulier des essences forestières, qui se montrent sensibles aux moindres variations de leur milieu.

Afin de mieux appréhender cette complexité et d'analyser les interactions entre les différents facteurs écologiques, il est nécessaire de segmenter le territoire forestier en unités homogènes. Ces unités, appelées stations forestières, correspondent à des espaces présentant des conditions écologiques relativement stables, et sont donc adaptées à certains types d'essences ou de groupements végétaux.

2.2 .1. La station

La station est une entité tangible sur le terrain, caractérisée par des conditions écologiques locales assez uniformes, qui dépendent de la composition des formations géologiques de surface, du climat et de la topographie. Le sol et la végétation en sont les manifestations visibles.

Dans le contexte de la typologie, on caractérisera la station par un méso-climat spécifique, une association végétale particulière et un type de sol qui lui est propre.

a. Type de station

Le type de station est une unité théorique de classification regroupant des stations aux caractéristiques écologiques similaires (topographie, sol, végétation, etc.). Indépendant du peuplement végétal actuel, il renvoie à un peuplement climacique potentiel, rarement visible en raison de l'impact anthropique. Un même type de station peut ainsi se rencontrer sous différentes formations, naturelles ou dégradées (Rameau, 1986).

Si les caractéristiques essentielles d'un type de station, telles que la position topographique ou la nature des formations superficielles, demeurent généralement stables dans le temps, d'autres éléments peuvent évoluer sous l'effet des interventions sylvicoles. Cela concerne la composition et la structure du peuplement, la végétation naturelle (avec des risques d'appauvrissement ou de banalisation), voire le type d'humus (notamment après enrésinement). Tant que ces changements restent réversibles et n'affectent pas le potentiel

forestier, la station est considérée comme inchangée. Les différentes expressions qu'un même type de station peut alors prendre sous l'influence sylvicole (Delpech et al., 1985).

Le concept de type de station est aussi dissocié de celui d'échelle ; le type de station est déterminé comme une unité écologique uniforme, indépendamment de son étendue spatiale.

b. Utilisation pratique de la notion de station

Pour le forestier, la notion de station prend une dimension pratique : il s'agit d'une portion de forêt présentant une homogénéité écologique et de peuplement, permettant l'application d'un même mode de sylviculture et offrant un potentiel de production comparable sur l'ensemble de sa surface (Terras, 2011a).

Ainsi, ce concept de station forestière, tel qu'il est défini, est fortement lié à l'écologie. Toutefois, nous avons intégré l'idée d'homogénéité du peuplement et un aspect de gestion : la prévision d'une production constante et l'application d'un traitement sylvicole identique. (Lagarde et al., 2024).

c. Notion de groupes de stations

La notion de station forestière, dans son acception actuelle, correspond parfois à des unités trop limitées pour permettre une gestion forestière différenciée à grande échelle. Ainsi, dans un souci de planification et de gestion efficaces, il devient nécessaire de regrouper les stations en ensembles plus vastes appelés groupes de stations. Ces derniers constituent des unités écologiquement cohérentes, susceptibles de recevoir un traitement sylvicole homogène (Sevrin et al., 2023).

Ces groupes peuvent résulter:

- soit du regroupement de stations présentant des similitudes écologiques suffisantes pour permettre des interventions forestières similaires (Bonneau, 1973). puis Bonneau et Timbal (2006), définissent ces groupements comme des "espaces où les unités stationnelles sont suffisamment semblables pour que les possibilités de gestion forestière, les techniques sylvicoles et les rendements soient comparables"(Abdennebi and Hacimi, 2025).

- Cela soit de l'association de stations très diverses mais faiblement dispersées et organisées selon une certaine logique spatiale. On parle alors de mosaïque de stations, soulignant leur richesse écologique.

Contrairement à la station, définie comme une entité écologique autonome et relativement stable, le concept de groupe de stations est plus souple. Il dépend du niveau d'intensité de la gestion forestière ainsi que de l'état des connaissances sylvicoles du moment (Rameau, 2000).

Dans certains cas, la cartographie directe des groupes de stations, sans passer par le niveau des stations individuelles, peut répondre aux exigences pratiques immédiates. Toutefois, ce choix repose sur une lecture de l'environnement influencée par des objectifs sylvicoles, voire économiques, et ne peut prétendre à l'objectivité d'un inventaire strictement écologique (Terras, 2011c).

d. Dynamique des stations

Le concept forestier de station implique une prise en compte des effets de l'intervention humaine, généralement analysés à deux niveaux selon leur impact :

- Interventions irréversibles : lorsqu'elles sont directes ou indirectes (incendies, surpâturage, etc.), ces interventions peuvent entraîner des altérations profondes et irréversibles, comme une érosion marquée ou une podzolisation avancée, réduisant durablement la productivité de la station naturelle d'origine (Djebbouri, 2020). Ces surfaces doivent alors être considérées comme des entités écologiques nouvelles, distinctes des stations initiales.
- Interventions réversibles : D'autres perturbations, moins profondes, peuvent modifier temporairement certaines caractéristiques superficielles, telles que le type d'humus ou une légère podzolisation due à l'introduction d'une espèce végétale (Tapsoba et al., 2023).

Dans ce cas, les propriétés physicochimiques fondamentales du sol restent inchangées, et la station conserve son potentiel productif. Il s'agit alors d'une station secondaire ou dégradée, susceptible de retrouver ses caractéristiques initiales si les conditions naturelles sont restaurées (Saadaoui et al.). Dans cette perspective, il est essentiel – lorsqu'il est possible – d'identifier la station originelle à partir de laquelle la station dégradée s'est développée. Cette filiation doit être clairement indiquée, tant dans les classifications que dans les représentations cartographiques (Tapsoba et al., 2023). Cette distinction entre station initiale et station altérée

s'inscrit pleinement dans le cadre des concepts de dynamique de la végétation et de séries de végétation développés par Gaussen.

e. La connaissance des stations forestières : un fondement essentiel pour orienter les choix sylvicoles

Selon Dubourdieu (1997), une gestion forestière rationnelle et durable ne peut être envisagée sans une connaissance approfondie des conditions de croissance des peuplements. C'est précisément ce que visent les études de typologie des stations, en analysant les différentes combinaisons entre le climat, le sol et végétation d'un massif forestier ou d'une région naturelle. Cette analyse permet de concevoir un outil de diagnostic opérationnel pour le forestier. Afin de pouvoir l'utiliser dans la gestion, celui-ci a besoin d'une vision intégrée. La description d'une station rend possible l'identification des facteurs qui influencent localement la croissance des peuplements ; il s'agit d'une approche pluridisciplinaire.

La classification des stations n'est pas un objectif en soi. Elle sert plutôt de base pour la gestion des forêts. Initialement, son rôle principal était d'aider le forestier à sélectionner les espèces majeures, cependant, elle fournit également des renseignements essentiels pour la direction des opérations et des méthodes de sylviculture (Nocentini et al., 2021). Certaines formes de gestion méticuleuse (mélanges d'essences, culture de feuillus précieux dispersés) rendent son utilisation essentielle. L'intégration des notions de biodiversité et d'écologie forestière est incorporée dans la typologie des stations (Suárez-Muñoz et al., 2023).

f. Identification et caractérisation des stations forestières

La caractérisation des stations repose sur l'analyse des composantes indissociables du milieu : la végétation, et la topographie (pente, exposition, altitude...) (Djellouli et al., 2025).

- **Végétation** : chaque espèce végétale possède des exigences écologiques spécifiques et ne prospère que dans un environnement qui lui est favorable (composition chimique du sol, disponibilité en eau, microclimat) (Panwar et al., 2023). Ainsi, la végétation en place reflète fidèlement les caractéristiques écologiques du milieu et constitue un indicateur pertinent de son état (Hu et al., 2021). L'analyse du cortège floristique repose sur des méthodes statistiques multivariées permettant d'associer les espèces aux différents paramètres environnementaux. Ces analyses permettent d'identifier des

groupes écologiques d'espèces utilisés comme outils de diagnostic du milieu (Djebbouri, 2020; Luo et al., 2021).

3. Type de station forestière :

Un type de station forestière désigne un ensemble de relevés présentant une homogénéité notable en termes de sol, de groupement végétal et de position topographique, afin que le forestier puisse anticiper un comportement similaire des essences qui y seront implantées (Jonathan et al., 2022). Chaque type de station se distingue par une combinaison unique des caractéristiques liées à la topographie, au sol et à la végétation. Sa fiche d'identité permet d'évaluer les potentialités et les contraintes en matière de valorisation forestière. (Larson et al., 2024).

4. Les applications en gestion

Un gestionnaire dispose de deux instruments : carte et catalogue des stations. L'inventaire des stations expose de façon exhaustive et précise toutes les fiches de description des types de stations établies dans la zone d'étude (Ringler et al., 2022). De ce fait, Il fonctionne comme un document de référence pour la description et la cartographie des milieux forestiers, ainsi que pour l'étude du comportement des espèces (croissance, production) et l'établissement des buts sylvicoles. L'emploi des systèmes d'information géographique offre la possibilité de mettre à jour continuellement ces cartes à mesure qu'elles sont élaborées. Il offre la possibilité, en se basant sur une base de données de paramètres floristiques et édaphiques, d'élaborer des cartes thématiques (Denelle et al., 2023). Il est rare que les parcelles forestières (unités de gestion traditionnelles) présentent une homogénéité écologique. Étant donné que la variété des stations nécessite des actions sylvicoles, le responsable forestier est désormais contraint de subdiviser les parcelles en unités de gestion plus réduites. Chaque unité sélectionnée se voit attribuer un objectif et une gestion forestière spécifiques (Terras, 2011c).

5. Stations et production forestière

En premier lieu, le forestier doit se prononcer sur les essences les plus appropriées et être conscient du niveau de production en volume ainsi que de la qualité des produits qu'il peut anticiper (Betts et al., 2021). On peut envisager deux méthodes complémentaires, la première étant l'autécologie, qui consiste à explorer les relations entre un indice de fertilité

(généralement la hauteur à un âge spécifique) et les facteurs de croissance considérés individuellement. Cette démarche permet d'identifier les facteurs les plus pertinents pour discriminer les niveaux de fertilité, ainsi que de définir les limites des classes propres à chacun de ces facteurs. Ces classes ne sont valables que pour l'essence considérée (Decocq, 2022). Le forestier peut ainsi anticiper le comportement de cette essence en confrontant son autécologie aux caractéristiques des types de stations définis dans le catalogue (Cosgrove, 2023).

Dans la seconde approche, l'indice de fertilité est déterminé pour chaque catégorie de stations décrite précédemment. Ces résultats offrent la possibilité de situer ces types relativement les uns aux autres (Asgari and Hasanlou, 2023).

6. Méthodologie de la typologie

Dans le cadre de l'étude et de la caractérisation des facteurs du milieu naturel et leurs interactions complexes, on "découpe" le territoire en unités homogènes appelées "stations forestières". Une station correspond à une portion de terrain caractérisée par ses attributs physiques et biologiques (topographie, sol, végétation naturelle, etc..) laquelle présente des conditions homogènes de croissance pour les arbres (Delpech et al., 1985). Un massif forestier est donc une mosaïque de stations.

D'après (Ladier and Boisseau, 1993), l'étude s'est déroulée en quatre phases principales :

1^{ère} phase : La pré-étude, alternant analyse bibliographique et observations de terrain, a pour objectif de caractériser la zone étudiée et de mieux planifier la collecte des données.

Elle a porté principalement sur la géologie et la géomorphologie. Elle a permis de découper la zone d'étude en secteurs aux caractéristiques propres et de dégager pour chacun des relations géomorphologie-végétation (Barthès, 1988; Huggett and Shuttleworth, 2022). Elle a débouché sur un plan d'échantillonnage cherchant à couvrir toutes les conditions de milieu existantes dans le massif.

2^{ème} phase : La phase de terrain est la réalisation des relevés prévus par le plan d'échantillonnage (O'Sullivan et al., 2023). Chaque relevé a été effectué sur une surface homogène d'environ 400 m², en notant les données suivantes :

- Topographie.

- Cordonnée géographique.
- type de roche, description du sol.
- liste des espèces végétales présentes, avec leur coefficient d'abondance-dominance.

3^{ème} phase : L'analyse des données recueillies a nécessité un traitement informatique. Les fiches de relevés ont été codées puis saisies numériquement afin de permettre des traitements automatiques reposant sur des méthodes statistiques (Gnahore, 2021). Cet ensemble d'analyses débouche sur la définition des types de stations.

4^{ème} phase : Le produit final de la typologie des stations consiste en un catalogue regroupant des fiches descriptives pour chaque type de station, accompagné d'une clé de détermination permettant une identification rapide sur le terrain à partir de critères écologiques simples et visibles (Terras, 2011c).

7. Typologie de la chênaie verte d'EL HASSASNA

1^{ère} phase : Détermination des zones homogènes écologiquement :

Pour étudier et qualifier les éléments de l'environnement naturel ainsi que leurs interactions complexes, on divise le territoire en zones écologiquement homogènes. Ces surfaces de terrain sont déterminées par des attributs physiques et biologiques comme la topographie et la végétation.(Abbasi et al., 2025).

1. Méthode et matériel

Nous utilisons une approche basée sur les pixels pour identifier ces zones écologiquement homogènes en nous basant sur les indices de la végétations (NDVI , SAVI, LAI, NDMI) ces indices de la télédétection a été dérivés par l'image satellitaire landsat08 et les indice topographiques tel que l'élévation, la pente, l'aspect, la position relative de la pente (RSP) et indice d'humidité topographique (TWI), dérivés de Terra/ASTER et nous utiliser ACP (Analyse des Composantes Principales). Cette méthode statistique multivariée utilisée pour explorer la structure des données en réduisant le nombre de variables et en identifiant les relations cachées entre elles. Elle est souvent utilisée pour l'analyse des données géo-spatiales (Petrişor et al., 2012), y compris pour la détermination des zones écologiquement homogènes. Pour réaliser cette analyse, nous avons utilisé le système d'information géographique (SIG) et l'analyse des composantes principales (ACP) dans le logiciel ARCGIS 10.8.2." sur l'outil

Composantes principales disponible dans la boîte à outils Spatial Analyse d'ArcMap et l'outil de la classification non supervisée par cluster ISO pour identifier les groupes de pixels similaires.

La méthodologie de détermination des zones écologiquement homogène se résume par les étapes suivantes : (i) l'ensemble de données de télédétection, (ii) extraction des indices (Indices dérivés de Landsat 8 et les indices dérivés par le model numérique de terrain (MNT)). (iii) normalisation (iii).analyse des composantes principal(ACP). (iv) classification non supervisée. (v) carte des zones écologiquement homogènes (figure 24).

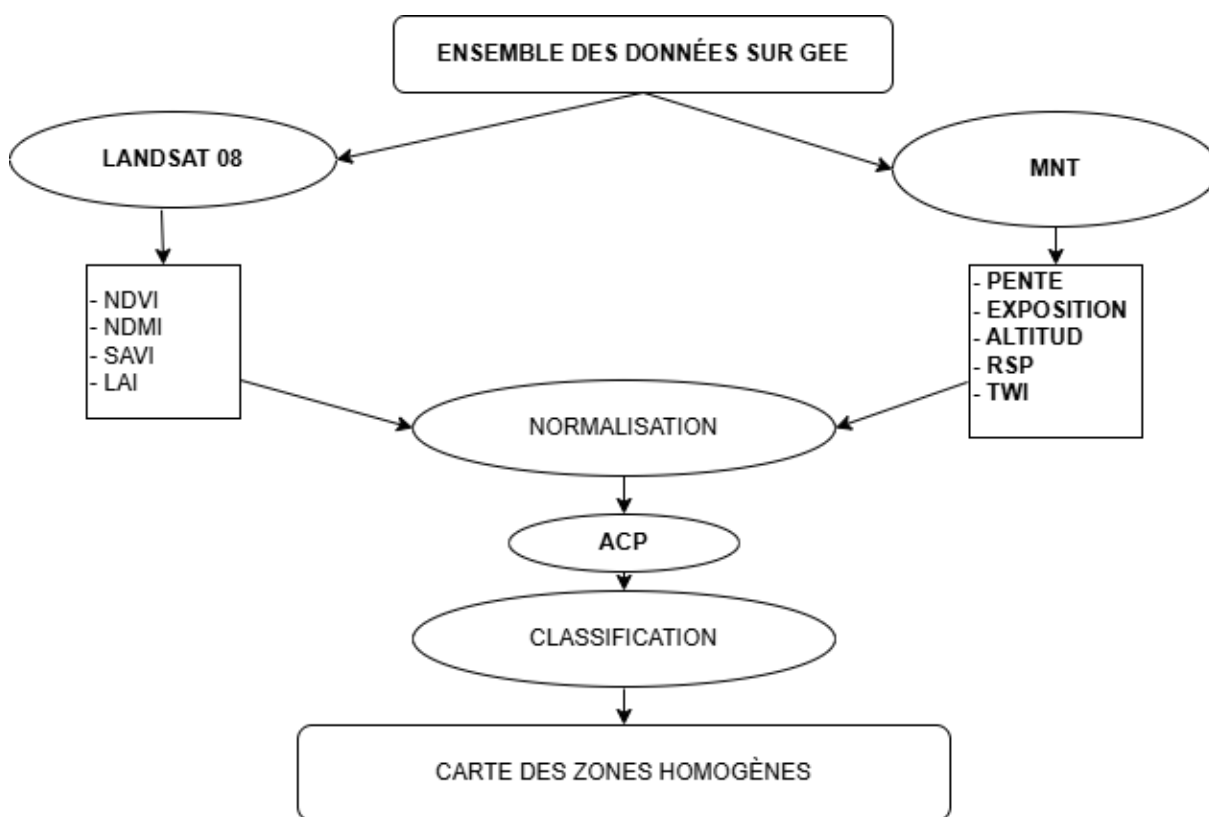


Figure 24 .Méthode de déterminée des zones homogènes de la forêt d'El Hassasna- Saida.

1.1. L'ensemble de données de télédétection

Les données de télédétection choisis comprends neuf indices issus de l'image satellitaire Landsat 08 et Terra/ASTER à savoir l'Indice de végétation par différence naturelle (NDVI) Indice de surface foliaire (LAI) Indice de végétation ajusté au sol (SAVI), Indice d'humidité

par différence naturelle (NDMI), l'altitude, la pente, l'exposition, Position relative de la pente (RSP) et l'indice d'humidité topographique (TWI).

Indices dérivés de Landsat08 en période estivale fin juillet 2021 pour éviter l'indice de couverture végétale des plantes saisonnières téléchargé via la plateforme Google Earth Engine Cette image est géo référencée et non couverte par les nuages et corrigée atmosphérique et d'une résolution de 30 m après avoir calculé quatre indices pour chaque image (NDVI, LAI, NDMI et SAVI) par moyenne pixel par pixel (Choubin et al., 2017) des indices de la fin juillet 2021 ont été calculés à l'aide des outils de calcul raster dans l'environnement Arcgis 10.8.2(figure 25).

Quatre indices : SAVI (équ. (1)), LAI (équ. (2)), NDVI (équ. (3)) et NDMI (équ. (4)) ont été calculés pour chaque image :

$$SAVI = (1 + L) (NIR - Red) / (L + NIR + Red) \dots\dots\dots (1)$$

$$LAI = -\ln [(0.69 - SAVI) / 0.59] / 0.91 \dots\dots\dots (2)$$

$$NDVI = (NIR - Red) / (NIR + Red) \dots\dots\dots (3)$$

$$NDMI = (NIR - MIR) / (NIR + MIR) \dots\dots\dots (4)$$

Où *L* est une fonction relative au type de sol, qui varie entre zéro et 1. La valeur zéro indique une végétation dense, tandis que la valeur une montre une végétation pauvre (Waters et al., 2002). NIR est une bande proche infrarouge (0,841 0,876 μ m), rouge est une bande rouge (0,620 0,670 μ m) et MIR est un infrarouge moyen(1,628 à 1,652 μ m).

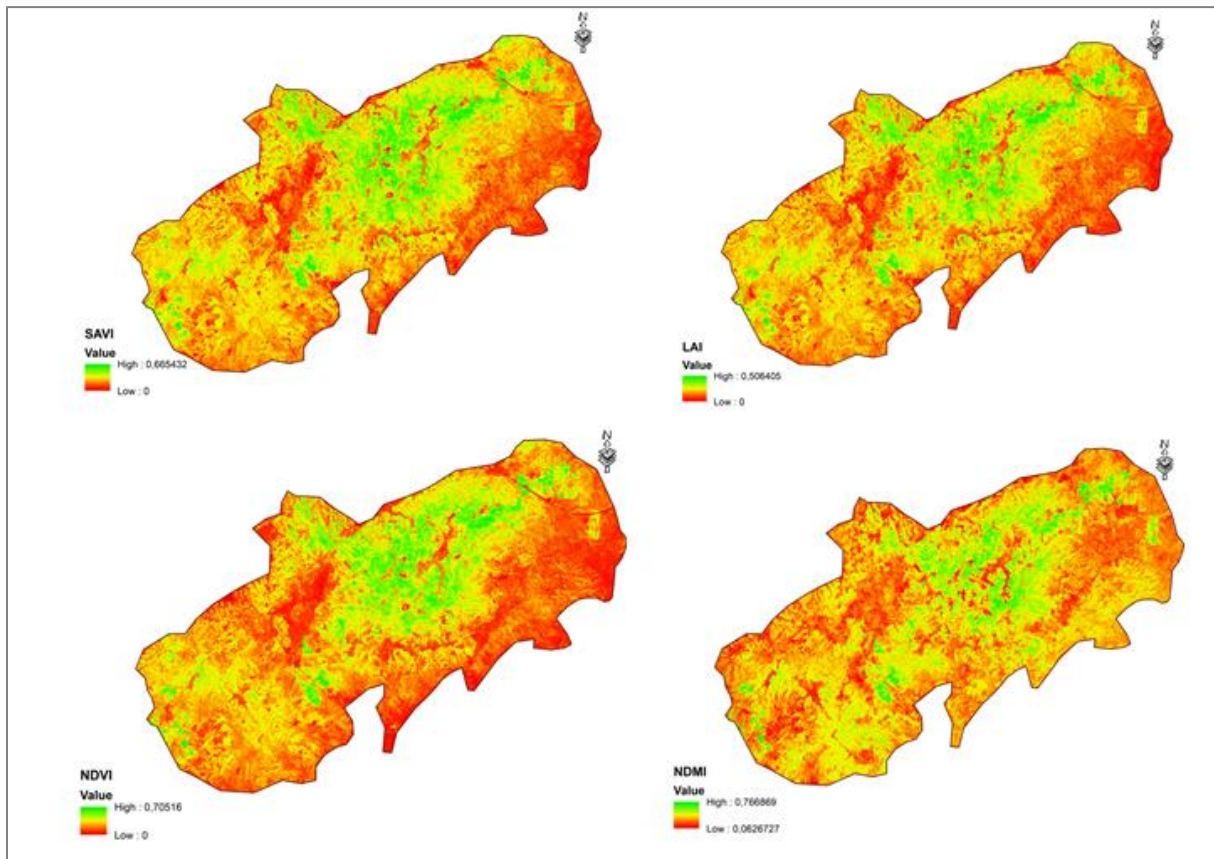


Figure 25 : Indices dérivés de Landsat 08 (SAVI, LAI, NDVI, NDMI).

1.2. Les indices dérivés par le modèle numérique de terrain (MNT)

les indices dérivés par le modèle numérique de terrain (MNT) Terra/ASTER Terra/ASTER (Tachikawa et al., 2011) de résolution de 30m a été téléchargé par la plateforme de google earth engine (GGE), Nous avons extrait cinq indices topographiques : la pente, l'exposition, l'altitude, l'indice d'humidité topographique (TWI) (Eq. (5)), et la position relative de la pente (RSP) (Eq. (6)) à l'aide de logiciel ARCGIS 10.8.2 (figure 26).

$$TWI = \frac{As}{\tan \sigma} \dots \dots \dots (5)$$

$$RSP = \left(\frac{Z - Z_v}{Z_r - Z_v} \right) \times 100 + 0.5 \dots \dots \dots (6)$$

Où Comme indique la superficie spécifique du bassin versant ($m^2 m^{-1}$), σ indique la pente, Z est l'élévation, Z_v indique l'élévation de la vallée et Z_r est l'élévation de la crête. Dans cette étude, les TWI et les RSP ont été calculés dans l'environnement SAGA-SIG.

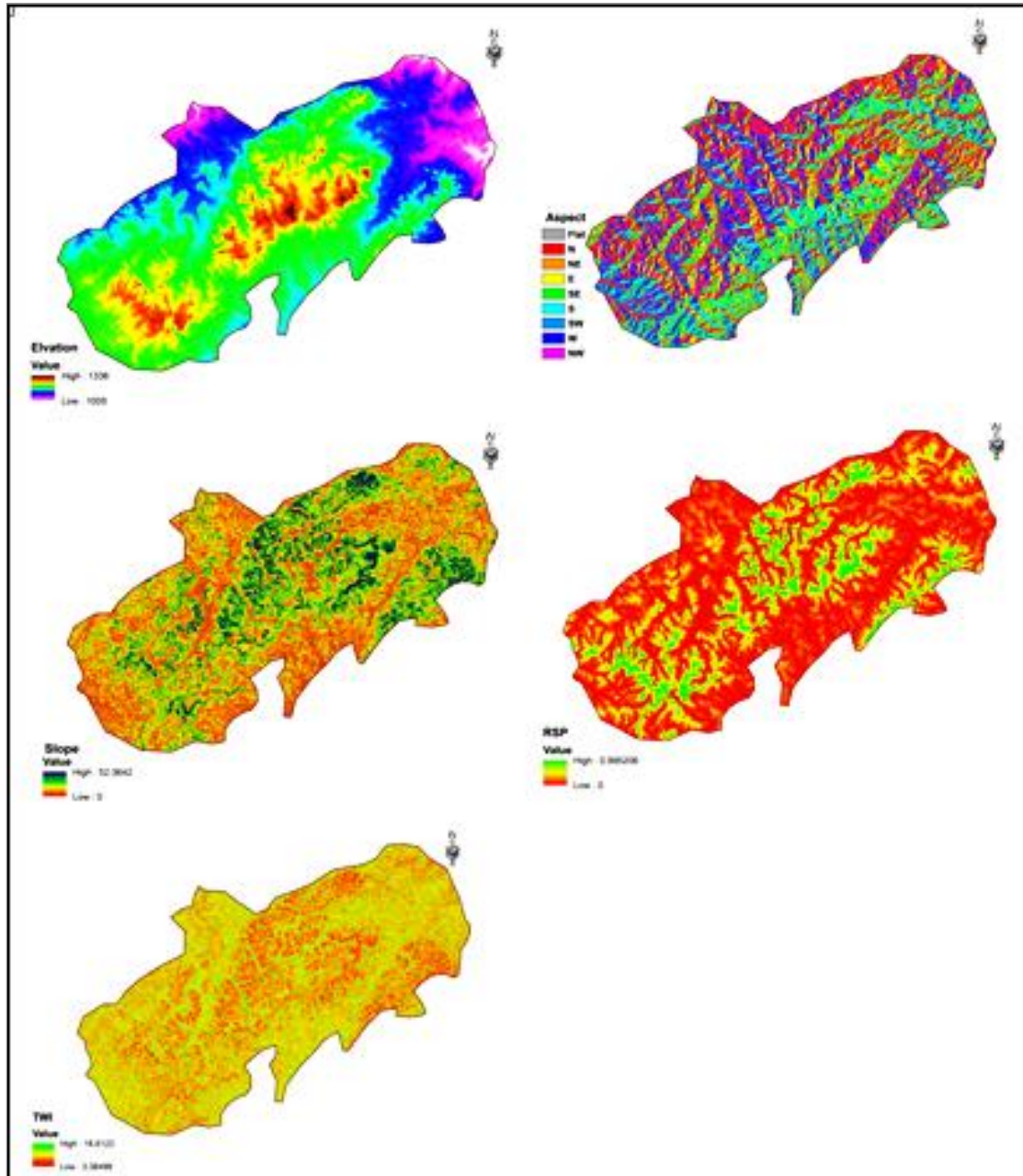


Figure 26 : les indices dérivés par le modèle numérique de terrain (MNT) Terra/ASTER (l'altitude, l'exposition, la pente, RSP.TWI)

1.3. La normalisation

Avant l'analyse des composantes principales, pour éliminer les effets des différentes unités dans les jeux de données (Choubin et al., 2017), les facteurs ont été normalisés entre zéro et un (eq (7)). La normalisation des différentes valeurs d'unités varie entre zéro et un pour tous les indicateurs dans Arcgis 10.8.2.

$$F_{norm} = \frac{F - F_{min}}{F_{max} - F_{min}} \dots\dots\dots(7)$$

où F_{norm} et F sont les valeurs normalisées et originales des données, et F_{max} et F_{min} sont le maximum et le minimum des données, respectivement.

1.4. Analyse en composantes principales

Nous disposons de neuf variables quantitatives représentant les couches raster, telles que le NDVI, le SAVI, le NDMI et le LAI, ainsi que des variables topographiques comme la pente, l'exposition et l'altitude. Dans le but de réduire la dimensionnalité des données tout en préservant l'essentiel de l'information, nous avons recours à l'Analyse de Composantes Principales (ACP) (Johnson and Wichern, 2002).

Pour réduire la dimensionnalité de l'ensemble des variables et identifier de nouvelles composantes significatives (Tran et al., 2002). Nous avons réalisé une Analyse en Composantes Principales (ACP). Cette méthode transforme des variables initialement corrélées en un ensemble de variables non corrélées. Les analyses ont été réalisées dans logiciel ArcGIS 10.8.2 par l'outil Multivariate (Campbell and Wynne, 2011). La PCA s'avère particulièrement utile pour l'analyse spatiale et temporelle de données multidimensionnelles, notamment pour l'interprétation de séries d'images satellites.

La sélection des ACP à retenir des ACPs reposait en partie sur un jugement subjectif et l'interopérabilité des composantes. Des critères de rétention supplémentaires étaient basés sur le test du coude "scree-test" (test d'accumulation de variance de Cattell, 1966). Le scree-test (test d'accumulation de variance de Cattell, 1966) permet d'observer comment les valeurs propres varient en fonction de leur ordre d'extraction (Cattell, 1966a; Marakova et al., 2021).

L'analyse en composantes principales (ACP) implique un processus mathématique qui convertit plusieurs variables (potentiellement) corrélées en un nombre réduit de variables non corrélées, dénommées composantes principales. Ces dernières représentent des combinaisons linéaires des variables initiales (Johnson and Wichern, 2002). L'objectif principal de l'ACP est de découvrir ou de réduire la dimensionnalité de l'ensemble de données et d'identifier de nouvelles variables sous-jacentes significatives. L'ACP implique le calcul des valeurs propres et de leurs vecteurs propres correspondants de la matrice de covariance pour dériver les nouvelles variables dans un ordre décroissant d'importance pour expliquer la variation des variables d'origine (Tran et al., 2002) dans notre travail nous utiliser l'ACP pour l'analyse

des données géospatiales, y compris pour la détermination des zones écologiquement homogènes à partir de plusieurs couches de données.

1.5. La classification non supervisée par cluster ISO

Ces méthodes de classification non supervisées permettent de regrouper les pixels en fonction de leur similarité en termes de valeurs d'indices. Les zones homogènes peuvent ensuite être identifiées en fonction des groupes de pixels formés par l'analyse (Sublemontier, 2012). La classification non supervisée par cluster ISO est une méthode de classification automatique disponible dans ArcGIS. Cette méthode permet de trouver automatiquement les groupes de pixels similaires dans une image et de les classer en fonction de leurs caractéristiques communes (Turmine et al., 2012). La classification non supervisée par cluster ISO est basée sur l'algorithme de clustering Iso Cluster (Xu and Wunsch, 2005) utilisé en télédétection et en analyse géographique. Cette méthode permet de diviser les pixels d'une image en "clusters naturels". Une fois ces groupes naturels identifiés, Les k-moyennes et C-moyennes sont un exemple de méthode de classification non supervisée par cluster. ISO (HACHEMI, 2022), car ils cherchent à minimiser la distance entre les centres des clusters et les observations dans le même cluster.

2. Résultat et discussions :

2.1. Données de télédétection :

Les valeurs moyennes des indices dérivés de l'image Landsat 08 de juillet 2020 (NDVI, NDMI, LAI et SAVI) ont été calculées (figure 24). Les valeurs de l'NDVI vont de 0 à 0,76, avec des valeurs maximales supérieures à 0.5 indiquant une végétation dense (Choubin et al., 2017), tandis que les valeurs plus faibles signalent des sols nus. Le NDMI varie entre 0.06 et 0.76, et le LAI présente des valeurs allant de 0 à 0.50, tandis que le SAVI se situe entre 0 et 0.70. L'altitude de la zone d'étude fluctue entre 1005 m et 1336 m, les altitudes les plus élevées se trouvant au centre de la zone (Figure 25). Les pentes maximales atteignent 52%. Les valeurs du RSP varient entre 0 et 0.99, les valeurs élevées correspondant à des régions montagneuses, des crêtes et des pentes importantes, tandis que les valeurs plus faibles sont associées à des surfaces planes et des pieds de pente. Le TWI varie entre 3.34 et 18.61 (Figure 22).

2.2. L'Analyse en Composantes Principales :

L'objectif premier de l'ACP est de découvrir ou de diminuer la complexité des données, tout en identifiant de nouvelles variables sous-jacentes significatives.

Le processus de l'ACP implique le calcul des valeurs propres et de leurs vecteurs propres correspondants à partir de la matrice de covariance. Cette étape permet de dériver les nouvelles variables dans un ordre décroissant d'importance pour expliquer la variation des variables d'origine (Mishra et al., 2017). Dans notre travail, nous avons appliqué l'ACP pour l'analyse des données géospatiales, notamment pour la détermination des zones écologiquement homogènes en utilisant plusieurs couches de données. Cette approche nous a permis d'identifier les structures cachées et les relations complexes entre les différentes variables, contribuant ainsi à une meilleure compréhension de la distribution spatiale des caractéristiques écologiques étudiées (Fatima et al., 2022).

Les inerties des trois premiers axes retenus sont respectivement de 56.36%, 24.93% et 8.89% .ils concentrent 90.18% de l'information totale (Tableau 15).

l'évolution des valeurs propres pour les composantes extraites (1.9)

Tableau 15 : l'évolution des valeurs propres pour les composantes extraites (1.9)

PC Layer	Percent of EigenValues%	Accumulative of EigenValues%
1	56,37%	56,36
2	24,93%	81,29
3	8,89%	90,18
4	4,10%	96,29
5	2,05%	98,31
6	1,04%	99,61
7	0,35%	99,96
8	0,04%	99,99
9	0,00%	100

Trois composantes principales ont été retenues dans l'ACP pour l'ensemble de l'analyse ensemble .Ces trois premières composantes principales représentaient 90.18% de la variation des 09 variables originales incluses dans l'analyse. Le nombre des axes. Les

composantes retenues sont les trois premiers selon le test du coude "scree-test" (test d'accumulation de variance de Cattell, 1966) (Eysenck et al.; Simard et al., 2021) .

La figure 27, représentant l'évolution des valeurs propres associées aux composantes extraites (de la première à la neuvième), le graphique met en évidence un changement de pente à partir de la quatrième composante. Il est donc recommandé de ne retenir que les trois premières. Cette méthode, couramment utilisée en analyse factorielle, est simple à mettre en œuvre. Toutefois, elle devrait être employée en complément d'autres techniques afin de renforcer la robustesse de l'interprétation (Cattell, 1966b)

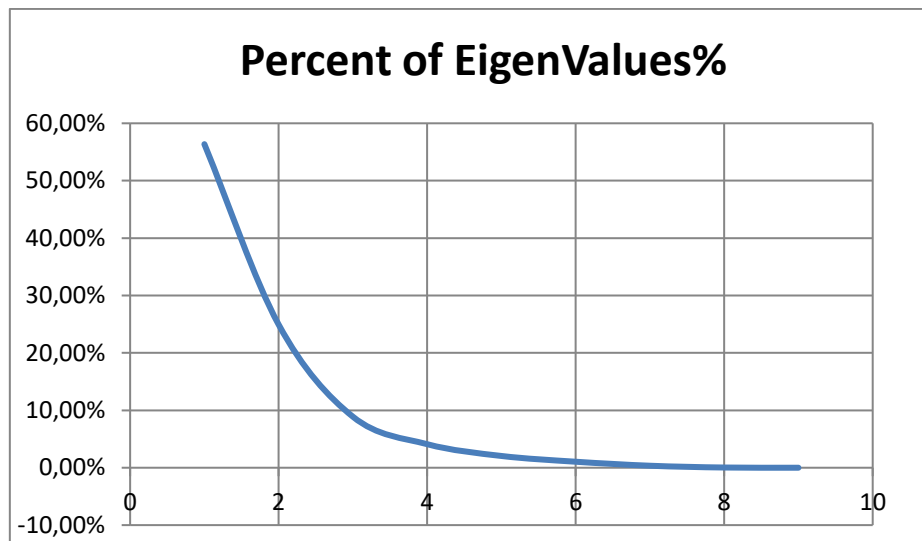


Figure 27 : Scree test.

Les principaux ingrédients retenus peuvent être décrits comme suit : l'exposition (PC1). la pente , SAVI (l'indice de végétation ajusté au sol) , RSP (indice d'humidité topographique) , NDVI (L'indice de végétation par différence naturelle), NDMI(l'indice d'humidité par différence naturelle) et LAI (l'indice de surface foliaire) (PC2) . TWI (l'indice d'humidité topographique) et l'altitude (PC3) (tableau 16).

Tableau 16 : vecteurs propres des trois premières composantes principales.

Vecteurs propres			
	PC1	PC2	PC3
TWI	0.006	-0.020	0.717
Pente	-0.001	0.051	-0.079
SAVI	-0.001	0.038	0.024
RSP	0.012	0.772	-0.185
NDVI	0.004	0.059	0.038
NDMI	0.009	0.083	0.003
LAI	-0.001	0.029	0.018
Altitude	0.017	0.551	0.654
Exposition	0.990	-0.018	-0.013

2.3. Détermination des zones écologiquement homogènes.

Pour déterminer les zones écologiquement homogène nous utilisons la classification non supervisée par cluster ISO est une méthode de classification automatique disponible dans ArcGIS. Cette méthode permet de trouver automatiquement les groupes de pixels similaires dans une image et de les classer en fonction de leurs caractéristiques commune (Turmine et al., 2012) . La classification non supervisée par cluster ISO est basée sur l'algorithme de clustering Iso Cluster (Xu and Wunsch, 2005), utilisée en télédétection et en analyse géographique. Et le résultat obtenu exprime dans la figure 28. Cette figure montre les zones homogènes obtenues.

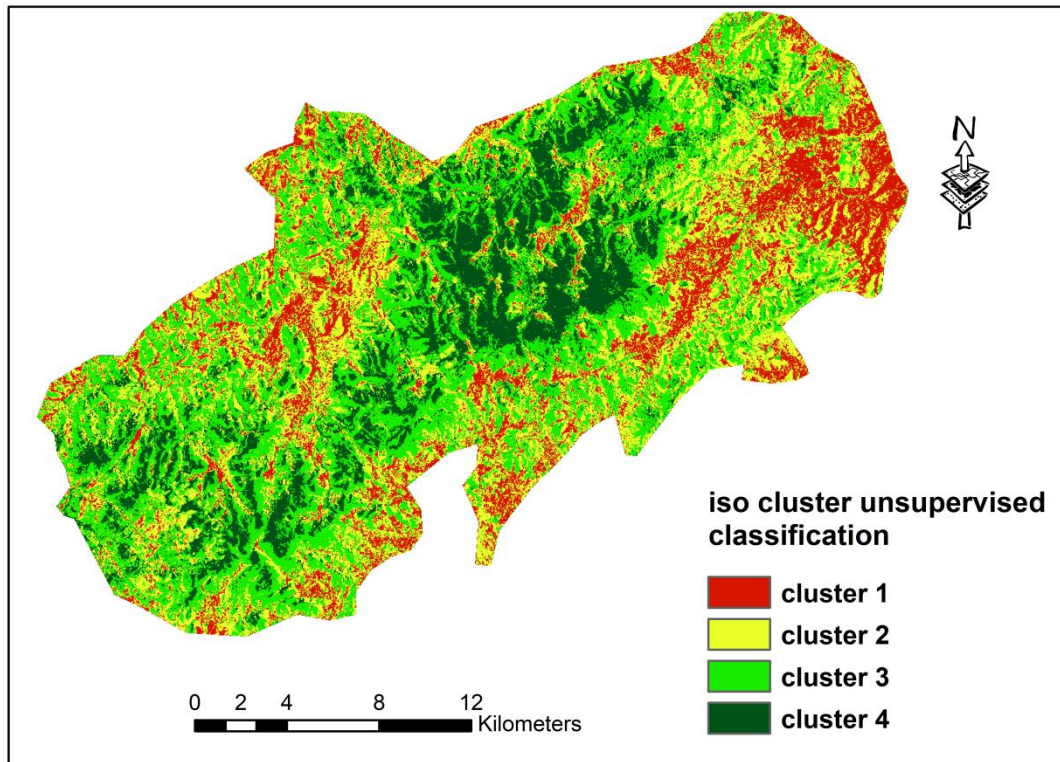


Figure 28 : les zones homogènes de classification non supervisée par Iso Cluster de la forêt de chêne vert d'El Hassasna.

Afin d'obtenir une meilleure compréhension des caractéristiques des régions écologiquement homogènes, des moyennes des variables ont été calculé pour chaque cluster (tableau 17). Les résultats montrent que les valeurs moyennes des élévations et des pentes augmentent de manière significative du Cluster 1 au Cluster 4, ce qui reflète une évolution des caractéristiques topographiques à mesure que l'on progresse dans les clusters. En ce qui concerne les expositions, elles varient selon les clusters : les expositions nord dominant dans les Clusters 4 et 3, tandis que le Cluster 2 présente des expositions du sud et sud-ouest, et enfin, le Cluster 1 est relativement plat. Les valeurs des indicateurs de végétation (NDVI, SAVI, NDMI, LAI) diminuent progressivement du Cluster 4 au Cluster 1, avec une valeur de NDVI passant de 0,57 à 0,2. Cette variation illustre l'impact direct de l'altitude et de la pente sur la couverture végétale et la santé des écosystèmes. De plus, les valeurs de RSP augmentent avec l'élévation, atteignant un maximum de 0,85 dans le Cluster 4, correspondant à des zones de crêtes et de pentes supérieures. En ce qui concerne l'humidité du sol, mesurée par le TWI, une tendance claire se dégage, avec des valeurs élevées dans le Cluster 1 et une diminution progressive jusqu'au Cluster 4.

Les indices de végétation (NDVI, SAVI, NDMI) varient de manière significative entre les clusters. Les zones avec des pentes fortes et une altitude élevée, comme dans le Cluster 4, affichent des valeurs élevées de NDVI (0,57), correspondant à des formations végétales denses typiques du matorral méditerranéen. Ces zones abritent des espèces xérophiles telles que *Quercus ilex*, *Juniperus oxycedrus*, *Phillyrea angustifolia*, et *Pistacia atlantica*. Ce dernier, en particulier, est adapté aux conditions de sécheresse et aux sols pauvres, souvent présent dans des formations végétales sur des pentes escarpées dans les écosystèmes méditerranéens (Blondel, 2010; Djebbouri, 2020; Quezel and Medail, 2003).

L'exposition des zones influence de manière significative les indices de végétation, ce qui se reflète dans la variation des valeurs de NDVI, SAVI, NDMI et LAI entre les clusters. Les zones exposées au nord, comme celles des Clusters 4 et 3, affichent des valeurs de végétation plus élevées, en raison d'une meilleure répartition de l'humidité et d'une température plus modérée. Les pentes nord offrent généralement un microclimat plus frais, ce qui favorise la croissance des espèces végétales adaptées à ces conditions. Des études telles que celles de Rundel et al. (2016) et Vogel et al. (2012) ont montré que les expositions nord soutiennent une plus grande biodiversité végétale dans les régions méditerranéennes (Rundel et al., 2016).

En revanche, les zones exposées au sud et au sud-ouest, comme celles du Cluster 2, sont soumises à une plus grande insolation et des températures plus élevées, ce qui limite la croissance des plantes et réduit la densité végétale. Toutefois, ces zones sont adaptées à des espèces résistantes à la chaleur et à la sécheresse, comme le *Pistacia atlantica* et le *Juniperus oxycedrus*, qui sont capables de survivre dans des conditions plus sèches et plus ensoleillées (Thomas et al., 2024). Des recherches de Hughes et al. (2009) et Moreno et al. (2008) ont documenté comment l'exposition au sud influence la composition et la densité de la végétation dans les écosystèmes méditerranéens (Moreno and Oechel, 2012; Rossetti et al., 2022).

Tableau 17 : Valeurs moyennes (ou catégorie de prédominance) des variables dans chaque cluster identifié.

Variable	Cluster 1	Cluster 2	Cluster 3	Cluster 4
NDVI	0,2	0,32	0,45	0,57
SAVI	0,22	0,30	0,43	0,56
NDMI	0,225	0,31	0,45	0,57
LAI	0,1	0,16	0,36	0,48
Elevation (m)	1050	1130	1250	1300
Aspect (%)	Flat	S-SW	ALL	NE-W
Slope (%)	2,5	5,25	8,2	10,65
TWI	16,84	11,62	6,44	4,02
RSP	0,21	0,29	0,56	0,85

Ainsi, la relation entre l'exposition et les indices de végétation souligne l'importance de la topographie pour déterminer la distribution des espèces végétales dans un environnement méditerranéen, influençant leur capacité à survivre et à se développer en fonction des conditions climatiques locales et de la gestion des ressources en eau.

Dans le Cluster 1, caractérisé par des pentes faibles et un indice d'humidité topographique élevé (TWI = 16,84), la couverture végétale est faible, principalement en raison de l'exploitation humaine. Les terres agricoles bénéficient de sols relativement riches en humidité, mais leur végétation est dominée par des cultures ou des plantes herbacées adaptées à l'agriculture. Des espèces comme *Stipa tenacissima* et *Anplodisma moritanica* peuvent y être présentes, mais de manière moins dense que dans les zones protégées, ce qui est en accord avec les travaux de Wilson & Gallant (2000) et Pulser et al. (2010).

Les zones de crêtes, où le RSP est élevé dans le Cluster 4, présentent un drainage rapide et une exposition accrue au vent, limitant l'humidité du sol. Les conditions rigoureuses favorisent des espèces résistantes comme *Juniperus oxycedrus* et *Pistacia atlantica*, adaptées aux environnements secs et difficiles. À l'inverse, les bas de pentes du Cluster 2, avec une accumulation d'humidité, soutiennent une végétation moins dense et souvent dégradée, mais pouvant encore abriter des espèces telles que *Phillyrea angustifolia* et *Juniperus oxycedrus*.

Une transition écologique graduelle s'observe entre le Cluster 1, dominé par les terres agricoles, et le Cluster 4, où les zones de matorral dense, dominées par *Quercus ilex*, *Juniperus oxycedrus*, *Stipa tenacissima*, et *Pistacia atlantica*, remplacent progressivement les

activités humaines. L'augmentation de la pente et la difficulté d'accès entraînent l'expansion des écosystèmes naturels, supplantant avec le temps les terres agricoles. Cette dynamique est illustrée par les recherches de Quézel & Médail (2003) et Blondel (2006).

2^{ème} phase La phase de terrain

Après avoir identifié des zones écologiquement homogènes, nous avons distingué quatre zones similaires. Pour chacune de ces régions, nous avons effectué 30 relevés floristiques entre mars et juin (2022-2024) , durant les périodes printanières.

Chaque relevé a été réalisé sur une zone homogène d'environ 400 m², une superficie reconnue comme optimale pour représenter fidèlement une association végétale (Gounot, 1969; Ozenda, 1982; Yedilova et al., 2025).

. Chaque espèce est liée à un indice d'abondance-dominance, un paramètre écologique servant à mesurer tant sa présence dans l'environnement examiné que son importance comparative par rapport aux autres espèces présentes (Vallé et al., 2025).

Ce coefficient est généralement basé sur une échelle mixte, prenant en compte :

- L'abondance, qui se réfère au nombre d'individus d'une espèce dans une zone définie. Elle exprime la densité d'une espèce par unité de surface.
- La dominance, qui se rapporte au recouvrement ou à la proportion d'espace occupée par cette espèce, exprimée en pourcentage. Il s'agit d'évaluer la part du territoire qu'une espèce occupe comparée à d'autres dans un écosystème.

L'abondance et la dominance sont utilisées pour déterminer les espèces qui ont le plus d'impact ou qui sont les plus emblématiques dans une communauté écologique (Nagelkerken and Connell, 2022). L'échelle d'abondance-dominance fait souvent appel à des valeurs qualitatives comme des nombres ou des lettres qui représentent des catégories définissant la pertinence comparative de chaque espèce (Royer, 2009).

Ces coefficients s'inspirent de la méthode développée par Braun-Blanquet en 1953. Ils parlent également de la distribution des individus dans l'environnement examiné. Voici ce que signifie l'échelle :

- + : Très peu d'individus présents, avec un recouvrement très faible, inférieur à 5 % de la surface totale.
- 1 : Recouvrement très faible, inférieur à 5 %, bien que l'espèce puisse être relativement abondante.
- 2: Recouvrement faible, compris entre 5 % et 25 %, pour une espèce très abondante.
- 3: Recouvrement modéré, représentant entre 25 % et 50 % de la surface totale.
- 4 : Recouvrement important, entre 50 % et 75 % de la surface.
- 5 : Recouvrement très élevé, entre 75 % et 100 % de la surface, couvrant ainsi les trois

L'identification des espèces végétales est fondée sur la Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales de Quézel et Santa (1961-1962), une référence classique et exhaustive. Les dénominations scientifiques des familles sont basées sur la dernière nomenclature établie par le groupe de phylogénie des angiospermes (APG, 2016), conformément à la classification suggérée par Byng et al. (2016).

3^{ème} phase : traitement des données floristiques

Le traitement des données floristiques collectées nécessitait le recours à des outils informatiques adaptés afin d'assurer une gestion efficace, une standardisation rigoureuse des informations et une préparation optimale pour les analyses ultérieures. Ainsi, un total de 120 relevés phytosociologies a été intégré dans la base de données Turboveg, un logiciel largement utilisé en phytosociologie pour la saisie, le stockage et l'exploitation des relevés de végétation. Ce programme permet non seulement d'organiser les données selon des formats normalisés, mais aussi de faciliter leur exportation vers d'autres outils d'analyse et de cartographie (comme JUICE ou GIS), garantissant ainsi la cohérence et la fiabilité des traitements écologiques et statistiques à venir. (Hennekens and Schaminée, 2001)

L'analyse des données phytosociologiques a été réalisée à l'aide de la méthode TWINSpan modifiée (Roleček et al., 2009). Cette méthode, conçue pour la classification hiérarchique automatique des relevés floristiques, permet de regrouper les relevés en unités homogènes sur la base de la composition floristique, en tenant compte à la fois de la fréquence et de l'abondance des espèces. Pour sa mise en œuvre, nous avons utilisé le logiciel JUICE 7.1 (Bonari et al., 2021). Un outil spécialisé en phytosociologie, qui intègre cette version

améliorée de TWINSpan et facilite le traitement, la visualisation et l'interprétation des structures végétales complexes.

La méthode TWINSpan (Two-Way Indicator Species Analysis) est une technique de classification multivariée largement utilisée en écologie végétale pour l'analyse des relevés floristiques ou faunistiques. Développée par Hill en 1979, elle permet de regrouper à la fois les relevés écologiques (tels que les stations d'étude) et les espèces en ensembles homogènes. Cette approche hiérarchique divisée repose sur l'identification d'espèces indicatrices afin de structurer les données en groupes représentatifs, facilitant ainsi la reconnaissance des communautés écologiques et des types de végétation.

Pour le paramétrage de la classification, la taille minimale des groupes a été fixée à 3 relevés, afin d'assurer une représentativité minimale tout en évitant la sur-fragmentation des données. Les seuils de couverture des espèces ont été définis selon des classes standardisées : 0 %, 5 %, 25 %, 50 % et 75 %, permettant de discrétiser les abondances en tranches significatives pour l'analyse. Par ailleurs, l'indice de diversité bêta de Whittaker (Whittaker, 1972) a été utilisé pour évaluer l'hétérogénéité floristique entre les groupes. Ce choix repose sur sa capacité à générer des classifications équilibrées, respectueuses à la fois de la taille des groupes et de leur variabilité interne. De plus, sa robustesse méthodologique a été soulignée dans des travaux récents, notamment par Roleček et al. (2009), ce qui en fait un outil fiable pour appuyer les résultats de la classification.

La taille minimale du groupe a été fixée à 3 et les seuils de couverture ont été fixés à 0%, 5% , 25%, 50% et 75% . L'indice de diversité bêta de Whittaker (Whittaker, 1972) a été utilisé pour l'analyse de l'hétérogénéité des groupes, car il fournit des classifications équilibrées, respectant la taille et l'hétérogénéité du groupe, mais aussi en raison de sa robustesse (Roleček *et al.* 2009).

Pour identifier la profondeur optimale des clusters dans le dendrogramme issu de l'algorithme TWINSpan modifié, nous avons eu recours à la procédure OptimClass, développée par Tichý et al. (2010). Intégrée au logiciel JUICE, cette méthode permet de déterminer objectivement le niveau de découpage le plus pertinent du dendrogramme, en se basant sur la cohérence interne des groupes formés. Elle offre ainsi un appui méthodologique robuste pour éviter les découpages arbitraires et garantir une classification écologiquement significative.

L'identification des espèces fidèles a été réalisée à l'aide du test exact de Fisher, en appliquant un seuil de signification strict fixé à $p = 10^{-6}$, conformément à la méthodologie proposée par Tichý et *al.* (2010). Ce test statistique permet d'évaluer si la présence d'une espèce au sein d'un groupe de relevés est significativement plus fréquente que ce que l'on observerait par hasard dans l'ensemble des relevés. Ainsi, seules les espèces présentant une forte association statistique avec un groupe donné sont retenues comme espèces fidèles, renforçant la validité écologique de la typologie végétale obtenue.

Pour la dénomination des groupements végétaux, nous avons retenu l'approche informelle décrite par Álvarez et *al.*, Işık-Gürsoy et *al.* (2016), ainsi que Menz et *al.* (2012). Cette méthode consiste à nommer chaque groupement en combinant deux éléments essentiels : d'une part, le nom d'une ou plusieurs espèces représentatives du groupement ; d'autre part, une indication du type d'habitat ou du contexte écologique dans lequel ce groupement se développe. Ce cadre, à la fois flexible et méthodique, permet de refléter fidèlement la composition floristique ainsi que les conditions environnementales associées, tout en facilitant la comparaison avec d'autres classifications existantes :

- **L'espèce diagnostique** : il s'agit de l'espèce la plus indicative du groupement, généralement reconnue pour sa forte fidélité écologique. Sa présence régulière et significative dans un type de milieu donné en fait un bon marqueur pour identifier le groupement en question.
- **L'espèce dominante** : c'est celle qui présente le recouvrement le plus élevé au sein du groupement, c'est-à-dire qui occupe visuellement et spatialement la plus grande part du relevé. Elle détermine souvent l'aspect général du groupement sur le terrain et joue un rôle structurant majeur dans l'organisation de la végétation.

4^{ème} phase : Le résultat de la typologie des stations

Le résultat d'une typologie des stations se traduit par un catalogue comprenant notamment une fiche descriptive pour chaque type de station, ainsi qu'une clé de détermination. Cette dernière permet d'identifier facilement la station dans laquelle on se trouve, à l'aide de critères simples et directement observables sur le terrain.

La classification TWINSpan combinée à l'analyse OptimClass a permis de distinguer et de regrouper les relevés floristiques en fonction de leur composition végétale. Ces analyses ont

conduit à l'identification de dix groupements végétaux distincts. Chaque groupement ainsi défini correspond à un type de station écologiquement homogène (figure 29).

Afin de caractériser ces groupements, le coefficient de fidélité (f), avec un seuil fixé à 0,30, a été utilisé pour sélectionner les espèces diagnostiques. Au total, 58 espèces ont été retenues selon ce critère. Ces espèces sont considérées comme particulièrement représentatives de leur groupement respectif, en raison de leur occurrence préférentielle dans un type de station donné.

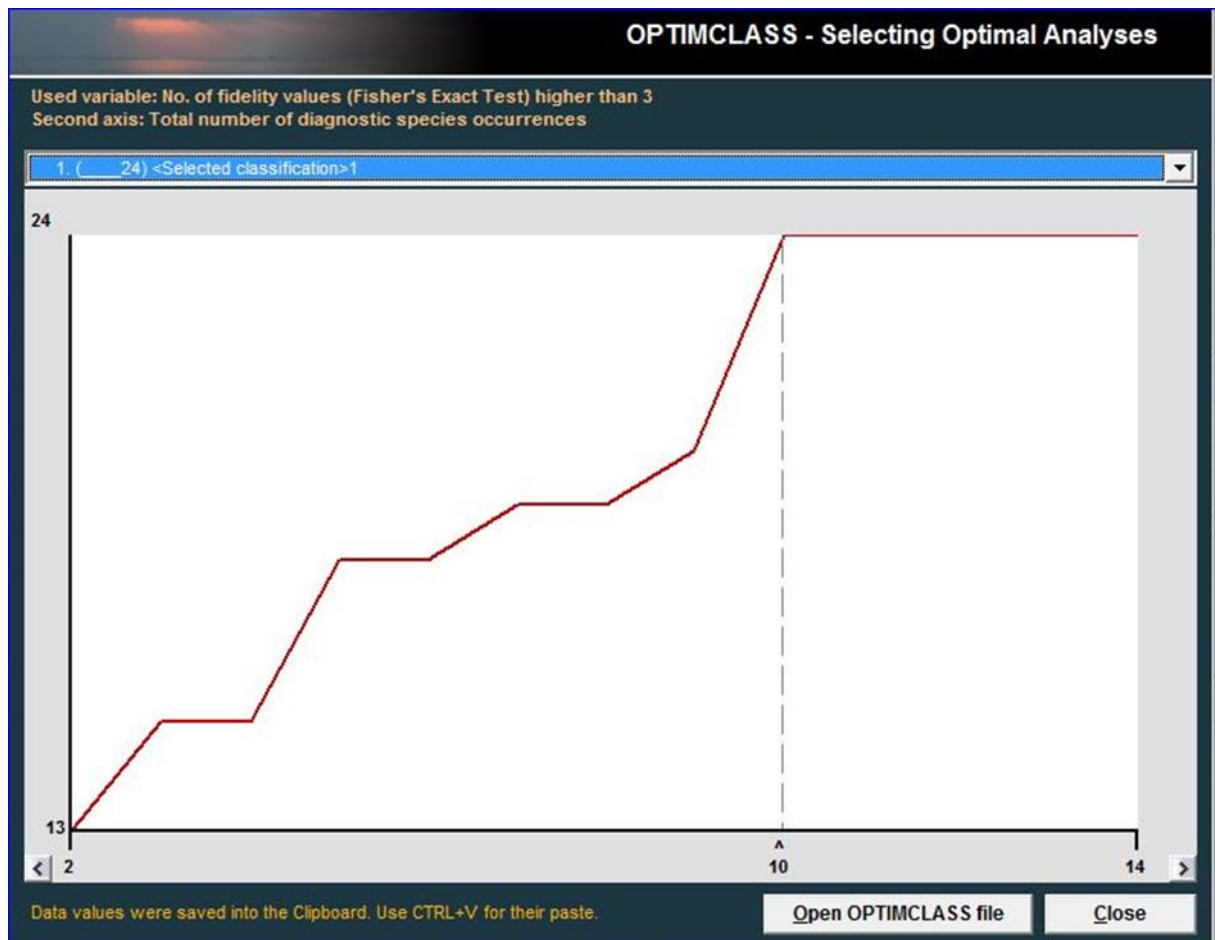


Figure 29 : OptimClass de La classification TWINSpan.

La description des groupements végétaux repose sur une fiche type structurée selon les éléments suivants :

Groupe 01 : *Macrochloa tenacissima*

Le groupe 01 a été identifié à partir de 13 relevés, sans qu'une espèce diagnostique spécifique n'ait été clairement associée à ce groupe :

- Nombre moyen d'espèces par relevé : 8,38 Cela signifie que, en moyenne, chaque relevé dans le groupe 1 contient environ 8 à 9 espèces.
- Nombre total d'espèces : 26

Il s'agit d'une nappe alfatière naturelle qui fait référence à une couverture végétale étendue, dominée par des peuplements de *Macrochloa tenacissima*.

Espèces diagnostiques : /

Espèces constantes : *Atractylis caespitosa* Desf., *Hordeum murinum* subsp L, *Juniperus oxycedrus* L, *Macrochloa tenacissima*, *Quercus ilex* L

Espèces dominantes: *Macrochloa tenacissima*.

Groupe 02 :

Le groupe 02 a été identifié à partir de 05 relevés avec 05 espèces diagnostiques:

- Nombre moyen d'espèces par relevé : 11.4 Cela signifie qu'en moyenne, chaque relevé dans le groupe 02 contient environ 11 à 12 espèces.
- Nombre total d'espèces : 22.

Espèces diagnostiques : *Plantago albicans* L, *Plantago lanceolata* L. *Atractylis cancellata* L, *Helichrysum fontanesii* Cambess., *Muricaria prostrata*.

Espèces constantes : *Asphodelus ramosus* L., *Drimia fugax*, *Hordeum murinum* subsp,L, *Juniperus oxycedrus* L. subsp. *oxycedrus*, *Macrochloa tenacissima*, *Quercus ilex* L.; *Ferula communis* L., *Thapsia garganica* L.

Espèces dominantes: *Asphodelus ramosus* L., *Juniperus oxycedrus* L, *Macrochloa tenacissima*, *Quercus ilex* L.

Groupe 03 :

Le groupe 03 a été observé dans 12 relevés avec 02 espèces diagnostiques.

- Nombre moyen d'espèces par relevé : 13.66 Cela signifie que, en moyenne, chaque relevé dans le groupe 03 contient environ 13 à 14 espèces.
- Nombre total d'espèces : 36.

Espèces diagnostiques : *Hohenackeria exscapa*, *Onopordum arenarium* (Desf.).

Espèces constantes : *Asphodelus ramosus* L., *Hordeum murinum subsp. áleporinum* (Link) Arcang., *Juniperus oxycedrus* L. subsp. áoxycedrus, *Macrochloa tenacissima*, *Pistacia lentiscus* L., *Pistacia terebinthus* L., *Quercus ilex* L. *Ferula communis* L.

Espèces dominantes: *Juniperus oxycedrus*, *Macrochloa tenacissima*, *Quercus ilex* L.

Groupe 04:

Le groupe 04 a été observé dans 04 relevés avec 03 espèces diagnostiques

- Nombre moyen d'espèces par relevé : 8.75 Cela signifie que, en moyenne, chaque relevé dans le groupe 04 contient environ 08 à 09 espèces.
- Nombre total d'espèces : 17.

Espèces diagnostiques : *Atractylis caespitosa* Desf.; *Helianthemum ledifolium* L. *Stipa parviflora* Desf.

Espèces constantes : *Hordeum murinum subsp. áleporinum* (Link) Arcang., *Juniperus oxycedrus* L. subsp. áoxycedrus, *Quercus ilex* L.

Espèces dominantes: *Juniperus oxycedrus* L. subsp. áoxycedrus, *Quercus ilex* L.

Groupe 05:

Le groupe 05 a été identifié à partir de 22 relevés, sans qu'une espèce diagnostique spécifique n'ait été clairement associée à ce groupe :

- Nombre moyen d'espèces par relevé : 8.50 Cela signifie que, en moyenne, chaque relevé dans le groupe 05 contient environ 08 à 09 espèces.
- Nombre total d'espèces : 31.

Espèces diagnostiques :/

Espèces constantes : *Asphodelus ramosus* L., *Atractylis caespitosa* Desf, *Hordeum murinum subsp. áleporinum* (Link) Arcang., *Juniperus oxycedrus* L. subsp. áoxycedrus, *Macrochloa*

tenacissima, *Quercus ilex* L. *Ferula communis* L.

Espèces dominantes: *Juniperus oxycedrus* L, *Macrochloa tenacissima*, *Quercus ilex* L.

Groupe 06 :

Le groupe 06 a été identifié à partir de 04 relevés avec 15 espèces diagnostiques:

- Nombre moyen d'espèces par relevé : 19.75 Cela signifie que, en moyenne, chaque relevé dans le groupe 06 contient environ 19 à 20 espèces.
- Nombre total d'espèces : 49.

Espèces diagnostiques : *Anisantha rubens* L. *Astragalus caprinus* L, *Bunium fontanesii* Maire, *Carduus getulus* Pomel, *Dactylis glomerata* L., *Drimia fugax* , *Reseda alba* L. subsp. *álba*, *Thymus munbyanus* Desf. Greuter , *Anthericum baeticum*., *Dipcadi serotinum*, *Eryngium ilicifolium* Lam., *Helianthemum cinereum* subsp. *árotundifolium* (Dunal), *Herniaria hirsuta* L, *Pallenis cuspidata* L., *Spartium junceum* L.

Espèces constantes : *Hordeum murinum* subsp. *áleporinum* L *Juniperus oxycedrus* L. subsp. *áoxycedrus*, *Muscari comosum* L. *Plantago albicans* L., *Quercus ilex* L.

Espèces dominantes: *Juniperus oxycedrus* L, *Quercus ilex* L.

Groupe 07:

Le groupe 07 a été observé dans 08 relevés avec 06 espèces diagnostiques

- Nombre moyen d'espèces par relevé : 16.87 Cela signifie que, en moyenne, chaque relevé dans le groupe 04 contient environ 17 à 18 espèces.
- Nombre total d'espèces : 46.

Espèces diagnostiques : *Picnemon acarna* L. *Aegilops geniculata*, *Asparagus acutifolius* L., *Erodium cicutarium* L, *Pallenis spinosa*, *Sonchus asper* L Espèces constantes: *Hordeum murinum* L *Juniperus oxycedrus* L, *Muscari comosum* L. *Phillyrea angustifolia* L., *Quercus ilex* L., *Thymus munbyanus* Desf , *Thapsia garganica* L.

Espèces dominantes: *Ampelodesmos mauritanicus*, *Juniperus oxycedrus* L. *Macrochloa tenacissima*, *Phillyrea angustifolia* L., *Quercus ilex* L.

Groupe 08:

Le groupe 08 a été observé dans 21 relevés avec 01 espèces diagnostiques

- Nombre moyen d'espèces par relevé : 14.61 Cela signifie que, en moyenne, chaque relevé dans le groupe 08 contient environ 14 à 15 espèces.
- Nombre total d'espèces : 52.

Espèces diagnostiques : *Pinus halepensis* Mill.

Espèces constantes: *Ampelodesmos mauritanicus* L, *Atractylis caespitosa* Desf., *Drimia fugax*, *Hordeum murinum*., *Juniperus oxycedrus* L, *Macrochloa tenacissima*, *Muscari comosum* L, *Phillyrea angustifolia* L., *Pistacia lentiscus* L., *Pistacia terebinthus* L., *Plantago albicans* L, *Quercus ilex* L

Espèces dominantes: *Ampelodesmos mauritanicus* , *Juniperus oxycedrus* L., *Macrochloa tenacissima*, *Quercus ilex* L.

Groupe 09:

Le groupe 09 a été observé dans 13 relevés avec 11 espèces diagnostiques

- Nombre moyen d'espèces par relevé : 21.07 Cela signifie que, en moyenne, chaque relevé dans le groupe 09 contient environ 21 à 22 espèces.
- Nombre total d'espèces : 44.

Espèces diagnostiques : *Ampelodesmos mauritanicus*, *Chamaerops humilis* L., *Genista tricuspidata* Desf., *Muscari comosum* L. *Phillyrea angustifolia* L. *Aethionema saxatile*, *Cistus creticus* L, *Cistus umbellatus* L., *Echinops bovei* Boiss L, *Moraea sisyrinchium* L

Espèces constantes: *Asphodelus ramosus* L., *Drimia fugax*(, *Hordeum murinum* , *Juniperus oxycedrus* L, *Macrochloa tenacissima*, *Pistacia lentiscus* L., *Pistacia terebinthus* L, *Plantago albicans* L, *Quercus ilex* L, *Ferula communis* L., *Salvia argentea* L.

Espèces dominantes: *Ampelodesmos mauritanicus* , *Juniperus oxycedrus* L, *Macrochloa tenacissima*, *Quercus ilex* L.

Groupe 10:

Le groupe 10 a été observé dans 18 relevés avec 06 espèces diagnostiques

- Nombre moyen d'espèces par relevé : 17.05 Cela signifie que, en moyenne, chaque relevé dans le groupe 10 contient environ 17 à 18 espèces.
- Nombre total d'espèces : 55.

Espèces diagnostiques : *Calicotome spinosa* L., *Adonis aestivalis* L., *Eryngium triquetrum* L., *Lomelosia stellata* L., *Salvia verbenaca* L.

Espèces constantes: *Ampelodesmos mauritanicus*, *Asphodelus ramosus* L., *Hordeum murinum* L., *Juniperus oxycedrus* L., *Phillyrea angustifolia* L., *Plantago albicans* L., *Quercus ilex* L., *Ferula communis* L., *Salvia argentea* L.

Espèces dominantes: *Ampelodesmos mauritanicus*, *Juniperus oxycedrus* L., *Macrochloa tenacissima*, *Quercus ilex* L.

La figure 30 représente la localisation spatiale des groupes. Chaque groupe représente une station forestière.

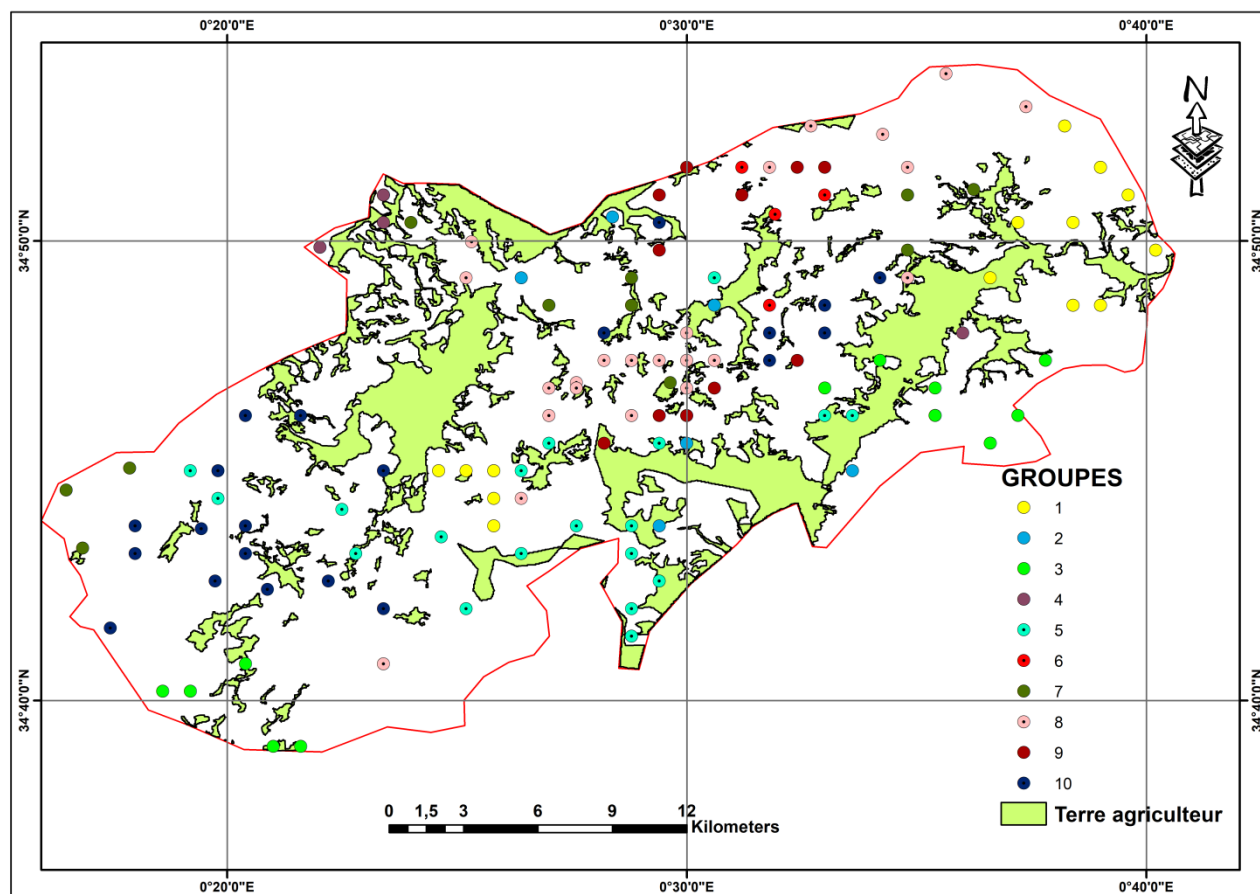


Figure 30 : la carte de groupement végétale de la zone d'étude.

Dans tous les groupes le chêne vert et le *genévrier oxycèdre* sont les espèces les plus présentes.

Parmi les dix groupes végétaux identifiés, les groupes 09, 06, 10 et 07 présentent la plus grande richesse floristique, avec une moyenne de 17 à 22 espèces par relevé. Ces groupes correspondent principalement à des garrigues méditerranéennes et des milieux semi-arides ou bien drainés, favorisant une forte diversité. À l'inverse, les groupes 01, 04 et 05 montrent une faible diversité floristique, avec seulement 8 à 9 espèces par relevé, traduisant des milieux secs, pierreux ou homogènes, souvent caractérisés par des conditions écologiques plus contraignantes.

Les groupes 02, 03 et 08 occupent des positions intermédiaires en termes de diversité, illustrant des situations écologiques de transition entre garrigues, maquis et forêts méditerranéennes. Globalement, l'analyse comparative souligne que la richesse floristique est

étroitement liée aux caractéristiques écologiques des milieux : elle est plus élevée dans des environnements hétérogènes et modérée à faible dans des habitats ouverts et secs.

8. Conclusion

La classification de la zone d'étude révèle la présence de quatre zones écologiquement homogènes en termes de topographie (pente, exposition, altitude, etc.) et d'indices de végétation. Une approche par pixels a été utilisée, via une analyse en composantes principales, basée sur les systèmes d'information géographique et la télédétection.

L'analyse floristique de 30 relevés dans chaque zone homogène à l'aide de la classification TWINSpan combinée à l'analyse OptimClass a permis de différencier les relevés floristiques et de les regrouper en fonction de leur composition végétale. Dix groupes de végétation ont été obtenus, représentant un type de station forestière.

Les différents groupes végétaux observés montrent une diversité floristique importante, mais tous partagent une dominance d'espèces vivaces adaptées aux conditions climatiques méditerranéennes. Les espèces comme *Juniperus oxycedrus*, *Quercus ilex*, *Macrochloa tenacissima* et *Ampelodesmos mauritanicus* sont courantes dans plusieurs groupes, illustrant les caractéristiques communes des habitats étudiés, tels que les garrigues et maquis méditerranéens. Les groupes varient en fonction des conditions écologiques locales, mais tous sont caractérisés par des espèces bien adaptées à la sécheresse et aux sols peu fertiles.

***Evaluation de l'état de la
chênaie verte
d'EL HASSASNA***

Evaluation de l'état de la chênaie verte d'EL HASSASNA

1. Introduction

L'évaluation de l'état d'une forêt est essentielle pour comprendre sa capacité à fournir des services écosystémiques, à soutenir la biodiversité et à résister aux perturbations naturelles ou anthropiques. La forêt joue un rôle clé dans la régulation du climat, la protection des sols, la conservation de la biodiversité et la provision de ressources naturelles pour les sociétés humaines (FAO, 2020). Cependant, les forêts subissent de plus en plus de pressions dues à la déforestation, à l'exploitation forestière excessive, aux changements climatiques et aux espèces invasives (Ipbès, 2019) (Silvain, 2020).

Évaluer l'état d'une forêt implique d'analyser plusieurs dimensions, notamment des indicateurs « écologiques », « sociaux » et « économiques ». Ces indicateurs permettent de déterminer la santé de l'écosystème, de comprendre les dynamiques internes comme la régénération naturelle, et de quantifier les impacts des activités humaines. Ce processus aide également à identifier les menaces spécifiques pesant sur une forêt, telles que la fragmentation de l'habitat, la pollution, ou l'érosion des sols, afin de développer des stratégies de gestion durable et de restauration (Thompson et al., 2009).

Cette évaluation peut être réalisée à travers une approche multidimensionnelle, impliquant des mesures de la diversité biologique, de la qualité des sols, de la composition des espèces, ainsi que de l'impact des pratiques humaines. Ce cadre de référence sert de base pour la mise en œuvre d'actions visant à la conservation et à la restauration des forêts dégradées.

2. Évaluation de la Structure Forestière

L'évaluation de la structure forestière permet de déterminer la composition spatiale des strates, c'est un élément clé pour comprendre la composition floristique d'un écosystème forestier (Djebbouri, 2020). Plusieurs indicateurs permettent d'analyser cette structure :

a. Richesse en espèces

La diversité des espèces végétales est un élément essentiel pour évaluer la biodiversité d'une forêt. Elle fait référence au nombre d'espèces présentes dans l'écosystème (Storch et al., 2023). La richesse en espèces contribue à une meilleure résilience écologique, car elle permet

une diversité fonctionnelle, essentielle pour maintenir les processus écosystémiques comme la productivité primaire, la régulation des nutriments et la résistance aux perturbations. (Tilman, 1999). La perte de la biodiversité peut indiquer un déclin environnemental, associé à des contraintes comme la déforestation ou les changements climatiques.

b. Densité des arbres

La densité d'arbres est un indicateur direct de l'état d'une forêt. (Solonenko et al., 2021). Les forêts en régénération présentent généralement une forte densité de jeunes arbres, résultat de la régénération naturelle, tandis que les forêts matures présentent une répartition plus équilibrée des jeunes et des vieux arbres. À l'inverse, une faible densité d'arbres peut refléter des indicateurs de perturbations environnementales telles que les incendies, la surexploitation ou d'autres facteurs affectant la structure de la forêt. (Kimmins, 2004).

c. Stratification

La stratification fait référence à l'organisation verticale de la végétation dans la forêt, qui est généralement divisée en trois strates, herbacée, arbustes et la couche arborée (arbres adultes)(Yun et al., 2022). Une forêt bien développée présente une stratification avec des interactions fonctionnelles entre ces différentes strates. L'absence de certaines strates, en particulier les jeunes arbres et les arbustes, peut indiquer une perturbation écologique ou un obstacle à la régénération naturelle (Lindenmayer and Likens, 2010).

d. Diamètre à Hauteur de Poitrine (DHP)

Le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) est une mesure standard utilisée pour évaluer la maturité et la structure des arbres. Mesurée à 1,30 mètre au-dessus du sol(Shao et al., 2022), cette donnée permet d'évaluer la répartition des tailles des arbres dans une forêt. Une répartition équilibrée des DHP entre jeunes, adultes et vieux arbres indique un écosystème en bonne santé, capable de maintenir une continuité dans le renouvellement des arbres (Newton, 2007). En revanche, une répartition biaisée vers des arbres jeunes ou de petit diamètre peut signaler une coupe excessive, tandis qu'une surreprésentation d'arbres vieux sans jeunes individus peut indiquer une régénération insuffisante.

2. État de la Végétation

L'état de la végétation dans une forêt constitue un indicateur central de sa santé écologique, car il reflète la biodiversité, la régénération et la résilience de l'écosystème face aux perturbations (Seidl and Turner, 2022). L'évaluation de la végétation permet de mieux comprendre les dynamiques qui influencent le fonctionnement de la forêt et ses capacités de régénération naturelle (Hanbury-Brown et al., 2022).

e. Diversité végétale

La diversité des espèces végétales est cruciale pour le bon fonctionnement des écosystèmes forestiers (Balla et al., 2021). Une riche diversité d'espèces favorise des interactions écologiques complexes qui assurent la stabilité, la résilience et la productivité des forêts (Hooper et al., 2005). À l'inverse, la dominance d'une seule espèce peut indiquer un déséquilibre écologique, souvent causé par des perturbations anthropiques comme la monoculture ou des invasions biologiques (Tilman, 1999). Une faible diversité végétale réduit la capacité de l'écosystème à fournir des services tels que la régulation climatique, la purification de l'eau et la séquestration du carbone (Rehman et al., 2022).

f. Présence d'espèces invasives

Les espèces végétales non indigènes, souvent introduites par les activités humaines, peuvent envahir les écosystèmes forestiers et perturber leur équilibre (Sanders et al., 2024). Ces espèces envahissantes peuvent concurrencer les plantes locales pour les ressources, modifier la composition du sol et nuire à la régénération des espèces indigènes (Richardson and Pyšek, 2006). La prolifération d'espèces invasives compromet la capacité de la forêt à se rétablir naturellement et peut entraîner la perte de biodiversité à long terme, affectant ainsi la résilience de l'écosystème (Wang et al., 2025).

g. Régénération naturelle

La régénération naturelle est un aspect fondamental pour évaluer la santé d'une forêt. Elle consiste en la capacité de la forêt à renouveler ses espèces d'arbres sans intervention humaine, à travers le recrutement de jeunes plants. La présence de jeunes arbres en bonne santé, capables de croître et de remplacer les vieux arbres, est un signe de stabilité et de longévité de l'écosystème (Chazdon, 2019). Un manque de régénération naturelle peut indiquer que la forêt

est soumise à des pressions trop importantes, comme la surpâturage ou des sols appauvris, limitant ainsi sa capacité à se restaurer après des perturbations (Peñuelas and Sardans, 2021).

3. Qualité des Sols

Les caractéristiques du sol jouent un rôle fondamental dans le maintien de la santé et de la productivité des forêts (Fahad et al., 2022). Les sols forestiers fournissent aux plantes les nutriments nécessaires pour leur croissance, soutiennent la diversité des espèces et régulent les cycles de l'eau (Huntley, 2023). Une dégradation des sols entraîne souvent une baisse de la capacité de la forêt à se régénérer et à remplir ses fonctions écologiques (Kumar et al., 2022).

a. Composition en nutriments

Les sols forestiers doivent être riches en matières organiques, qui favorisent la rétention d'eau et l'apport en nutriments essentiels, tels que l'azote (N), le phosphore (P) et le potassium (K) (Brady, 1984; Brady et al., 2008). Ces nutriments sont cruciaux pour la croissance des plantes et leur développement sain. L'appauvrissement des sols en matière organique ou en nutriments peut indiquer une dégradation progressive de la forêt, réduisant sa capacité à soutenir une végétation diversifiée et saine (Vitousek and Howarth, 1991). Cela peut résulter de l'érosion, de la surexploitation forestière ou de pratiques de gestion non durables.

b. Taux d'érosion

L'érosion des sols est un indicateur clé de la santé des écosystèmes forestiers. Lorsque les sols forestiers sont dégradés par la déforestation, la surpâturage, ou les incendies, ils deviennent plus vulnérables à l'érosion par l'eau ou le vent (Kumar et al., 2022). L'érosion peut entraîner la perte des couches superficielles du sol, riches en nutriments, rendant la régénération naturelle difficile (Lal, 2003). Dans les zones où l'érosion est élevée, les processus de régénération de la forêt sont souvent ralentis, menaçant à terme la stabilité de l'écosystème.

c. Capacité de rétention d'eau

La capacité des sols forestiers à retenir l'eau est essentielle pour assurer l'humidité nécessaire à la croissance des plantes, particulièrement dans les écosystèmes soumis à des conditions climatiques variables ou à la sécheresse (Gavrilescu, 2021). Les sols riches en matière organique, avec une structure bien aérée, retiennent mieux l'eau et maintiennent ainsi un

niveau d'humidité suffisant pour les racines des plantes(Hillel, 2003). Un sol compacté ou dégradé par l'érosion perd sa capacité de rétention d'eau, ce qui peut compromettre la survie des jeunes plantes et la résilience générale de la forêt face aux perturbations climatiques (Sonderegger and Pfister, 2021).

4. Biodiversité Faunistique

La biodiversité faunistique est un indicateur clé de la santé et de la résilience d'un écosystème forestier. La diversité des espèces animales reflète la qualité de l'habitat, la disponibilité des ressources, et la capacité de la forêt à soutenir les fonctions écologiques essentielles. L'observation des espèces animales présentes, ainsi que l'analyse de leur comportement et de leurs interactions, permet de mieux comprendre l'état global de l'écosystème forestier(Wani and Sahoo, 2021).

a. Présence d'espèces indicatrices

Certaines espèces animales, appelées espèces indicatrices, sont particulièrement sensibles aux changements dans leur environnement et peuvent fournir des informations cruciales sur l'état de l'écosystème. Par exemple, les oiseaux forestiers, les amphibiens et les grands prédateurs, comme les loups ou les tigres, sont souvent utilisés pour évaluer la santé d'une forêt (Lindenmayer and Likens, 2010). Leur absence ou leur déclin peut signaler des perturbations écologiques, telles que la dégradation de l'habitat, la pollution ou la surexploitation des ressources. La présence de ces espèces est souvent associée à une bonne qualité de l'habitat et à une gestion durable des forêts.

a. Diversité faunistique

Une forêt en bonne santé est capable de soutenir une grande diversité faunistique, comprenant des mammifères, des oiseaux, des amphibiens, des reptiles et des insectes(Myers et al., 2000). Cette diversité est essentielle au maintien des interactions écologiques, telles que la pollinisation, la dispersion des graines, et la régulation des populations de proies et de prédateurs. Un déclin de la diversité faunistique peut être le signe d'une perturbation dans l'écosystème, souvent causée par la perte d'habitat, le changement climatique, la pollution ou l'introduction d'espèces invasives(Adla et al., 2022). En particulier, les forêts tropicales et les

forêts primaires, qui abritent des niveaux de biodiversité exceptionnellement élevés, sont particulièrement vulnérables aux pressions anthropiques (Karger et al., 2021).

b. Effets de la fragmentation

La fragmentation des habitats forestiers, causée par la déforestation, les infrastructures ou l'urbanisation, a des conséquences néfastes sur la faune. Lorsque les habitats sont divisés en petites parcelles isolées, les espèces sensibles (Berenguer et al., 2021), comme les grands mammifères et les oiseaux migrateurs, sont particulièrement touchées (Fahrig, 2003). La fragmentation entraîne souvent un isolement des populations animales, ce qui limite leurs déplacements, réduit leur accès aux ressources et augmente leur vulnérabilité à la prédation ou à la consanguinité. Par exemple, les grands prédateurs, qui ont besoin de vastes territoires pour se nourrir et se reproduire, sont souvent les premiers affectés. La fragmentation peut ainsi provoquer un déclin des populations animales, modifiant profondément la structure de l'écosystème forestier (Pompeu and de Oliveira Portella, 2023).

5. Impact des Activités Humaines

Les activités humaines ont un impact profond et souvent destructeur sur les écosystèmes forestiers, affectant leur structure, leur composition, et leur capacité à se régénérer (Peñuelas and Sardans, 2021). Évaluer l'impact des activités anthropiques est donc essentiel pour comprendre l'état global de la forêt et pour planifier des stratégies de gestion durable (Lier et al., 2022).

a. Déforestation et dégradation

La déforestation et la dégradation des forêts constituent des menaces majeures pour les écosystèmes forestiers, causées par l'exploitation forestière illégale, la conversion des terres pour l'agriculture, l'urbanisation et les infrastructures (Hansen et al., 2013b). La déforestation entraîne une perte massive de biodiversité, une dégradation des sols, ainsi qu'une réduction de la capacité des forêts à stocker le carbone, contribuant ainsi aux changements climatiques (Kumar et al., 2022). Les technologies de télédétection sont souvent utilisées pour suivre et mesurer les pertes de couverture forestière sur de grandes échelles, permettant ainsi de mieux comprendre l'étendue de la déforestation et d'identifier les zones prioritaires pour la conservation (Achard et al., 2002; Fassnacht et al., 2024).

b. Pression d'exploitation

L'exploitation des ressources naturelles forestières, comme le bois, les produits forestiers non ligneux, et le pâturage, peut exercer une pression excessive sur les écosystèmes, entraînant une réduction de leur capacité à se régénérer naturellement (Inatimi, 2023). L'exploitation intensive du bois, par exemple, peut entraîner la perte de certaines espèces d'arbres et une modification de la structure de la forêt, ce qui peut à son tour affecter la faune et la flore locales (Putz et al., 2008). L'intensité du pâturage peut également contribuer à la dégradation des sols et à l'érosion, limitant la régénération de la végétation (Djebbouri, 2020).

c. Pollution

Les forêts situées à proximité des zones industrielles, agricoles ou urbaines sont souvent exposées à divers types de pollution, notamment la pollution des sols, de l'air et de l'eau (Edo et al., 2024). Les pesticides et les engrais utilisés dans les zones agricoles environnantes peuvent se disperser et contaminer les forêts voisines, entraînant une perturbation des écosystèmes et une mortalité accrue des espèces végétales et animales (Matson et al., 1997). La pollution atmosphérique, en particulier les émissions industrielles de dioxyde de soufre et d'oxydes d'azote, peut causer l'acidification des sols forestiers, ce qui affecte la disponibilité des nutriments essentiels pour la végétation (Likens et al., 1995). En outre, la présence de métaux lourds dans les sols peut également poser des risques pour la santé des forêts et des organismes qui y vivent (Alengebawy et al., 2021).

6. Résilience de la Forêt

La résilience d'une forêt est sa capacité à se remettre des perturbations (Falk et al., 2022), qu'elles soient naturelles (incendies, tempêtes) ou d'origine humaine (exploitation forestière, urbanisation) (Dauphiné and Provitolo, 2007). La résilience d'un écosystème est essentielle pour assurer sa durabilité à long terme, ainsi que la préservation de ses fonctions écologiques. Plusieurs facteurs influencent la résilience d'une forêt, notamment sa capacité de régénération, l'intégrité de ses habitats et son adaptation aux changements climatiques (Cole et al., 2014).

a. Capacité de régénération

La capacité de régénération d'une forêt, c'est-à-dire sa capacité à récupérer après une perturbation, est l'un des indicateurs les plus importants de sa résilience. Après une

perturbation comme une tempête ou une coupe forestière, la régénération naturelle des arbres et le retour de la faune sont des signes d'un écosystème en bonne santé (Chazdon, 2019; Falk et al., 2022). Une forêt capable de se régénérer rapidement montre une résilience élevée, car elle est capable de rétablir les interactions écologiques et les processus fonctionnels qui lui permettent de prospérer. L'absence de régénération naturelle, en revanche, peut indiquer un déclin écologique à long terme (Oikonomou et al., 2025).

b. Fragmentation des habitats

La fragmentation des habitats constitue une menace majeure pour la résilience des forêts (Tan et al., 2024). Une forêt continue, sans barrières ni isolements, permet une meilleure connectivité écologique, ce qui est essentiel pour les espèces qui migrent, se reproduisent, ou s'adaptent aux changements de leur environnement. En revanche, la fragmentation isole les populations animales et végétales, réduit la diversité génétique et affaiblit la résilience de l'écosystème (Fahrig, 2003). Les forêts fragmentées sont moins capables de résister aux perturbations et sont plus vulnérables aux invasions biologiques, à la perte de biodiversité et aux impacts des changements climatiques (Peñuelas and Sardans, 2021).

c. Adaptation au changement climatique

Les forêts sont de plus en plus confrontées aux changements climatiques, qui se manifestent par des sécheresses prolongées, des inondations, des incendies plus fréquents, et des changements dans la distribution des espèces (Funk, 2021). Certaines forêts, comme les forêts tropicales, sont particulièrement vulnérables à ces changements, en raison de la sensibilité de leur biodiversité et de leur régulation climatique (Malhi et al., 2008). L'évaluation de la résilience d'une forêt face au changement climatique inclut l'analyse de sa capacité à maintenir ses fonctions écologiques malgré des conditions environnementales changeantes. Des stratégies de gestion adaptative, comme la reforestation et la protection des corridors écologiques, peuvent améliorer la résilience des forêts face aux risques climatiques (Simonson et al., 2021).

7. Technologies utilisées pour l'évaluation.

L'évaluation de l'état des forêts s'appuie sur des technologies de plus en plus sophistiquées, permettant une analyse plus précise et à grande échelle des écosystèmes forestiers (Marín et

al., 2021). Ces outils facilitent la collecte de données sur la structure, la composition et la santé des forêts, tout en rendant les processus d'évaluation plus efficaces et accessibles (Carta et al., 2023).

a. Télédétection :

La télédétection, à travers l'utilisation d'images satellites et de drones, est un outil essentiel pour suivre les changements de couverture forestière et évaluer la fragmentation des forêts sur de vastes territoires (Blaga et al., 2023). Elle permet de cartographier les zones de déforestation, d'analyser la dynamique de la régénération forestière, et de détecter les perturbations dues aux incendies, à la déforestation ou aux activités humaines (Achard et al., 2002). Les satellites comme Landsat et Sentinel fournissent des données en temps quasi réel, permettant une surveillance continue et un suivi des tendances sur plusieurs décennies (Hemati et al., 2021).

Les drones, quant à eux, offrent des observations plus localisées et à plus haute résolution, ce qui est particulièrement utile pour évaluer des zones inaccessibles ou pour obtenir des images détaillées des forêts endommagées. Ils peuvent être équipés de capteurs multispectraux ou thermiques pour identifier les espèces végétales, surveiller la santé des forêts et estimer la biomasse (Young et al., 2022).

b. LIDAR

Le LIDAR (Light Detection and Ranging) est une technologie de télédétection qui utilise des faisceaux laser pour générer des images en 3D de la structure des forêts (Neuville et al., 2021). Cette technique permet de mesurer avec précision la hauteur des arbres, la densité de la canopée, et la complexité structurelle de la forêt, des informations essentielles pour évaluer la santé de l'écosystème et estimer les stocks de carbone (Dubayah et al., 2020). Le LIDAR est particulièrement utile pour les inventaires forestiers dans les forêts denses ou tropicales, où d'autres méthodes de télédétection peuvent être moins efficaces (Sakib, 2022)-.

c. Inventaire forestier

L'inventaire forestier reste une méthode traditionnelle mais indispensable pour évaluer les forêts. Il consiste en des relevés de terrain détaillés sur la diversité des espèces, la densité des arbres, l'âge des peuplements forestiers, et l'état des sols. Cette méthode permet de recueillir

des données directes et spécifiques, telles que le diamètre et la hauteur des arbres, la régénération naturelle, et la santé des espèces végétales (FAO, 2012). Les inventaires forestiers fournissent également des informations sur la présence de maladies, de parasites et sur la biodiversité faunistique. Combinés avec des technologies comme le LIDAR et la télédétection, les inventaires de terrain offrent une image plus complète et précise de l'état des forêts (Xiang et al., 2024).

8. Matériels et méthodes

8.1 Échantillonnage de la végétation

L'échantillonnage de la végétation est détaillé plus haut dans la partie II : Analyse floristique.

L'inventaire floristique se base sur les 120 observations réalisées dans la chênaie verte d'El Hassasna entre mars et la mi-juin de 2022 à 2024. C'est une phase optimale, généralement précédée de pluies qui favorisent la germination des plantes annuelles. Le système de prélèvement utilisé pour l'analyse de la végétation est subjectif. Le moyen le plus simple et intuitif consiste à choisir des zones qui paraissent particulièrement homogènes et représentatives (Gounot, 1969).

Les relevés ont été effectués selon la méthode stigmatise sur des zones homogènes sur le plan physiognomique, floristique et écologique (Géhu, 1981).

L'espace minimal est compris entre 400 et 500 m², selon le type de végétation considérée (Gounot, 1969; Ozenda, 1982) .

On attribue à chaque espèce un coefficient d'abondance-dominance, une échelle mixte fréquemment employée. La quantité d'individus par unité de surface est appelée abondance, tandis que la dominance correspond à la totalité de la surface occupée par les individus concernés (Royer, 2009).

8.2 Calcul des indices de diversité

Les indices de diversité suivants ont été calculés pour chaque relevé : l'indice de Shannon (H'), l'indice de Simpson (D), l'indice d'équitabilité de Pielou (J') et l'indice de richesse spécifique (S). Ces indicateurs sont utilisés pour évaluer la variété, l'équité et la prédominance des espèces dans les relevés.

8.2.1. Indice de diversité de Shannon (H')

L'indice de Shannon-Wiener est l'une des mesures courantes de la biodiversité (Hill, 1973) . Il prend en compte à la fois le nombre d'espèces (richesse spécifique) et la régularité (équitabilité) dans la répartition des individus parmi les espèces. L'indice augmente lorsque le nombre d'espèces uniques augmente ou lorsque la répartition des individus entre les espèces est plus uniforme. Il est calculé comme suit :

$$H' = - \sum_i^s p_i \ln(p_i)$$

Où :

- S est le nombre total d'espèces (richesse spécifique),
- P_i est la proportion d'individus de l'espèce i par rapport au nombre total d'individus.

Cet indice est exprimé en bits par individu (bit/indv), et sa valeur se situe entre 0 bits (absence de diversité) et 5 bits par individu (diversité maximale) (Frontier, 1983).

8.2.2. Indice de Simpson

L'indice de Simpson, en tant qu'indicateur d'équitabilité, permet de mesurer la distribution des individus parmi les espèces d'une communauté. Lorsque cet indice tend vers 0, cela indique une forte dominance d'une seule espèce, ce qui signifie que la majorité des individus appartient à cette espèce (Somerfield et al., 2008).

En revanche, lorsque l'indice tend vers 1, cela reflète une co-dominance entre plusieurs espèces, c'est-à-dire une répartition plus équilibrée des individus parmi les différentes espèces.

$$\gamma = \sum_{i=1}^s p_i^2$$

Où S représente le nombre d'espèces et p_i la proportion de la couverture individuelle des espèces par rapport à la couverture totale.

8.2.3. Equitabilité (régularité)

L'équitable se réfère à la régularité de la distribution des espèces et à leur abondance relative. Elle a été mesurée à l'aide de l'indice Evar proposé par Smith et Wilson (1996) (Smith and Wilson, 1996), qui présente plusieurs avantages, notamment son indépendance vis-à-vis de la richesse spécifique et sa sensibilité aux espèces rares. Cet indice varie entre 0 et 1, où une valeur proche de 0 indique une forte dominance d'une ou plusieurs espèces, tandis qu'une valeur proche de 1 signale une distribution plus équilibrée des individus entre les différentes espèces.

$$E_{var} = 1 - \frac{2}{\pi} \arctan \left(\frac{\sum_{i=1}^s \left(\ln(pi) - \frac{\sum_{i=1}^s \ln(pi)}{s} \right)^2}{s} \right)$$

On a calculé la richesse en espèces (S), l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H') et l'indice de diversité de Simpson afin de décrire le schéma de diversité des espèces pour chaque parcelle (c.-à-d. diversité alpha, α) et pour chaque groupement végétal identifié par TWINSpan (c.-à-d. diversité bêta, β). Les différences entre les valeurs moyennes des indices de diversité entre les groupements végétaux ont été évaluées à l'aide d'une analyse de variance non paramétrique avec le test de Kruskal-Wallis et la comparaison multiple des rangs moyens. Les différences étaient considérées comme significatives si $P < 0,05$. Cette analyse a été réalisée à l'aide de SPSS 21.0.

8.3. Stratification et Recouvrement :

Afin de mettre en évidence les principaux éléments de la structure verticale de la végétation, seules trois couches ont été choisies : arborescentes, arbustives et aromatiques. Les trois strates sont identifiées en utilisant l'échelle suivante (Djebbouri, 2020) :

- Strate arborescente : 3 mètre et plus.
- Strate arbustive : entre 0,50 m et 3 m.
- Les strates herbacées : comprennent l'ensemble des espèces non ligneuses. En général, ces espèces ne dépassent pas 0,50 m.

Pour chaque relevé, le pourcentage de recouvrement total ainsi que les recouvrements des trois strates végétales identifiées (arborée, arbustive et herbacée) ont été soigneusement consignés. La quantification du recouvrement végétal a été effectuée en évaluant la surface occupée par chaque strate par rapport à la surface totale du relevé.

8.4. Intensité de pâturage :

L'échelle suivante a été utilisée pour évaluer la pression de pâturage dans la zone d'étude, en se basant sur les recherches de Medjahdi (2001, 2010) et (Djebbouri and Terras, 2022) :

1. Visible, mais sans entraîner de dommages importants, à l'exception de la couche herbacée.
2. Des dommages considérables ont été causés à la couche herbacée et au feuillage de la couche buissonnante.
3. Dommages considérables à la couche de buisson.
4. Sous-bois très altéré.
5. Évacuation quasi totale de la couche de buisson.

Cette échelle permet d'évaluer de manière qualitative l'impact du pâturage sur la végétation (Medjahdi, 2010).

8.5. Caractéristiques dendrométriques :

Nous avons effectué les mesures dendrométriques pour chaque relevé que nous avons réalisé sur le terrain.

Cépée : Un ensemble de brins ou tiges qui proviennent d'une même souche, souvent suite à une coupe ou une perturbation. Le chêne vert se régénère naturellement sous forme de cépées.

- **Brin :** Une tige ou un tronc issu d'une souche ou d'une racine après la coupe d'un arbre. Plusieurs brins peuvent pousser sur une même cépée.

8.5.1. Variables mesurées

1. **Densité des cépées :** Nombre de cépées par hectare.
2. **Nombre de brins par cépée :** Comptez les brins pour chaque cépée.
3. **Hauteur des brins :** Mesurez la hauteur des brins les plus élevés.

4. **Circonférence des brins** : Calculer la circonférence moyenne des brins de chaque cépée.

Les mesures dendrométriques pour les arbres :

1. **Diamètre à hauteur de poitrine (DHP)** : Le diamètre à hauteur de poitrine (généralement mesuré à 1,30 m du sol) est l'une des mesures les plus courantes en dendrométrie.
2. **Hauteur de l'arbre** : La hauteur est une autre mesure cruciale, souvent utilisée pour estimer le volume de bois.
3. **Taux de recouvrement** : C'est la proportion de la surface du sol qui est couverte par la canopée des arbres. Cela permet d'évaluer la densité de la couverture forestière.

10. Résultat et discussions :

10.1. Diversité Taxonomique

Nous avons enregistré 96 espèces appartenant à 19 familles botaniques et 74 genres. Les familles les plus significatives comprennent celle des Asteraceae, qui compte 16 genres, des Poaceae 9 avec 10 genres, des Apiaceae avec 5 genres, des Brassicaceae avec 5 genres, Lamiaceae avec 4 genres et des Fabaceae avec 4 genre . Le reste des familles est représentées par deux à un seul genre (Tableau 18).

Tableau 18 : Les espèces floristiques recensées dans la zone d'étude.

Famille	Genres	Espèces
ANACARDIACEAE	1	2
APIACEAE	5	7
ARECACEAE	1	1
ASPARAGACEAE	5	6
ASTERACEAE	16	19
BORAGINACEAE	2	2

BRASSICACEAE	5	5
CAPRIFOLIACEAE	2	2
CARYOPHYLLACEAE	2	2
CISTACEAE	2	5
CONVOLVULACEAE	1	1
CUPRESSACEAE	1	1
EUPHORBIACEAE	1	2
FABACEAE	4	5
FAGACEAE	1	2
GERANIACEAE	1	2
IRIDACEAE	1	1
LAMIACEAE	4	6
MALVACEAE	1	2
OLEACEAE	1	1
PAPAVERACEAE	1	2
PINACEAE	1	1
PLANTAGINACEAE	1	3
POACEAE	9	10
PRIMULACEAE	1	1
RANUNCULACEAE	1	2
RESEDACEAE	1	1
RUTACEAE	1	1
XANTHORRHOEACEAE	1	1
	74	96

Les Asteraceae est la famille la plus répandue dans la zone d'étude, C'est la famille la plus présente dans la flore algérienne (Quézel , Santa 1961-1962). La particularité de cette famille réside dans ses capacités à s'adapter aux conditions de sécheresse extrême.

10.2. Type biologique :

La composition du spectre biologique est dominée par les thérophytes (37 taxons, 38,54 %) par rapport aux autres formes de vie, d'après la liste générale des espèces recensées. 19 espèces (22,91 %) sont également présentes dans les chaméphytes, suivies par les hémicryptophytes et les géophytes, avec respectivement 19 espèces (19,79 %) et 11 espèces (11,45 %). Les phanérophytes sont peu nombreuses, ne comptant que 7 espèces (7,29 %) (Figure 31).

Selon le recensement global des espèces, le spectre biologique brut est dominé par les thérophytes (38,54 %) sur les autres formes de vie. Il est caractéristique des régions méditerranéennes et arides où le stress hydrique est élevé (Bagella and Caria, 2012; Blumler, 2018). Effectivement, la présence élevée de thérophytes est un indicateur de l'aridité de l'environnement (Mohamed Amara and Mohamed Bouazza, 2016) et le phénomène de thérophytie est perçu par Daget (1980) comme une stratégie pour éviter les périodes défavorables (Saidi and Keifa, 2024).

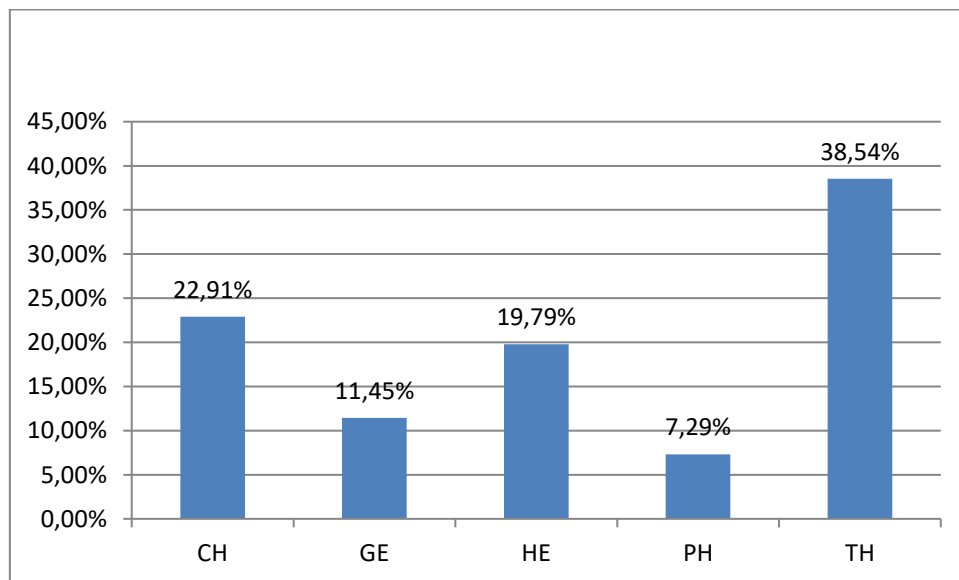


Figure 31 : Spectre biologique de la flore recensée.

Le phénomène d'aridification des sols serait particulièrement adapté aux chamaephytes (22,91 % de la liste), car elles peuvent développer différentes formes d'adaptation à la sécheresse (Floret, 1990; Montserrat-Martí et al., 2011).

La présence importante des hémicryptophytes (19,79 %) peut être attribuée à la haute altitude et à la richesse du sol en matière organique (Di Biase et al., 2021) (Barbero et Quézel, 1989). Les phanérophytes sont composés de 7 espèces (7,29 %), qui, bien qu'ayant une faible diversité spécifique, sont parfois dominantes par leur recouvrement et sont donc à l'origine d'un cortège floristique spécifique aux milieux forestiers (Floret, 1990).

10.3. Les indices de diversité :

Les indices de la biodiversité ont été calculés à l'aide des logiciels Juice 7.2 et SPSS 21.0, les résultats obtenus sont présentés sur le tableau 19 ;

Tableau 19 : les moyennes des valeurs des indices de la biodiversité pour chaque groupe.

GROUPE	Shanon_wiener	Simpson	Pielou1975	Smith_wilson _1996Evar
Groupe 1	1,45	0,61	0,69	0,66
Groupe 2	1,95	0,79	0,82	0,69
Groupe 3	2,02	0,80	0,81	0,66
Groupe 4	1,86	0,78	0,88	0,83
Groupe 5	1,85	0,80	0,87	0,76
Groupe 6	2,58	0,86	0,86	0,83
Groupe 7	2,50	0,88	0,89	0,82
Groupe 8	2,14	0,80	0,81	0,71
Groupe 9	2,52	0,86	0,83	0,71
Groupe 10	2,39	0,86	0,85	0,73
Moyenne	2,10	0,80	0,83	0,73

- **Indice de Shannon-Wiener**

Les valeurs d'indice de Shannon dans cette analyse varient de 1,45 à 2,58, ce qui montre une diversité moyenne à élever pour la plupart des groupes, , conforme aux seuils généralement admis (Magurran, 2003). Un indice de Shannon élevé, comme observé dans les Groupes 6, 7,

et 10, indique une plus grande diversité d'espèces, ce qui est généralement signe d'un écosystème stable et résilient (Magurran, 2003). Un indice faible, comme dans le Groupe 1, peut être le signe d'une communauté avec une diversité réduite, potentiellement exposée à une dominance par quelques espèces, ce qui peut rendre l'écosystème plus vulnérable aux perturbations.

- **Indice de Simpson**

L'indice de Simpson varie ici de 0,61 à 0,88, reflétant le degré de dominance dans chaque groupe. Des valeurs élevées, comme celles observées dans les Groupes 6, 7, 9, et 10, indiquent une dominance faible, où aucune espèce ne domine largement, favorisant ainsi la stabilité écologique (Begon and Townsend, 2021). En revanche, un indice de Simpson plus bas (comme dans le Groupe 1) peut indiquer une faible diversité d'espèces et une dominance plus prononcée, suggérant un écosystème moins équilibré, où les ressources pourraient être exploitées de manière inégale.

- **Indice d'Équitabilité de Pielou**

Cet indice permet de mesurer l'uniformité de la distribution des espèces au sein d'une communauté. Dans cette analyse (tableau 19), les valeurs de Pielou varient de 0,69 à 0,89, montrant une distribution assez uniforme dans la plupart des groupes. Des valeurs élevées dans les Groupes 6, 7, et 10 indiquent que les espèces sont réparties de manière plus équitable, ce qui est souvent associé à une compétition équilibrée pour les ressources et une résilience accrue face aux changements environnementaux (Pielou, 1967).

- **Indice de Smith et Wilson pour la variation d'équité**

L'indice de Smith et Wilson permet de mesurer la variabilité dans la répartition des espèces. Les valeurs de cet indice varient ici de 0,66 à 0,83, suggérant que certains groupes, comme les Groupes 4, 6 et 7, ont une meilleure équité dans la distribution des espèces. Cette répartition équilibrée est souvent considérée comme un indicateur de stabilité écologique, car une plus grande équité entre les espèces rend l'écosystème moins susceptible de subir des pertes importantes en cas de perturbation (Smith and Wilson, 1996).

Les résultats obtenus montrent des différences significatives de diversité et d'équité entre les groupes (figure 32). Les Groupes 6, 7, et 10 présentent des valeurs élevées sur tous les

indices, ce qui suggère une biodiversité riche et une structure écologique stable, conforme aux conclusions de Magurran (2004) et Begon et al. (2006) sur la résilience des écosystèmes diversifiés. En revanche, le Groupe 1, avec des indices plus faibles, semble présenter une diversité réduite et une distribution moins équilibrée, pouvant indiquer un environnement plus sensible aux perturbations, comme l'explique Pielou (1966).

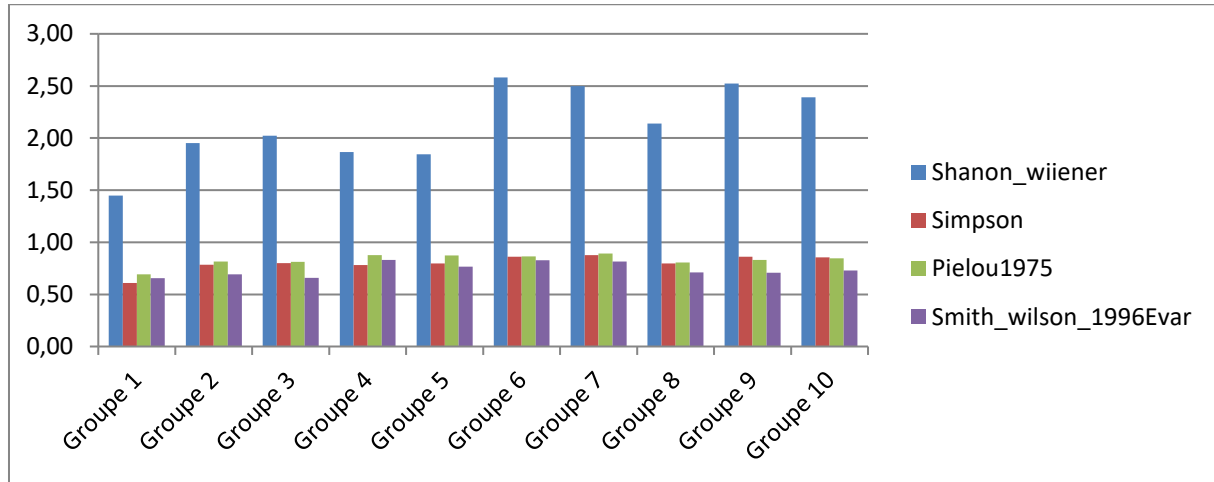


Figure 32 : Valeurs moyennes des indices de diversité (Moyennes \pm Erreur standard) dans les groupes d'espèces écologiques étudiés.

10.4. Stratification et recouvrement :

Les résultats obtenus sont présentés dans la figure 33 et le tableau 20:

Tableau 20 : Recouvrement par strate pour chaque groupe végétale.

Groupe	Recouvrement total	Recouvrement de la strate arborée	Recouvrement de la strate arbustive	Recouvrement de la strate herbacée
1	41,15	0,00	8,46	34,62
2	45,00	0,00	34,00	22,00
3	42,50	0,00	30,42	22,08
4	23,75	2,50	17,50	15,00
5	33,41	0,45	23,64	17,50
6	50,00	0,00	42,50	17,50

7	47,50	0,00	40,00	16,88
8	53,57	0,00	43,33	22,14
9	61,54	0,00	51,54	25,38
10	51,11	0,00	38,33	25,00
Moyen	46,04	0,17	33,29	22,67

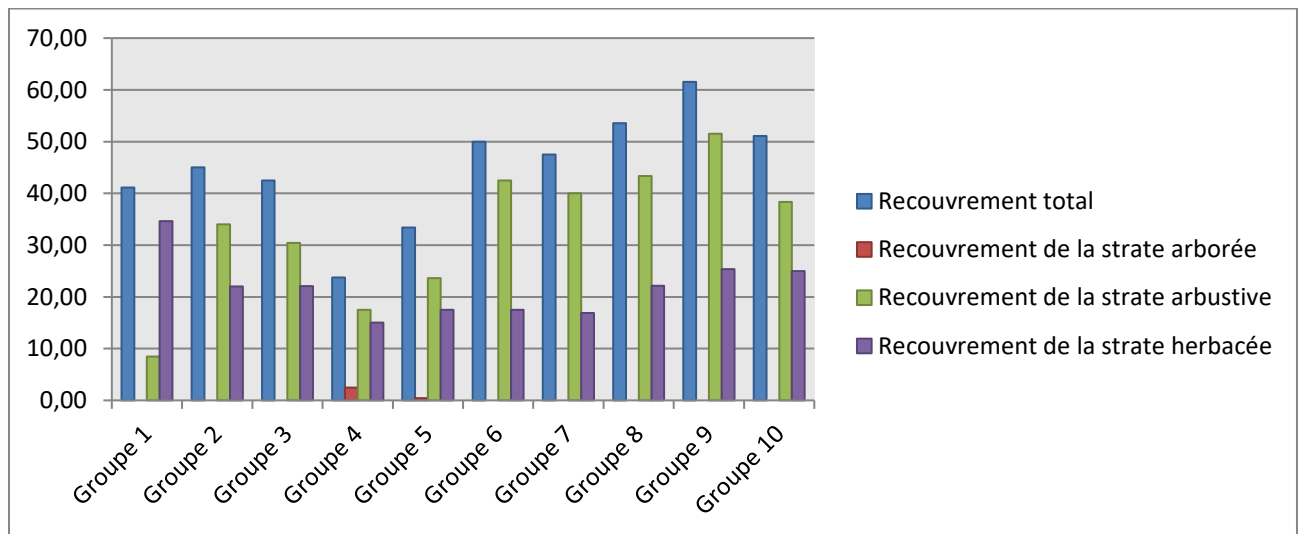


Figure 33 : recouvrement florestique par strates par groupe dans la zone d'étude.

➤ Couverture Totale

Le taux de couverture globale varie entre 23,75 % (Groupe 4) et 61,54 % (Groupe 9), la moyenne est de 46,04 %. Les groupes 8, 9 et 10 présentent des valeurs de couverture intégrale qui dépassent la moyenne, indiquant une végétation plus épaisse dans ces groupes. Cependant, les Groupes 4 et 5 présentent une couverture totale plus faible.

➤ Couverture de la strate arborée

La strate arborée est très peu représentée dans ces groupes, avec des valeurs proches de 0 pour la plupart d'entre eux, à l'exception du Groupe 4 (2,5 %) et du Groupe 5 (0,45 %).

➤ Couverture de la strate arbustive

La couverture arbustive varie considérablement entre les groupes, avec des valeurs allant de 8,46 % (Groupe 1) à 51,54 % (Groupe 9). La moyenne de cette strate est de 33,29 %, et les groupes ayant des valeurs nettement supérieures à cette moyenne (comme les Groupes 6, 7, 8 et 9) présentent une forte densité d'arbustes.

➤ **Couverture de la strate herbacée**

La couverture herbacée varie de 15 % (Groupe 4) à 34,62 % (Groupe 1), avec une moyenne de 22,67 %. Les Groupes 1 et 9 ont les valeurs les plus élevées, ce qui pourrait indiquer un couvert herbacé plus important, favorable à des habitats ouverts et pouvant être influencé par des facteurs comme la lumière et la compétition avec les arbustes.

Globalement, les Groupes 8 et 9 se distinguent par une couverture totale élevée, une forte densité arbustive et une couverture herbacée relativement importante. Les Groupes 4 et 5 ont une couverture totale et une couverture herbacée inférieures à la moyenne, ainsi qu'une faible densité de la strate arborée et arbustive.

10.5. Intensité de pâturage :

D'après les données présentées dans la figure 34, l'analyse de l'intensité du pâturage montre que la valeur maximale a été enregistrée dans le groupe 4 avec une intensité de 4,00, tandis que la valeur minimale a été observée dans le groupe 9 avec une intensité de 2,00. Les groupes ayant une intensité supérieure à la moyenne (2,98) sont : le groupe 1 (3,38), le groupe 2 (3,00), le groupe 3 (3,17), le groupe 4 (4,00) et le groupe 5 (3,64). En revanche, les groupes avec une intensité inférieure à la moyenne sont : le groupe 6 (2,75), le groupe 7 (2,50), le groupe 8 (2,71), le groupe 9 (2,00) et le groupe 10 (2,78).

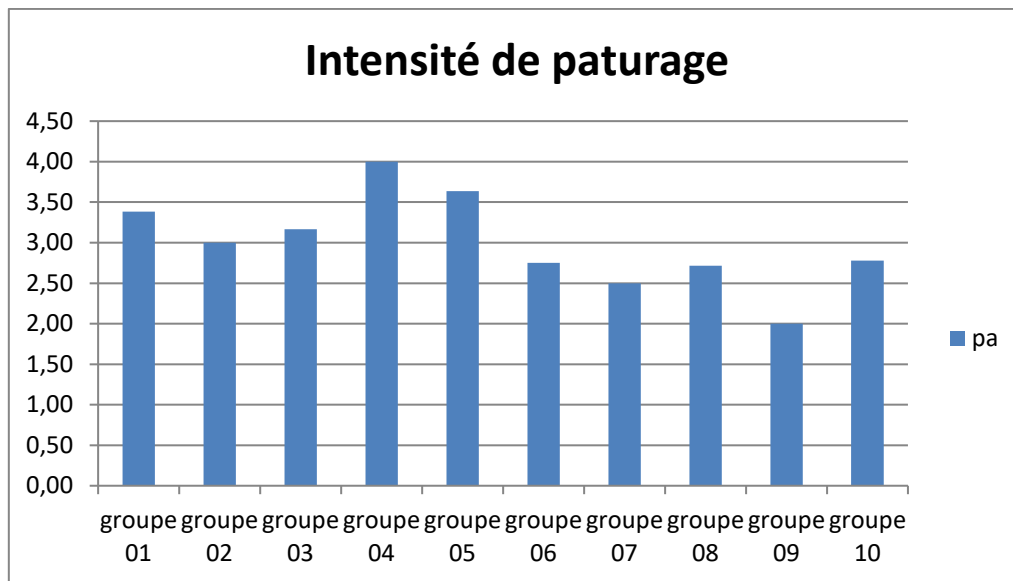


Figure 34 : Intensité de pâturage.

10.6. Caractéristiques dendrométriques :

Les résultats des caractères dendrométriques de la zone d'étude sont obtenus sur le tableau 21. Le nombre de cépées par hectare (nbr_cep_he) varie d'un groupe à l'autre. Nous avons enregistré la moyenne la plus élevée pour le groupe n°09 avec 132 cépées par hectare, tandis que la moyenne la plus basse a été observée dans le groupe n°01, avec 34. Des valeurs inférieures à la moyenne générale des groupes (93) ont également été enregistrées dans les groupes 1, 2, 4 et 5, avec des valeurs de 34, 70, 37 et 57 respectivement. Avec des valeurs supérieures à la moyenne dans les autres groupes.

Le nombre moyen des brins par cépée (nbr_bri_cp) varie d'un groupe à l'autre. Nous avons enregistré la moyenne la plus élevée pour le groupe n°10 avec 16 brins par cépée, tandis que la moyenne la plus basse a été observée dans le groupe n°04, avec 6 brins par cépée. Des valeurs inférieures à la moyenne générale des groupes (13) ont également été enregistrées dans les groupes 1, 2, 3, 4 et 5, avec des valeurs de 8, 13, 12,6 et 11 respectivement. Avec des valeurs supérieures à la moyenne dans les autres groupes.

Le nombre moyen de brins par hectare (nbr_bri_he) varie d'un groupe à l'autre. Nous avons enregistré la moyenne la plus élevée pour le groupe n°09 avec 2102,92 brins par hectare, tandis que la moyenne la plus basse est représentée par le groupe 01, avec 298 brins par hectare. Des valeurs inférieures à la moyenne générale des groupes (1367) ont également été enregistrées dans les groupes 2, 4 et 5, avec des valeurs de 925, 300 et 720 respectivement. Avec des valeurs supérieures à la moyenne dans les autres groupes 03, 06, 07, 07,08 et 10. Avec des valeurs de 1412, 1530, 1831, 1831,1831 et 1942.

Les valeurs de la circonférence des cépées (cir_cep_m) ont varié entre 2 et 5,14 m, avec une moyenne générale pour les groupes de 4,43 m. La valeur la plus élevée a été enregistrée dans le groupe n°09 avec 5,43 m, tandis que la plus basse, de 2 m, a été observée dans le groupe n°01. Des valeurs inférieures à la moyenne générale ont également été enregistrées dans les groupes 1, 2, 4 et 5, avec des valeurs respectives de 2, 3,99, 3,41 et 4,01. En revanche, les valeurs des autres groupes étaient supérieures à la moyenne.

Les valeurs de la circonférence des brins (cir_bri_cm) ont varié entre 20,57cm et 35.53cm, avec une moyenne générale pour les groupes de 28.36 cm. La valeur la plus élevée a été enregistrée dans le groupe n°09 avec 35.63 cm, tandis que la plus basse, de 20.57cm, a été observée dans le groupe n°04. Des valeurs inférieures à la moyenne générale ont également été enregistrées dans les groupes 1, 2,3, 4 et 6, avec des valeurs respectives de 20.57, 25.86, 24.89, 20.57 et 26.22. En revanche, les valeurs des autres groupes étaient supérieures à la moyenne.

Les valeurs des hauteurs des brins (cir_ha_m) ont varié entre 0.5 m et 2.02 m, avec une moyenne générale pour les groupes de 1.29 m. La valeur la plus élevée a été enregistrée dans le groupe n°09 avec 2.02 m, tandis que la plus basse, de 0.50 m, a été observée dans le groupe n°01. Des valeurs inférieures à la moyenne générale ont également été enregistrées dans les

groupes 1, 2,3, 4 et 5, avec des valeurs respectives de 0.5, 1.04, 1.18, 0.81 et 0.90. En revanche, les valeurs des autres groupes étaient supérieures à la moyenne.

L'analyse de ces données montre que la différenciation entre futaie et taillis reste peu marquée dans notre zone d'étude. Les faibles hauteurs enregistrées dans la majorité des groupes témoignent d'une prédominance de peuplements en taillis, issus principalement de rejets de souche après des perturbations (coupes, incendies, pâturage). La présence de quelques valeurs plus élevées (notamment dans le groupe 9) suggère néanmoins l'existence localisée d'individus tendant vers la futaie, mais de manière marginale. Ainsi, l'ensemble du peuplement se caractérise globalement par une structure dominée par le taillis.

Tableau 21 : les moyennes de mesure dendrométrique.

Groupe	nbr_cep_he	nbr_bri_he	nbr_bri_cp	cir_cep_m	cir_bri_cm	hu_cep_m
01	34,62	298,08	8,15	2,08	23,30	0,50
02	70,00	925,00	13,20	3,99	25,86	1,04
03	104,17	1412,58	12,50	5,26	24,98	1,18
04	37,50	300,50	6,00	3,41	20,57	0,81
05	57,95	720,55	11,23	4,01	28,50	0,90
06	107,50	1530,00	14,25	4,21	26,22	1,45
07	112,25	1831,13	16,00	4,93	27,38	1,54
08	125,95	1831,67	14,19	4,92	29,56	1,54
09	132,08	2102,92	15,69	5,18	35,63	2,02
10	116,39	1942,50	16,22	5,14	30,77	1,63
Total	93,83	1367,02	13,10	4,43	28,36	1,29

10.7. Corrélation Pearson entre les variables mesurées :

Afin de comprendre la relation entre l'intensité du pâturage et plusieurs paramètres environnementaux structurels, afin d'évaluer leur impact sur les structures structurales. Pour ce faire, nous avons analysé l'effet du pâturage sur les paramètres dendrométriques tels que la densité par hectare, leur hauteur moyenne et leur circonférence, qui reflètent la structure des

formations ligneuses. Nous avons également pris en compte le recouvrement, total et stratifié (arbres, arbustes et herbacées), ainsi que des indicateurs de biodiversité floristique tels que la richesse spécifique et l'indice de diversité de Shannon.

La relation entre l'intensité du pâturage et ces différentes variables a été évaluée à l'aide de l'analyse statistique par la corrélation linéaire de Pearson dans le logiciel SPSS 21. Cette analyse permet de mieux comprendre comment l'intensité de pâturage agit comme un facteur de dégradation de l'écosystème étudié.

La relation entre l'intensité de pâturage et les recouvrements :

Corrélation entre l'intensité du pâturage et les recouvrements : L'analyse de corrélation de Pearson, effectuée à l'aide du logiciel SPSS, met en évidence des relations significatives entre l'intensité du pâturage et les recouvrements des strates. Une forte corrélation négative entre l'intensité du pâturage et le recouvrement total ($r = -0,80$), ainsi qu'avec celui de la strate arbustive ($r = -0,76$). Ces corrélations sont significatives au seuil de 0,05, soulignant la robustesse des relations observées. En revanche, la corrélation avec la strate herbacée est plus modérée ($r = -0,14$), tandis qu'une faible corrélation positive a été relevée avec la strate arborée ($r = 0,23$) (tableau 22).

Tableau 22 : corrélation linéaire entre l'intensité du pâturage et le recouvrement des strates.

	Recouvrement total	Recouvrement de la strate arborée	Recouvrement de la strate arbustive	Recouvrement de la strate herbacée	Intensité de pâturage
Recouvrement total	1,00	0,35	0,78	0,36	-0,80
Recouvrement de la strate arborée	-0,32	1,00	-0,21	-0,17	0,23
Recouvrement de la strate arbustive	0,78	-0,21	1,00	-0,18	-0,76
Recouvrement de la strate herbacée	0,36	-0,17	-0,18	1,00	-0,14
Intensité de	-0,80	0,23	-0,76	-0,14	1,00

pâturage					
----------	--	--	--	--	--

La relation entre l'intensité de pâturage et les mesure dendrométriques :

L'analyse de corrélation de Pearson effectuée entre l'intensité du pâturage et les paramètres dendrométriques met en évidence des relations significatives, il y a forte corrélation négatives avec le nombre de cépées par hectare ($r = -0,72$) et le nombre de brins par hectare ($r = -0,71$) présentent une forte corrélation négative avec l'intensité du pâturage, le nombre de brins par cépée est également négativement corrélé ($r = -0,59$). On observe donc une corrélation négative considérable entre la hauteur moyenne des cépées et l'intensité du pâturage ($r = -0,72$), ce qui signifie une diminution de l'accroissement vertical des plantes. Par contre, la circonférence moyenne des cépées et la circonférence moyenne des brins affichent une corrélation faible ($r = -0,16$ et $r = -0,24$), suggérant que ces éléments sont moins affectés ou plus résilients face au pâturage (tableau 23).

Tableau 23 : corrélation linéaire entre l'intensité du pâturage et mesure dendrométriques.

	nombre de cépées par hectare	nombre de brins par hectare	nombre de brins par cépée	circonférence moyenne des cépées (m)	circonférence moyenne des brins (cm)	hauteur moyenne des cépées (m)	Intensité de pâturage
nombre de cépées par hectare	1,00	0,96	0,67	0,25	0,25	0,80	-0,72
nombre de brins par hectare	0,96	1,00	0,79	0,22	0,26	0,80	-0,71
nombre de brins par	0,67	0,79	1,00	0,01	0,11	0,59	-0,59

cépée							
circonférence moyenne des cépées (m)	0,25	0,22	0,01	1,00	0,63	0,39	-0,16
circonférence moyenne des brins (cm)	0,25	0,26	0,11	0,63	1,00	0,45	-0,24
hauteur moyenne des cépées (m)	0,80	0,80	0,59	0,39	0,45	1,00	-0,72
Intensité de pâturage	-0,72	-0,71	-0,59	-0,16	-0,24	-0,72	1,00

La relation entre l'intensité de pâturage et les indices de la biodiversité :

Le résultat de la corrélation linéaire entre l'intensité du pâturage et les indices de la biodiversité floristique représente des faibles corrélations. L'indice de Shannon-Wiener a une moyenne de corrélation négative ($r = -0,34$) avec l'intensité du pâturage : Le pâturage intensif diminue la diversité spécifique. Par contre, l'indice de Simpson n'enregistre aucune corrélation ($r = -0,03$), ce qui traduit que, malgré le pâturage intensif, la prédominance des espèces, celle-ci n'évolue pas de façon linéaire avec l'intensité du pâturage. Les indices d'équité (Pielou 1975) et de variabilité (Smith & Wilson Evar) montrent une faible corrélation positive ($r = 0,28$ et $r = 0,31$) (tableau 24).

Tableau 24 : la corrélation avec des indices de la biodiversité.

	Shanon_wiener	Simpson	Pielou1975	Smith_wilson_1996 Evar	Intensité de pâturage
Shanon_wiener	1,00	0,89	0,64	0,47	-0,34
Simpson	0,89	1,00	0,89	0,62	-0,03
Pielou1975	0,64	0,89	1,00	0,83	0,28
Smith_wilson_1996Evar	0,47	0,62	0,83	1,00	0,31
Intensité de pâturage	-0,34	-0,03	0,28	0,31	1,00

11. Conclusion

L'évaluation de l'état d'une forêt combine des critères écologiques, environnementaux et sociaux. Il est crucial de considérer la diversité des espèces, la structure de la végétation, la qualité des sols, et l'impact des activités humaines pour obtenir une vision claire de l'état de la forêt et de ses capacités de régénération. Cette évaluation est essentielle pour développer des stratégies de gestion durable et de restauration dans le but de préserver les services écosystémiques et la biodiversité.

L'état de la zone d'étude, révèle des signes significatifs de dégradation des chênaies de chêne vert (*Quercus ilex*), principalement à cause des incendies récurrents et du surpâturage. Ces facteurs ont entraîné une perte importante de la couverture forestière, réduisant la densité et la hauteur des cépées de chêne. Les jeunes plants sont particulièrement affectés, et la régénération naturelle est quasi inexistante dans certaines parties de la zone. De plus, les sols, exposés à l'érosion après la destruction du couvert végétal, deviennent moins fertiles et plus vulnérables aux intempéries.

Le surpâturage, combiné à l'absence de gestion durable des pâturages, empêche et modifie la composition floristique du sous-bois. Des espèces résistantes au pâturage. Ce phénomène réduit la biodiversité et modifie la structure écologique de l'aire forestière. La zone souffre également d'un manque d'infrastructures de protection contre les incendies, ce qui aggrave la situation. L'absence d'une gestion intégrée des ressources naturelles et de restauration des écosystèmes conduit à une détérioration progressive, menaçant l'équilibre écologique et les services écosystémiques fournis par ces forêts.

L'ensemble des analyses met en évidence que l'intensité du pâturage exerce une influence notable sur la structure et la composition des écosystèmes étudiés. Les corrélations négatives significatives observées entre l'intensité du pâturage et les paramètres dendrométriques (densité de cépées et de brins, hauteur des cépées) indiquent que le pâturage intensif réduit la vigueur et la densité des formations ligneuses. De même, le recouvrement total de la végétation, et plus particulièrement celui de la strate arbustive, diminue fortement avec l'augmentation du pâturage, ce qui confirme son rôle dans la dégradation progressive de la couverture végétale.

Concernant la diversité floristique, les résultats montrent une tendance à la baisse de la richesse spécifique (exprimée par l'indice de Shannon), bien que certains indices d'équitabilité (Pielou, Evar) suggèrent une répartition plus homogène des espèces dans les milieux pâturés, souvent au profit d'espèces tolérantes ou rudérales. Ces modifications traduisent une simplification des communautés végétales et une altération de la complexité écologique.

En conclusion, les données confirment que l'intensité du pâturage constitue un facteur de pression écologique majeur, capable de modifier significativement la structure de la végétation, la composition floristique et les niveaux de biodiversité. Ces résultats soulignent l'importance de mettre en place une gestion pastorale raisonnée, afin de préserver l'équilibre écologique des milieux naturels tout en maintenant les usages traditionnels.

Dynamique de la perturbation et de la récupération

Dynamique de la perturbation et de la récupération

1. Introduction

Il est essentiel de quantifier et de suivre la dynamique spatiale et temporelle de la couverture terrestre à l'échelle mondiale afin de mieux comprendre divers processus se déroulant à la surface des terres (Midekisa et al., 2017).

Les modifications de l'usage des sols provoquées par l'activité humaine peuvent impacter les processus de surface tels que l'urbanisation, la sécheresse et les inondations, qui ont un impact sur la population mondiale (Pielke Sr et al., 2011; Turner et al., 2007).

La enregistrement de ces modifications peut faciliter la quantification et le suivi des tendances en secteur d'agriculture et de ressources en eau douce (Ramankutty and Foley, 1999), Concernant la couverture forestière (Hansen et al., 2014; Hansen et al., 2013a) et la propagation des maladies (Midekisa et al., 2014; Patz and Norris, 2004).

Il y a une large unanimité mondiale concernant l'importance capitale des forêts dans la lutte contre le changement climatique. La diminution de l'émission liée à la déforestation et à la dégradation forestière, en parallèle avec la préservation, l'exploitation durable et le renforcement des réserves de carbone forestier dans les pays en développement, est au cœur de négociations intensives depuis 2007 (UNFCCC, 2007; UNFCCC, 2011), En parallèle de ce processus, la surveillance forestière par satellite s'améliore à mesure que les recherches avancent dans l'évaluation des réserves de carbone et de la déforestation à l'échelle mondiale. (Baccini et al., 2012; Hansen et al., 2013a; Houghton and Goetz, 2008). L'identification de la dégradation, c'est-à-dire la diminution d'origine humaine de la couverture forestière ou de la biomasse ligneuse dans les régions encore considérées comme des « forêts », est particulièrement importante pour le suivi forestier (FAO, 2002).

La cartographie des modifications dans les régions forestières vise à identifier l'effet de la dynamique forestière sur le cycle du carbone, le cycle de l'eau, la diversité biologique et la régulation climatique (Achard et al., 2002; Alkama and Cescatti, 2016; Djebbouri, 2020).

La déforestation est le facteur de changement forestier le plus souvent cartographié

(Joshi et al., 2015)). Cependant, la récupération de la forêt a également fait l'objet d'une attention accrue (Carreiras et al., 2017; Chazdon, 2008).

L'étude de la dynamique de la perturbation et de la récupération des surfaces forestières dans la région de la chênaie d'EL HASSASNA à l'aide du SIG et de l'imagerie satellitaire a été considérée pour estimer l'ampleur des perturbations qui ont affecté cette zone très sensible et importante. Cette connaissance de la dynamique de la végétation constitue un enjeu indispensable pour la conservation et la préservation durable des écosystèmes forestiers (Beghami, 2012).

Cette étude visait à déterminer les facteurs de la dégradation et la capacité de résilience de l'écosystème.

2. Perturbations des écosystèmes forestiers

Les écosystèmes forestiers sont constamment exposés à des perturbations, qui peuvent être naturelles, comme les incendies, les tempêtes ou les infestations d'insectes, ou anthropiques, telles que la déforestation, l'urbanisation et les changements climatiques. Ces perturbations modifient temporairement ou durablement la structure, la composition et les fonctions des forêts. Comprendre ces dynamiques est essentiel pour anticiper les impacts sur la biodiversité, les services écosystémiques, et les capacités de récupération des forêts (Turner, 2010).

3. Résilience et résistance des forêts face aux perturbations

La résilience est la capacité d'un écosystème forestier à absorber une perturbation et à retrouver un état stable (Falk et al., 2022), parfois différent de l'état initial. Donc la résilience exprime la capacité de l'écosystème à absorber les perturbations et la résistance, quant à elle, correspond à la capacité d'une forêt à subir peu de changements face à une perturbation. Les forêts mixtes, riches en diversité fonctionnelle, sont souvent plus résistantes que les monocultures, car elles offrent une variété de réponses écologiques face aux événements perturbateurs (Holling, 1973; Pimm, 1984).

4. Succession écologique et récupération des forêts

Les forêts suivent des étapes de succession écologique après une perturbation, selon qu'il s'agisse d'une succession primaire ou secondaire. La succession primaire se produit sur des

terrains vierges dépourvus de sol, tandis que la succession secondaire se déroule sur un sol intact, comme après un incendie ou une coupe rase (Chang and Turner, 2019). Les forêts suivent des étapes de succession écologique après une perturbation, selon qu'il s'agisse d'une succession primaire ou secondaire. La succession primaire se produit sur des terrains vierges dépourvus de sol, tandis que la succession secondaire se déroule sur un sol intact, comme après un incendie ou une coupe rase (Connell and Slatyer, 1977). Ces processus comprennent généralement trois phases : l'installation des espèces pionnières, puis par d'espèces intermédiaires et l'atteinte d'un état climax, où la communauté est stable et mature (Begon and Townsend, 2020).

5. Régénération forestière

La régénération forestière est un processus clé dans la récupération des forêts après une perturbation. La régénération naturelle repose sur les rejets des souches ou par les graines présentes dans le sol et la dispersion des semences par les animaux (Kimmins, 2004). En revanche, la régénération artificielle implique l'intervention humaine, comme la plantation d'arbres ou le semis. la régénération artificielle permet la récupération des forêts, dans le cas où la régénération naturelle est restreinte (Ashton and Kelty, 2018).

6. Impacts des perturbations sur les écosystèmes forestiers

Les perturbations déstructurent la structure des strates, la biodiversité et les fonctions des forêts. Par exemple, les incendies ouvrent la canopée, favorisant la lumière au sol, ce qui stimule la croissance de certaines espèces (Turner, 2005). Toutefois, des perturbations trop fréquentes ou intenses peuvent provoquer une détérioration écologique, à l'image de la destruction d'habitat pour les espèces vulnérables ou de la réduction de la capacité des forêts à capter du carbone et à contrôler le cycle de l'eau (Malesky et al., 2018).

7. Fragmentation des habitats :

La fragmentation des habitats, souvent causée par des fractures naturels ou anthropiques , divise les écosystèmes en zones isolées, augmentant les effets de bordure (Fahrig, 2003).

Ces zones fragmentées sont exposées à des changements de microclimats, comme une hausse de la température et une réduction de l'humidité, qui affectent les espèces végétales et animales. Les forêts fragmentées ont également une faible résilience face aux perturbations,

car les populations d'espèces y sont souvent réduites et isolées (Laurance and Bierregaard, 1997).

8. Services écosystémiques et gestion durable

Les forêts en bon état fournissent des services écosystémiques essentiels, tels que la séquestration du carbone, la régulation du cycle de l'eau et la protection contre l'érosion. Cependant, les perturbations naturelles (incendies, sécheresses, maladies) ou anthropiques (défrichements, pâturage intensif, exploitation non contrôlée) peuvent altérer ces fonctions, notamment en réduisant temporairement la biomasse et la capacité de stockage du carbone (Chazdon, 2008). Ces pressions entraînent également une perte de biodiversité, une diminution de la fertilité des sols et une fragilisation des écosystèmes forestiers. Pour limiter ces effets et préserver le rôle écologique des forêts, il est nécessaire de mettre en œuvre des stratégies de gestion durable, reposant sur l'utilisation raisonnée des ressources naturelles, la restauration des zones dégradées et la conservation de la biodiversité (Reid et al., 2005). Ces approches permettent non seulement de maintenir les services écosystémiques, mais aussi d'assurer la résilience des forêts face aux changements climatiques et aux pressions anthropiques. Elles contribuent ainsi à concilier la satisfaction des besoins humains avec la préservation à long terme du capital naturel (Robert, 2018).

9. Défis actuels et perspectives

La résilience des forêts est mise en péril par des phénomènes tels que le changement climatique, les sécheresses et les incendies, la déforestation ainsi que la diminution de la biodiversité (Brodie et al., 2012). Le recours à la télédétection pour le suivi des forêts, ou l'emploi de biotechnologies afin d'optimiser les méthodes de restauration, présente des perspectives encourageantes. Au niveau mondial, des démarches telles que REDD+ (Réduction des gaz à effet de serre liés à la déforestation et à la dégradation des forêts) ont pour objectif de sauvegarder ces écosystèmes essentiels (Sanz, 2016).

10. Matériel et méthodes :

L'étude de la dynamique des perturbations et de la récupération des écosystèmes forestiers est essentielle pour comprendre comment ces systèmes réagissent aux pressions croissantes, qu'elles soient naturelles ou anthropiques (Adjonou et al., 2010). En combinant connaissances

écologiques, innovations technologiques et gestion durable, il est possible de renforcer la résilience des forêts face aux défis actuels, tout en préservant leurs fonctions vitales pour les générations futures.

L'étude de la dynamique de la perturbation et de la récupération des surfaces forestières dans la zone d'étude à l'aide du SIG et de l'imagerie satellitaire a été considérée pour estimer l'ampleur des perturbations qui ont affecté cette zone très sensible et importante. Cette connaissance de la dynamique de la végétation constitue un enjeu indispensable pour la conservation et la préservation durable des écosystèmes forestiers (Beghami, 2012).

10.1. Analyse temporelle des données Landsat pour la détection des perturbations environnementales à l'aide de l'algorithme Landtrendr (1986-2024) :

Le traitement des données Landsat a été effectué à l'aide des scripts LandTrendr (LT-GEE) intégrés au moteur Google Earth Engine, développés par Kennedy et al. (2010, 2018). Nous avons d'abord constitué des séries temporelles d'images Landsat (TM, ETM+ et OLI) couvrant la période 1986 à 2023, en nous appuyant sur les produits Landsat Surface Reflectance Tier 1 fournis par l'USGS. L'API LT-GEE a permis de générer des composites annuels, en appliquant un masquage des nuages via l'algorithme CFMASK (Zhu and Woodcock, 2012) puis en créant les composites à partir d'une sélection médienne, selon la méthode proposée par Flood (Flood, 2013).

Un sous-ensemble de bandes OLI (bandes 2, 3, 4, 5, 6 et 7) a été sélectionné, puis ajusté pour correspondre aux propriétés spectrales des bandes équivalentes d'ETM+ (bandes 1, 2, 3, 4, 5 et 7). Cet ajustement s'est basé sur les pentes et interceptions issues de régressions d'axes majeurs réduites, conformément aux paramètres établis par Roy et al. (2016). Afin de minimiser les effets liés à la couverture nuageuse, à la phénologie de la végétation, aux variations d'angles solaires et à d'autres facteurs environnementaux, seules les images acquises entre le 1er juin et le 20 août ont été retenues pour l'analyse.

Par la suite, nous avons calculé le NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) pour chaque pixel, afin de générer une série temporelle à l'échelle du pixel, en utilisant la fonction `transform SR collection`. Il convient de souligner que la courbe polygonale illustrée dans la figure 35 représente la trajectoire dynamique d'une zone ayant subi une perturbation.

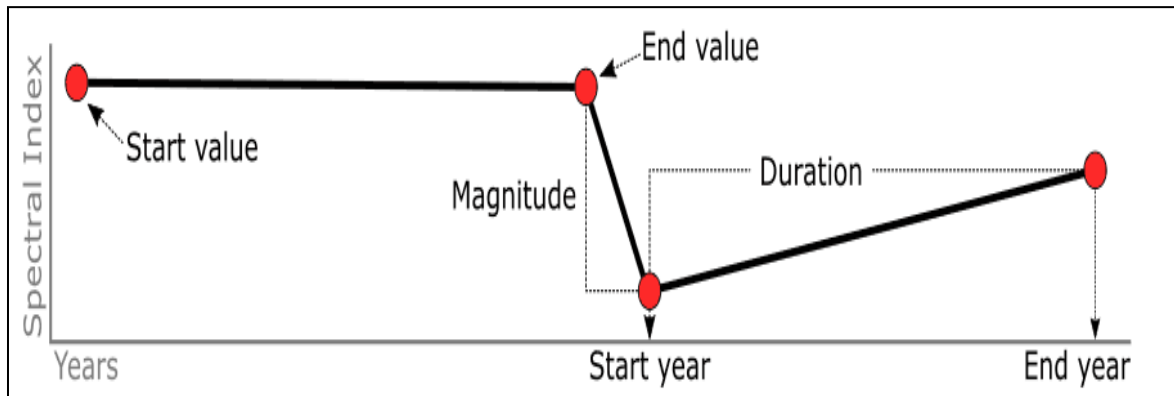


Figure 35 : Trajectoire de la dynamique d'une zone ayant subi une perturbation.

10.2. Validation

Afin d'évaluer la précision des changements cartographiés et détectés par l'algorithme LandTrendr, 30 points ont été générés aléatoirement à l'aide d'ArcGIS 10.8.2. Pour chacun de ces points, les attributs des polygones classifiés par LandTrendr ont été comparés avec les données géoréférencées de perturbations (incendies, défrichements, etc.) provenant des archives de la conservation des forêts de Saïda. Nous avons également déterminé si des perturbations ou des phases de récupération s'étaient produites à ces emplacements, ainsi que l'année de leur survenue.

Les données obtenues par cette méthode ont été considérées comme des références fiables pour l'évaluation de la précision, conformément aux travaux de Healey et al. (2005, 2006) (Healey, 2006) et (Huang et al., 2009). Afin de mesurer la concordance entre les données de référence et les cartes classifiées, nous avons utilisé le coefficient Kappa de perturbation (Campbell and Wynne, 2011).

D'autre part pour mieux comprendre les facteurs de perturbation de la zone d'étude. Nous avons utilisé les cartes mondiales annuelles des surfaces brûlées à 30 m (GABAM) (Long et al., 2019).

Les Global Annual Burned Area Maps (GABAM) représentent un jeu de données à haute résolution spatiale (30 mètres), couvrant la période 1990 à 2021, qui cartographie les surfaces brûlées chaque année à l'échelle mondiale. Ce produit a été élaboré à partir d'images Landsat grâce à une chaîne de traitement automatisée opérée sur la plateforme Google Earth Engine (GEE).

Contrairement aux approches précédentes reposant sur la détection d'incendies actifs ou sur l'analyse de séries temporelles très denses, GABAM permet une cartographie fine et cohérente des feux à l'échelle globale en combinant la richesse de la couverture Landsat et la puissance de calcul de GEE.

10.3. Les Facteurs Contribuant à l'échec de la récupération des zones Perturbées

Pour identifier les facteurs responsables empêchant la récupération des zones perturbées, plusieurs sorties de terrain ont été réalisées pour déterminer les facteurs qui jouaient le rôle de l'impossibilité de la récupération de la couverture végétale.

11. Résultats et discussion :

11.1. Perturbation (la perte dans le couvert végétal)

Les résultats de l'analyse des perturbations entre 1986 et 2023 sont présentés dans les figures 36,37 et 38, qui illustrent respectivement les années de détection, la magnitude et la durée des perturbations. Les cartes, établies à l'aide d'un gradient temporel, mettent en évidence la distribution spatiale et l'évolution chronologique de ces perturbations.

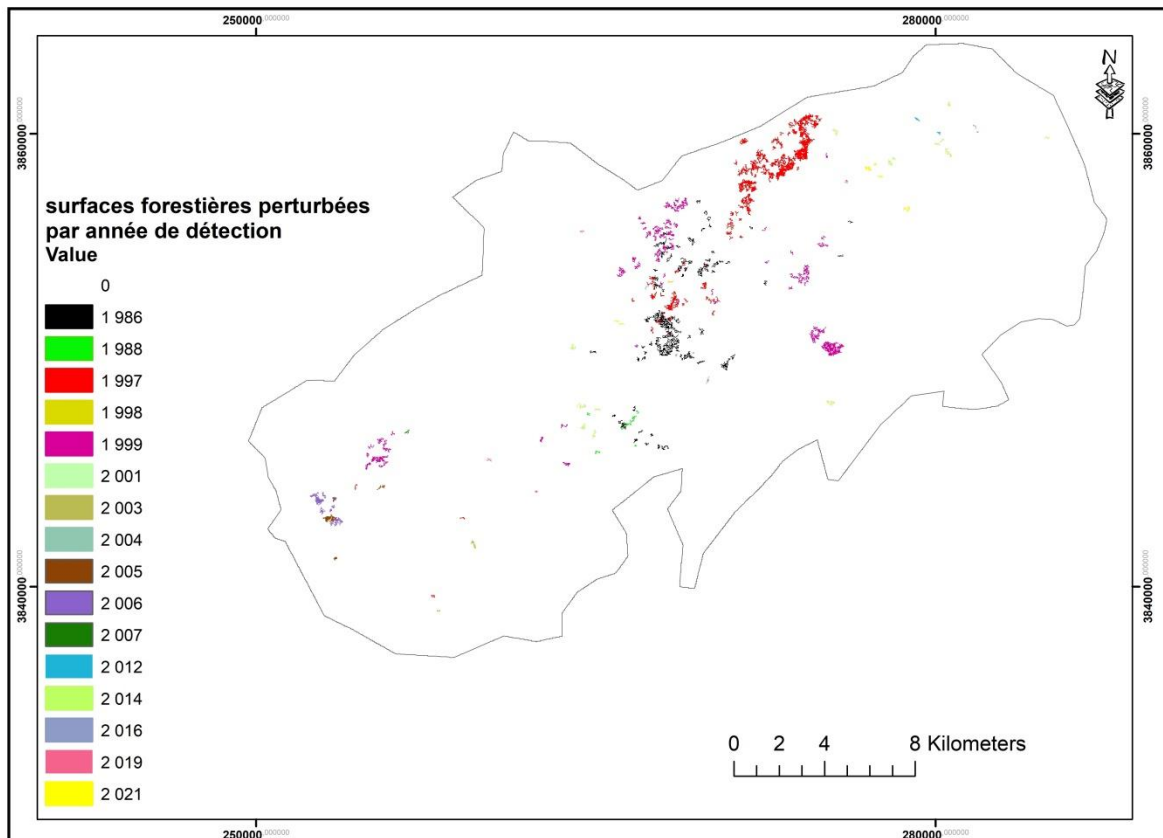


Figure 36 : Carte des surfaces forestières perturbées par année de détection dans la zone d'EL Hassasna.

L'année 1997 enregistre la plus grande perturbation avec 268,20 hectares, avec un pourcentage de 40,34 % du total. Les années 1986 (147,20 ha, 22,14 %) et 1999 (158,90 ha, 23,90 %) ont marqué une perturbation importante. Les autres années 2001 (0,10 ha, 0,02 %), 1998 (0,88 ha, 0,13 %), et 2007 (1,18 ha, 0,18 %), montrent des perturbations presque négligeables (figure 36).

Les années 1986, 1997 et 1999 représentent plus de 85 % de la superficie totale des perturbations. Les périodes intermédiaires, en revanche, sont caractérisées par une diminution des superficies touchées, indiquant une variabilité des facteurs sous-jacents.

La superficie totale des perturbations forestières dans la zone d'étude s'élève à 664,88 ha, représentant 2,21 % de la superficie totale estimée à 30 000 ha (Tableau 25). Les données détaillées par année montrent une répartition inégale des perturbations, avec des variations importantes d'une année à l'autre.

Tableau 25 : Superficies des surfaces forestières perturbées par année.

Annee	Superficie (hectare)	Pourcentage (%)
1986	147,20	22,14
1988	7,03	1,06
1997	268,20	40,34
1998	0,88	0,13
1999	158,90	23,90
2001	0,10	0,02
2003	3,39	0,51
2004	1,59	0,24
2005	12,64	1,90
2006	26,42	3,97
2007	1,18	0,18
2012	2,18	0,33
2014	22,55	3,39
2016	1,85	0,28
2019	3,35	0,50
2021	7,41	1,12
	664,88	100,00

La durée de la perturbation varie entre une année et jusqu'à 26 ans (figure 37). Les zones perturbées dans les années 1986 et 1997 sur une période courte (1 an). Cette dernière se traduit par un événement court et à grand effet comme les incendies et les défrichements (Djebbouri, 2020; Leverkus et al., 2021). Avec une magnitude de perturbation élevée (figure 38). Par contre, les zones perturbées sur une longue durée se traduit par un événement à long effet et magnitude faible, comme le pâturage intensif (Jentsch et al., 2022).

Les perturbations prolongées (jusqu'à 26 ans) révèlent des zones sous des pressions persistantes, comme le surpâturage ou l'exploitation forestière. Ces perturbations limitent la capacité des écosystèmes à se régénérer, entraînant une dégradation durable des sols et de la biodiversité (Horstkotte et al., 2022).

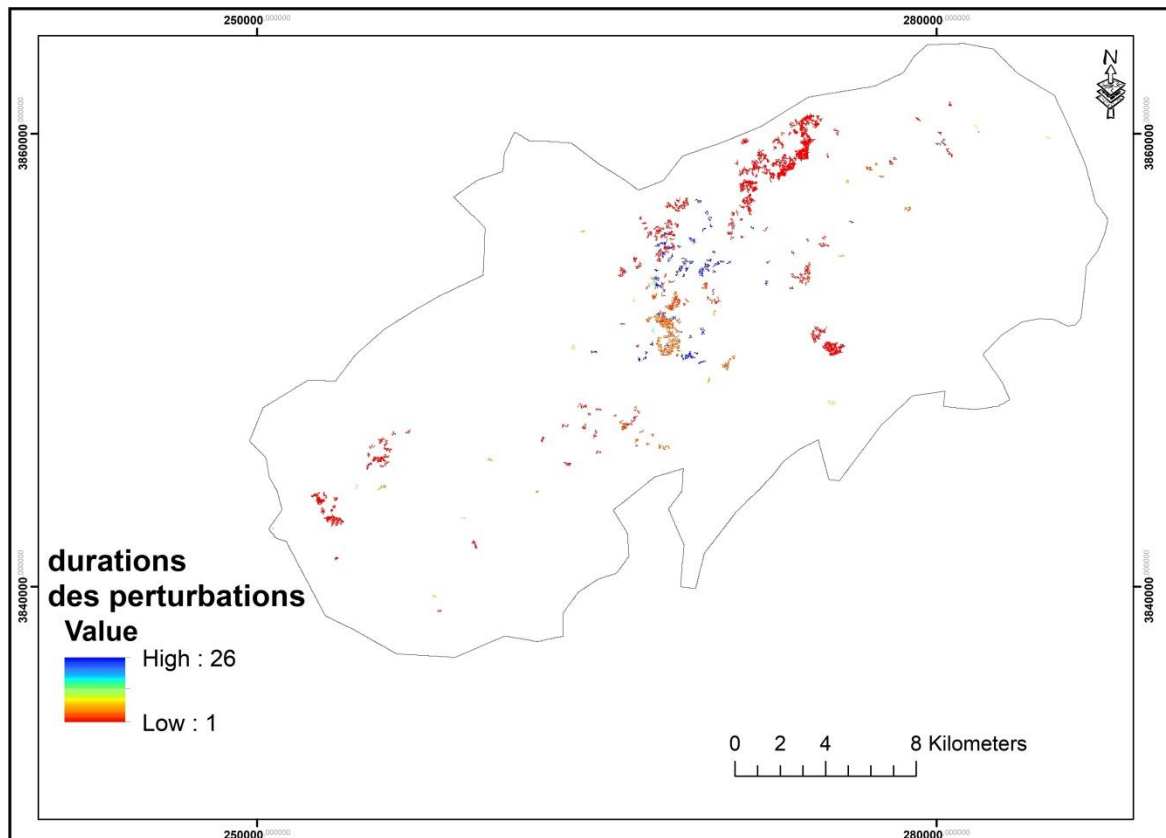


Figure 37 : Carte des durations des perturbations des surfaces forestières (1986-2023) dans la zone d'EL Hassasna.

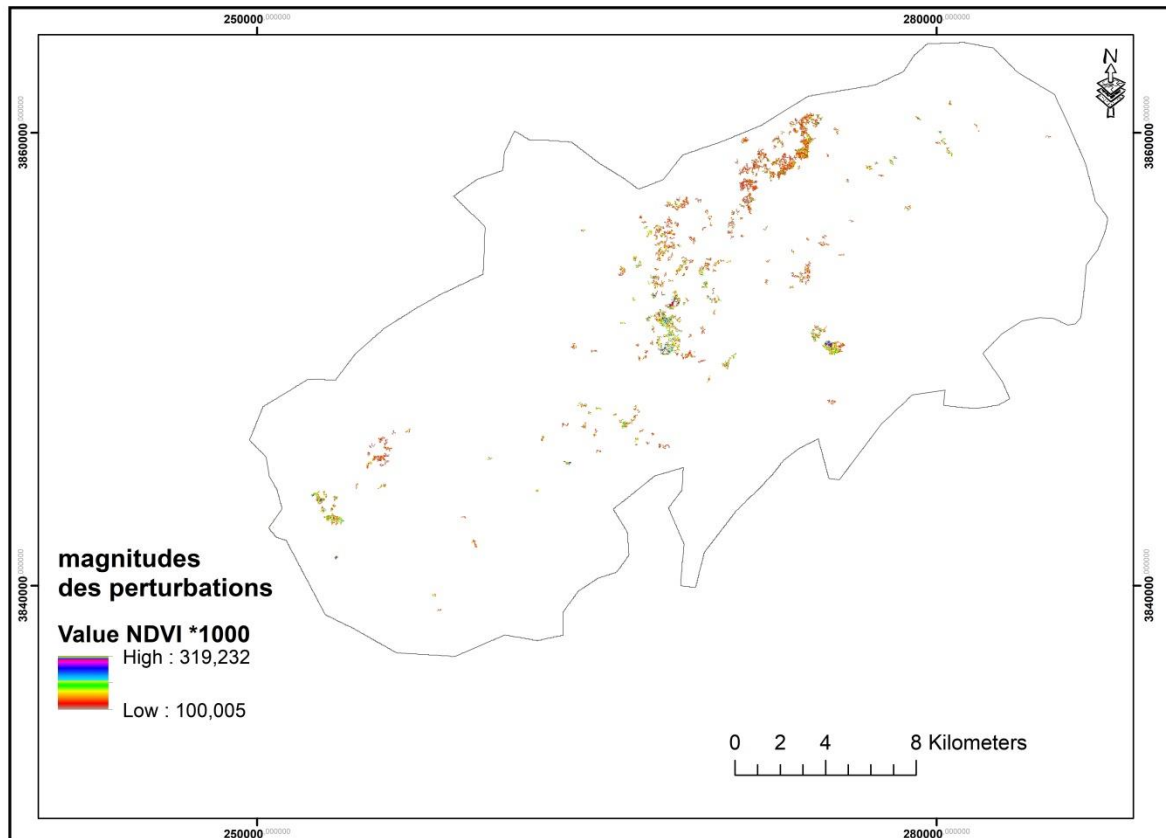


Figure 38 : Carte des magnitudes des perturbations des surfaces forestières (1986-2023) dans la zone d'EL HASSASNA.

11.2. Récupération des surfaces forestiers perturbées

Les figures 39, 40 et 41 présentent les cartes spatiales de récupération des surfaces forestières perturbées entre 1986 et 2023, avec respectivement les années de détection de récupération, la magnitude et la durée.

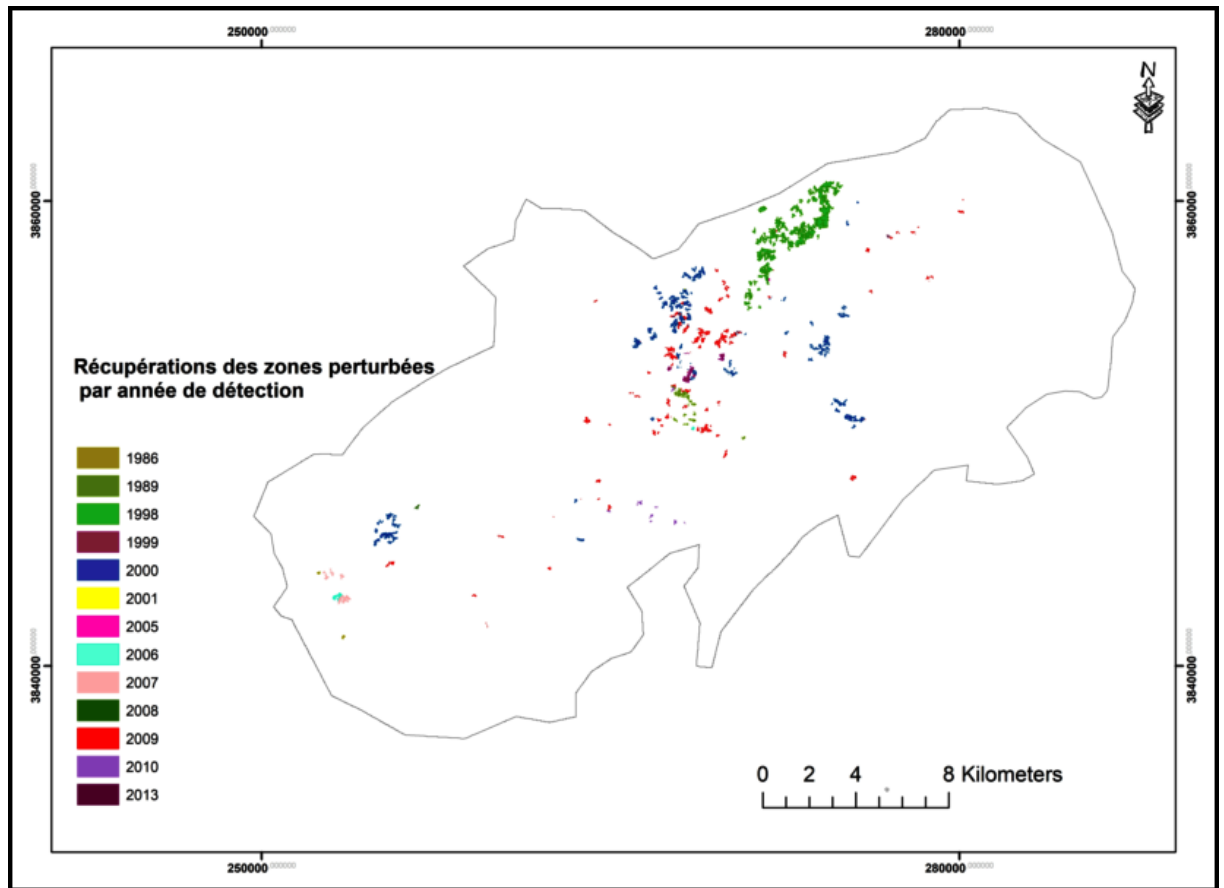


Figure 39 : Carte des récupérations des surfaces forestières perturbées par année de détection dans la zone d'EL Hassasna.

Les cartes ont été créées en appliquant un gradient en fonction des années d'occurrence afin de représenter la répartition spatiale et temporelle des événements de récupération.

La superficie totale de récupération des zones perturbées était de 409.47 Ha (Tableau 26), qui représente un pourcentage de 61.58 % de la superficie perturbée de la zone d'étude estimée à 664,88Ha.

Tableau 26 : Superficies et pourcentages des récupérations des surfaces forestières perturbées par année de détection.

Annee	Superficie	Pourcentage
1986	0,44	0,11
1989	58,95	14,41
1998	197,30	48,24
1999	107,50	26,28
2000	0,26	0,06
2001	0,03	0,01
2005	13,26	3,24
2006	3,82	0,93
2007	11,28	2,76
2008	3,85	0,94
2009	0,66	0,16
2010	10,35	2,53
2013	1,77	0,43
total	409.47	100

La superficie totale des zones forestières récupérée est de 409,47 hectares, soit 61,58 % de la superficie totale perturbée estimée à 664,88 hectares exprime une bonne résilience et une régénération significative au sein de la zone d'étude,

L'année 1998 se démarque particulièrement, avec une surface récupérée de 197,30 hectares, représentant 48,24 % du total, ce qui pourrait traduire des interventions de restauration efficaces ou des conditions naturelles particulièrement favorables durant cette période.

Les années 1999 et 1989 représentent une récupération, avec respectivement 107,50 hectares (26,28 %) et 58,95 hectares (14,41 %).

En revanche, certaines années comme 2000 (0,26 ha; 0,06 %), 2001 (0,03ha ; 0,01 %) et 2013 (1,77ha ; 0,43 %) présentent des récupérations très limitées, probablement en raison de pressions anthropiques continues ou de conditions écologiques défavorables à la régénération naturelle (Peñuelas and Sardans, 2021).

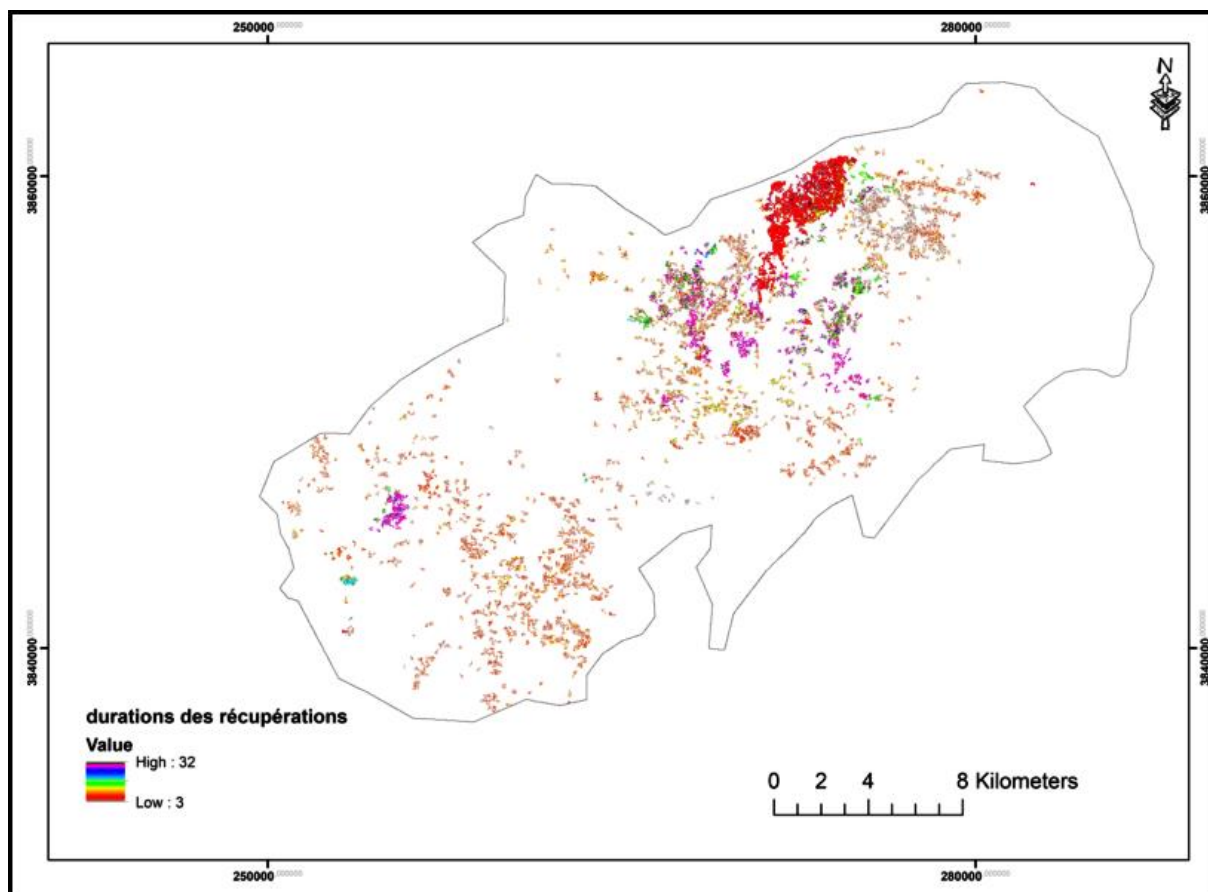


Figure 40 : Carte des durations des récupérations des surfaces forestières perturbées dans la zone d'EL Hassasna.

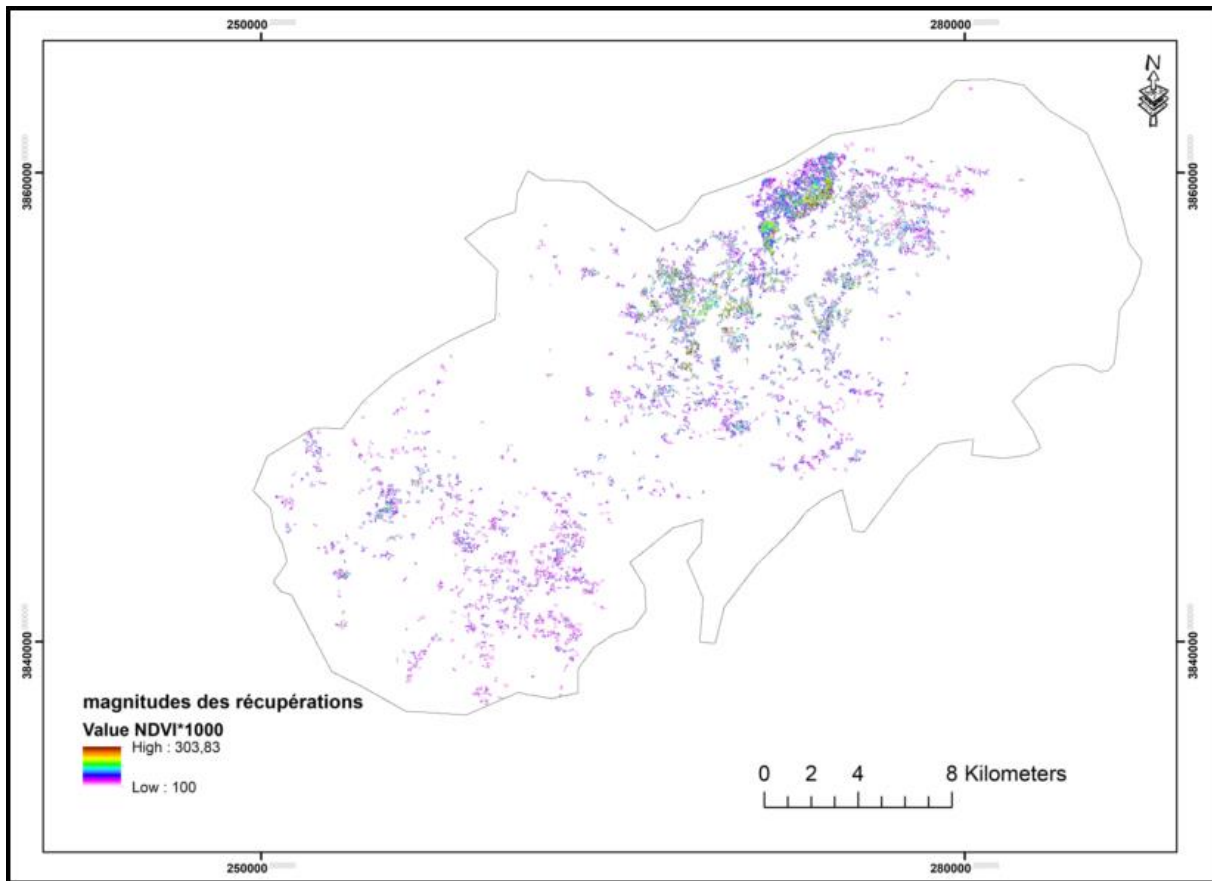


Figure 41 : Carte des magnitudes des récupérations des surfaces forestières perturbées dans la zone d'EL Hassasna.

Les figures 41 et 42 représentent la durée et la magnitude de la récupération des zones perturbées. Les zones à courte durée (03 ans) s'expriment par une régénération naturelle. C'est-à-dire une bonne résilience écologique face à une perturbation à courte durée comme des incendies (Roche et al., 2024). Par contre, la longue période de récupération des surfaces perturbées, traduite par un facteur de dégradation prolongé ou permanent (pâturage), qui limite ou ralentit la régénération des espèces forestières (Bardgett et al., 2021; Brancalion et al., 2025).

- Les durées des récupérations varient selon les régions et les perturbations. Les zones où la récupération est rapide traduisent une résilience écologique plus forte, tandis que les zones avec des récupérations prolongées reflètent des défis écologiques ou des perturbations durables (Parois et al., 2022).

- Les magnitudes des récupérations mettent en évidence l'intensité variable des processus de régénération, liée à des facteurs comme le type de perturbation initiale, l'utilisation du sol, ou les conditions écologiques locales (Jakovac et al., 2021).

11.3. Les surfaces forestières non récupérée :

La figure 42 illustre la répartition spatiale des surfaces forestières non récupérées entre 1986 et 2023, classées par année de détection. Cette cartographie met en évidence les zones où la régénération forestière n'a pas eu lieu, reflétant soit des conditions écologiques défavorables, soit des pressions anthropiques persistantes.

Les données montrent une hétérogénéité dans la distribution des surfaces non récupérées, avec une concentration plus marquée dans les régions touchées par des perturbations anciennes, comme celles de 1986 (36,25 % du total). Ces zones indiquent une absence prolongée de résilience naturelle ou un manque d'interventions humaines adéquates pour favoriser la régénération.

Les résultats montrent que sur une superficie totale de 664,88 hectares perturbés, environ 255 hectares (38,42 %) n'ont pas fait l'objet d'une récupération (tableau 26). Ces surfaces non récupérées révèlent des zones où la régénération naturelle ou assistée reste insuffisante, probablement en raison de pressions anthropiques continues ou de conditions environnementales défavorables.

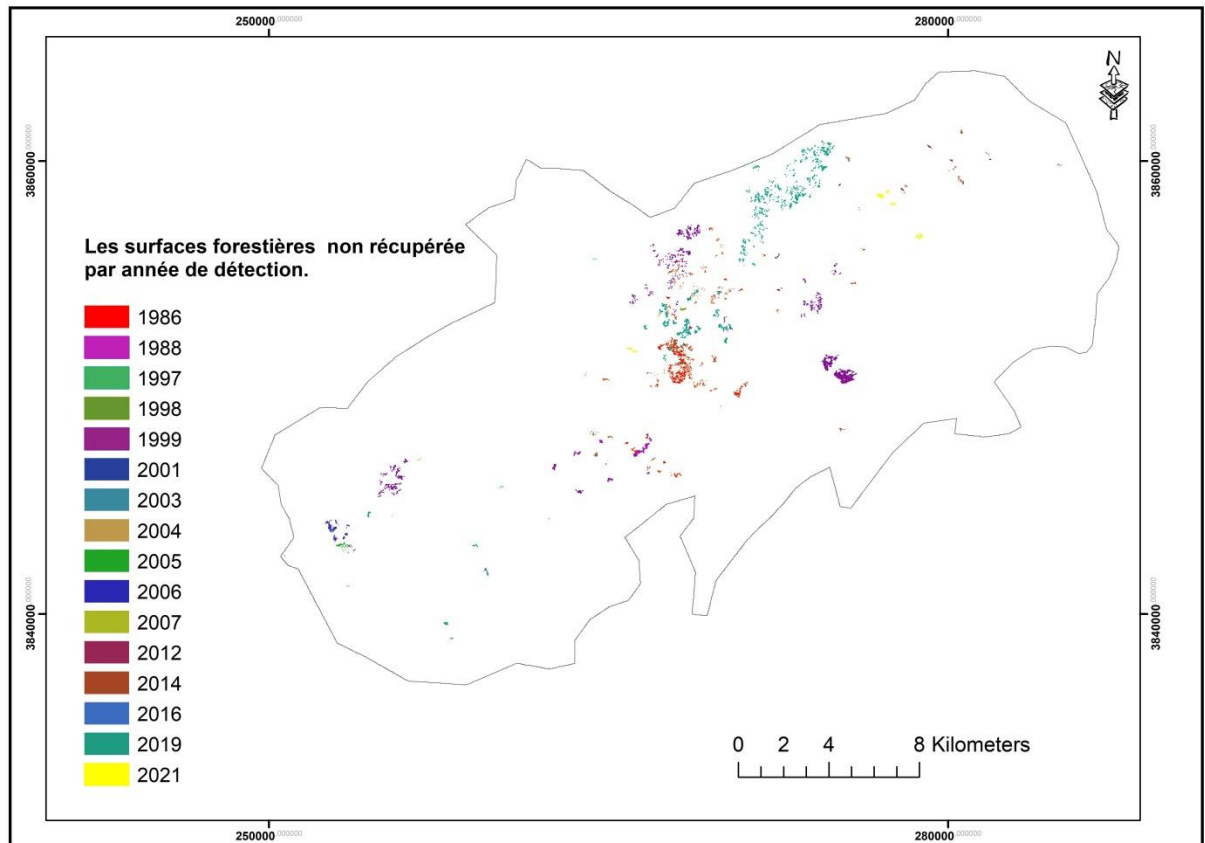


Figure 42 : Carte les surfaces forestières non récupérée par année de détection.

En parallèle, des périodes plus récentes montrent également des surfaces non récupérées, bien que de manière moins marquée. Par exemple, les années 1997, 1999, et 2006 représentent respectivement 18,68 %, 21,36 % et 6,59 % des surfaces non récupérées. Cela pourrait indiquer des pressions anthropiques continues telles que l'exploitation forestière, le surpâturage, ou d'autres pratiques humaines qui empêchent la régénération.

Tableau 27 : Superficies et pourcentages des surfaces forestières non récupérée par année de détection.

Année	Superficies (ha)	Pourcentage
1986	92,44	36,25
1988	6,62	2,60
1997	47,63	18,68
1998	0,83	0,33
1999	54,48	21,36
2001	0,10	0,04
2003	3,36	1,32
2004	0,88	0,35
2005	5,65	2,21
2006	16,81	6,59
2007	0,52	0,20
2012	2,15	0,84
2014	15,86	6,22
2016	0,86	0,34
2019	1,61	0,63
2021	5,59	2,19
total	255	100,00

Les résultats montrent qu'une portion significative des surfaces perturbées n'a pas fait l'objet d'une récupération efficace. Les zones non récupérées nécessitent une attention particulière, incluant des stratégies de gestion adaptées et des interventions humaines pour favoriser la régénération, en particulier dans les zones anciennes où la résilience naturelle semble insuffisante. Des actions de restauration sont donc cruciales pour limiter la dégradation et améliorer la résilience des écosystèmes forestiers dans ces zones.

11.4. Les Facteurs contribuant à l'échec de la récupération des zones perturbées :

La superficie totale perturbée entre 1986 et 2021 est de 255 hectares. Les années 1986, 1997 et 1999 enregistrent les plus grandes pertes, représentant respectivement 92,44 ha, 47,63 ha, et 54,48 ha. Ces trois années cumulent environ 76,3 % des perturbations totales.

L'inspection sur le terrain pour déterminer les raisons ou les facteurs qui ont empêché la récupération des zones perturbées est représentée dans le tableau 28. Il s'est avéré que certains facteurs ont empêché cela. Surpâturage dans les zones brûlées. Utilisation du labour et de l'érosion pour le labour, notamment pour les terres exposées aux incendies. Par conséquent, l'échec de la récupération de ces terres résulte de l'impact de ces facteurs les uns sur les

autres. La détérioration de ces zones est nécessairement causée par des facteurs anthropiques tels que le défrichement, le labour illicite et le pâturage intensif (figure 42).

Tableau 28 : les facteurs qui ont empêché la récupération des zones perturbées.

Année	Superficies (Ha)	Les facteurs de dégradation				
		Incendies	Pâturage	Défrichement	Labour	Coupe
1986	92,44	1	3	1	1	1
1988	6,62	0	4	1	1	0
1997	47,63	1	3	1	1	1
1998	0,83	0	0	1	1	1
1999	54,48	1	4	0	0	0
2001	0,10	0	0	1	1	0
2003	3,36	1	4	0	0	0
2004	0,88	1	3	0	0	0
2005	5,65	0	3	1	0	1
2006	16,81	0	4	1	1	1
2007	0,52	1	4	0	0	0
2012	2,15	0	0	1	0	1
2014	15,86	0	5	1	0	0
2016	0,86	0	0	1	1	1
2019	1,61	0	4	1	1	1
2021	5,59	0	0	1	0	0
total	255					

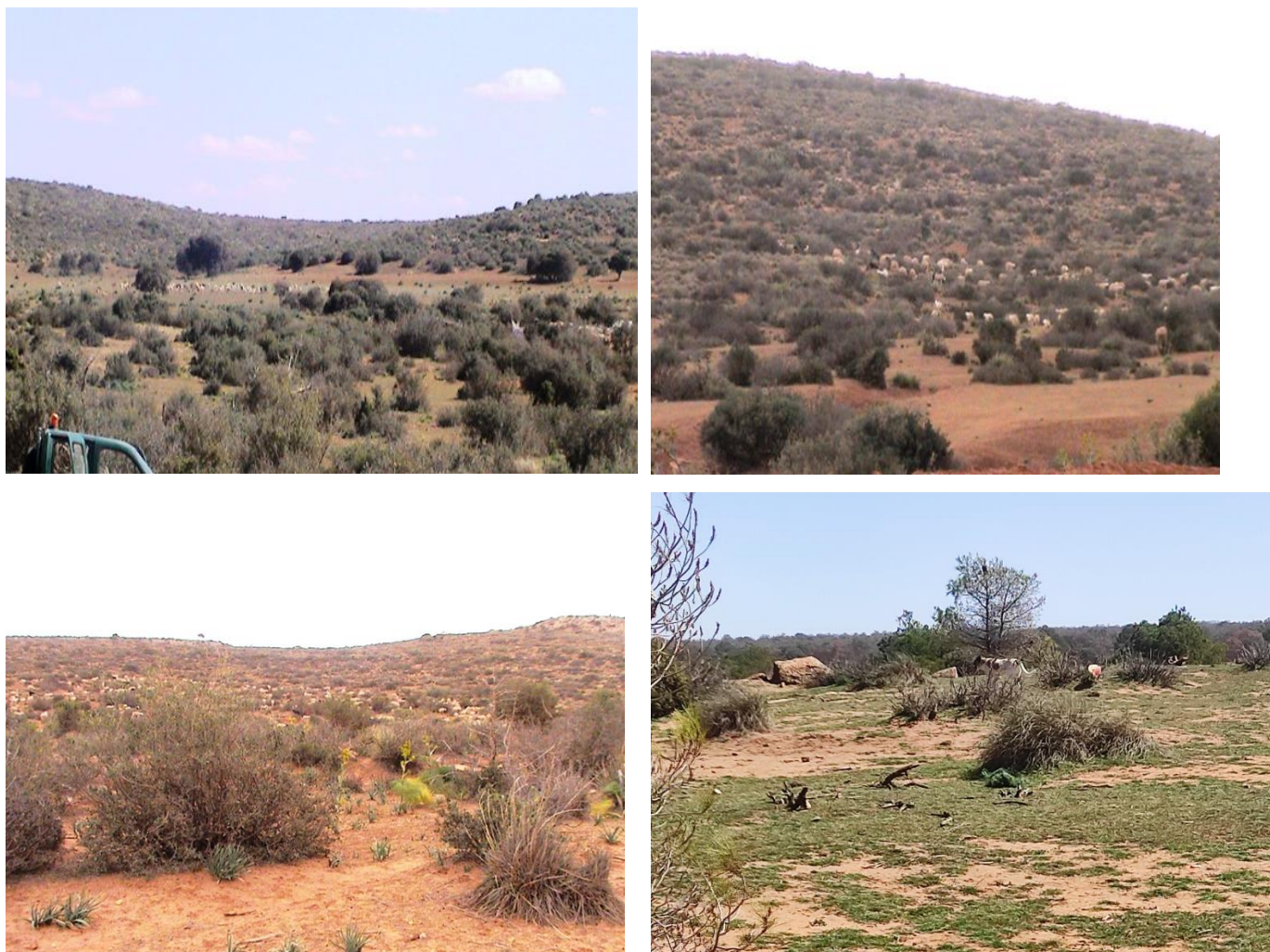


Figure 43 : le surpâturage dans la zone d'étude (Djellouli Y)

Les pertes observées sont rarement attribuables à un seul facteur. Les interactions entre incendies, pâturage, défrichage, labour et coupe sont récurrentes. Les années 1986, 1997 et 1999 montrent une combinaison de plusieurs facteurs, augmentant ainsi la gravité des perturbations.



Figure 44 : zone non récupéré (incendie , paturage et coupe) .

12. Conclusion

L'analyse de la dynamique de récupération forestière dans la zone d'étude révèle une résilience notable des écosystèmes, avec 61,58 % de la superficie perturbée ayant retrouvé un couvert forestier, soit 409,47 hectares sur les 664,88 hectares initialement dégradés. L'année 1998 se distingue par une progression remarquable, avec 197,30 hectares récupérés (48,24 % du total), suggérant l'efficacité d'éventuelles actions de restauration ou des conditions écologiques particulièrement propices à la régénération naturelle. Ces résultats soulignent la capacité de résilience des formations forestières locales et l'importance des efforts de gestion ou des dynamiques naturelles dans le rétablissement des milieux dégradés.

À partir des résultats obtenus, il apparaît clairement que les zones à forte intensité de pâturage ne permettent pas la récupération des surfaces touchées par les incendies (Hunt et al., 2014). Les régions où le pâturage est intensif montrent une régénération limitée ou inexistante des surfaces brûlées, ce qui peut être attribué à plusieurs mécanismes (Adie and Lawes, 2023).

D'abord, suite à un incendie, les sols subissent une dégradation et un appauvrissement qui rendent la nouvelle végétation particulièrement susceptible (Osman, 2014). Dans ce contexte,

le pâturage intensif impose une tension supplémentaire en annihilant les nouvelles pousses et en provoquant l'érosion du sol (Caldwell, 2021).

Deuxièmement, le compactage sol par le piétinement des animaux bloque la régénération en limitant l'enracinement des semis et en réduisant l'infiltration de l'eau (Aidoud , Touffet, 1996). Ces facteurs combinés empêchent les zones touchées par les incendies de retrouver une couverture végétale stable, soulignant que la coexistence entre pâturage intensif et récupération écologique est incompatible dans ces zones. Il est donc essentiel de mettre en place des restrictions de pâturage dans les surfaces récemment incendiées pour permettre une régénération naturelle ou assistée.

*Planification de la
restauration et la
réhabilitation*

Planification de la restauration et la réhabilitation

1. Introduction

La restauration écologique des milieux dégradés par les incendies représente un enjeu majeur pour la préservation de la biodiversité, la résilience des écosystèmes et la durabilité des services écosystémiques (Souza-Alonso et al., 2022). Dans les zones méditerranéennes, où les incendies sont fréquents et parfois exacerbés par les pressions anthropiques, la capacité de régénération naturelle des formations végétales peut être compromise, notamment en présence de pratiques telles que le pâturage intensif (Peñuelas et al., 2017).

Les résultats observés dans la zone d'étude révèlent une double réalité : d'une part, une capacité de régénération naturelle significative dans certains secteurs, traduisant une résilience intrinsèque des formations forestières ; d'autre part, une stagnation ou une absence de régénération dans les zones fortement pâturées, où les pressions post-incendie freinent toute reprise végétative. Cette situation impose la mise en œuvre de stratégies de restauration adaptées, en fonction de l'état de dégradation, du potentiel de régénération naturelle et des pressions persistantes.

2. Définition de la restauration écologique

Selon la Society for Ecological Restoration (SER 2004) la restauration écologique est « le processus d'assistance au rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit ». Ce concept vise à rétablir les fonctions écologiques, la structure, la composition et les services écosystémiques, tout en prenant en compte les conditions environnementales locales et les interactions humaines avec ces écosystèmes.

Elle repose sur des interventions telles que la régénération naturelle assistée, la reforestation, le contrôle des espèces invasives, la gestion des sols dégradés et la réintroduction d'espèces indigènes (Miah, 2021). L'objectif est de rendre les écosystèmes plus résilients face aux pressions anthropiques et aux effets du changement climatique, tout en favorisant la biodiversité et les services qu'ils fournissent aux sociétés humaines.

La restauration écologique des écosystèmes c'est une discipline, avec l'objectif de la réhabilitation des milieux naturels fortement dégradés par les activités humaines et les changements climatiques (Salgueiro-Simon, 2024).

3. Les stratégies d'intervention de restauration écologique

3.1. Étude des différentes catégories pour évaluer les stratégies d'intervention.

2.1.1. Restauration passive et restauration active

Selon Jones et al. (2018), les stratégies d'intervention en restauration ont été classées en deux catégories : la restauration passive et la restauration active (Montseny, 2021). La restauration passive met l'accent sur l'arrêt des perturbations afin de permettre à l'écosystème de se régénérer naturellement, tandis que la restauration active intervient après la cessation des perturbations, en mettant en place des mesures spécifiques pour accélérer ou améliorer la récupération (Chazdon et al., 2024). Cette distinction est élargie par Krishnan & Osuri (2023) qui mettent en évidence que la restauration passive réduit les interventions humaines directes en se basant sur la récupération naturelle (Chazdon et al., 2024).

Dans le cadre de la restauration active, des mesures telles que la gestion des habitats et l'introduction ou le retrait d'espèces sont prises pour surmonter les difficultés de reconnaissance. Il est possible de mieux comprendre les approches en restauration écologique grâce à ces perspectives complémentaires (tableau 29).

Tableau 29 : Analyse des définitions des stratégies de restauration

Source	Extrait	Éléments de définition retenus
Jones et al. (2018)	"Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. Actions to end the disturbance, which we define as passive recovery, and [actions] to increase the rate and extent of recovery of damaged ecosystems after the disturbance ceased, which we term active restoration."	<ul style="list-style-type: none">- Récupération passive : actions pour mettre fin aux perturbations.- Restauration active : après la cessation des perturbations, actions pour augmenter la vitesse et l'étendue de la récupération de l'écosystème.
Krishnan &	"Ecological restoration has	<ul style="list-style-type: none">- Restauration passive : suppression ou

Osuri (2023)	traditionally been framed as a dichotomy: passive or active. Passive restoration refers to strategies that mainly rely on ecosystems recovering naturally following removal or mitigation of sources of degradation, with minimal direct human intervention. By contrast, active restoration utilizes various direct interventions involving habitat management and/or species introductions (or removal) aimed at overcoming barriers and accelerating natural recovery."	limitation des sources de dégradation, puis récupération naturelle de l'écosystème, avec un minimum d'interventions humaines directes. - Restauration active : intervention directe sur l'écosystème (gestion des habitats, introduction/retrait d'espèces) pour accélérer ou permettre la récupération.
--------------	--	---

- **La restauration passive** est une approche qui consiste à réduire ou supprimer les facteurs de dégradation. afin de laisser à l'écosystème la possibilité d'évoluer naturellement vers sa régénération. Cette méthode repose sur la capacité intrinsèque de l'écosystème endommagé à se rétablir de lui-même. Sa capacité à résister une fois que les contraintes qui sont à l'origine des dégradations ont été éliminées ou réduites (figure 45).

Le mot « passif » fait référence au fait de permettre à l'écosystème de se rétablir de manière naturelle une fois les pressions levées.

- **La restauration active** est une méthode d'intervention qui vise à diminuer ou éliminer les facteurs de dégradation en intervenant sur les activités qui occasionnent les pressions, puis à intervenir directement sur l'écosystème dégradé afin de favoriser sa guérison. Cette approche nécessite donc des actions sur les éléments de l'écosystème afin d'orienter, voire accélérer, la reprise de leurs fonctionnalités une fois que les pressions responsables des dégradations ont été levées ou réduites (figure44). Ces mesures s'appliquent aux éléments de l'écosystème endommagé. Le mot « actif »

désigne la capacité d'accompagner le rétablissement de l'écosystème une fois les contraintes levées.

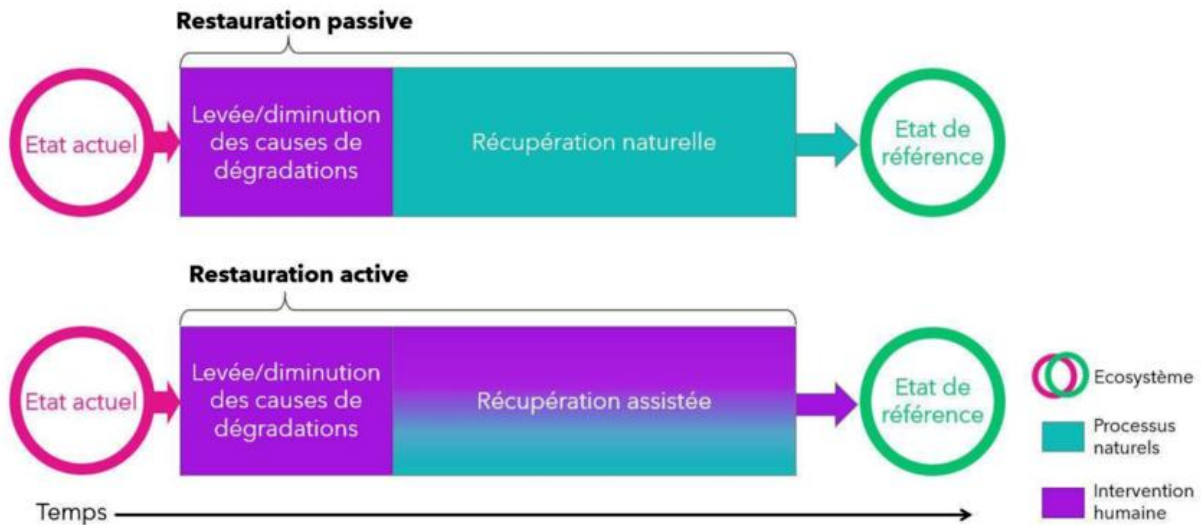


Figure 45 : Comparaison des processus de restauration impliqués selon le choix d'une stratégie d'intervention de restauration passive ou active.

3.1.2. Critique de la catégorisation passif/actif

Bien que les catégories « passif » et « actif » soient encore largement utilisées, elles suscitent des débats et sont remises en question par plusieurs chercheurs (Pollitt). Les critiques se concentrent principalement sur l'incapacité de ces catégories à représenter la diversité des stratégies de restauration et sur la rigidité de leur opposition binaire (« passif » versus « actif »). Plusieurs auteurs soulignent que cette catégorisation est mal définie, source de confusion et semble opposer des approches qui devraient en réalité être complémentaires (Atkinson , Bonser 2020 ; Chazdon *et al.* 2021 ; Krishnan , Osuri 2023).

Le terme de « restauration passive » pose particulièrement problème, car le mot « passif » peut être interprété de manière péjorative, suggérant une absence d'action. Or, la restauration passive implique des décisions et des actions de gestion ou de politique visant à traiter les causes de la dégradation. Le terme « restauration naturelle » est donc souvent jugé plus approprié pour décrire cette approche (Chazdon *et al.* 2021).

L'un des principaux risques de cette dichotomie est qu'elle peut entraîner une focalisation excessive sur la « restauration active » au détriment de la restauration « passive ». Cependant, ce risque ne peut être uniquement imputé à la terminologie. En effet, au-delà de la connotation

des termes « passif » et « actif », il est souvent plus valorisé d'intervenir directement pour « réparer » un écosystème que de se concentrer sur la prévention de sa dégradation ou sur l'élimination des obstacles à son rétablissement naturel (Chazdon *et al.* 2021).

3.1.3. Alternatives pour décrire les stratégies d'intervention en restauration

De nombreuses publications recommandent de dépasser la dichotomie passif-actif et de privilégier des cadres de classification plus adaptés pour décrire les mesures de restauration. Parmi ces alternatives, l'idée d'un « cadre continu » de stratégies, basé sur le degré d'intensité des interventions, semble particulièrement pertinente (Atkinson , Bonser 2020 ; Chazdon *et al.* 2021 ; Krishnan, Osuri 2023). Deux approches alternatives sont détaillées ci-dessous.

Restauration naturelle, assistée et reconstructive

Une alternative proposée pour classifier les stratégies d'intervention en restauration écologique repose sur trois catégories distinctes : la « restauration naturelle », la « restauration assistée » et la « restauration reconstructive ». Ces termes, initialement suggérés par Gann et al. (2019) sous la forme « régénération naturelle, régénération assistée et reconstruction », ont été adaptés par Atkinson & Bonser (2020) pour mieux refléter les dynamiques de restauration. Afin d'insister sur leur caractère d'intervention écologique, nous privilégions la terminologie d'Atkinson & Bonser (2020).

Ces trois stratégies se différencient par un degré d'intervention croissant. La « restauration naturelle » consiste à stopper les processus de dégradation pour permettre aux mécanismes naturels de régénération de s'exprimer pleinement. Les deux autres approches incluent cette base naturelle tout en y ajoutant des interventions humaines.

La « restauration assistée » s'appuie sur des actions ciblées visant à modifier les composantes biotiques et abiotiques de l'écosystème, comme l'élimination des espèces invasives ou la restauration des régimes hydrologiques. Elle offre une flexibilité pour englober des interventions intermédiaires et variées (Atkinson , Bonser 2020).

Enfin, la « restauration reconstructive » se distingue par des interventions plus intensives, comprenant des modifications majeures des composantes biotiques et abiotiques ainsi que la réintroduction d'organismes souhaités pour restaurer l'écosystème.

Ces approches ne sont pas exclusives les unes des autres. Un projet de restauration peut combiner ces stratégies pour s'adapter à l'hétérogénéité d'un site ou pour maximiser son efficacité tout en réduisant les coûts (Gann *et al.* 2019). La « restauration naturelle » correspond en partie au concept de « restauration passive », tandis que les « restaurations assistée et reconstructive » s'inscrivent davantage dans celui de « restauration active » (Gann *et al.* 2019 ; Atkinson, Bonser 2020).

L'intérêt de cette nomenclature réside dans son absence d'opposition et de connotations de valeur, évitant ainsi les biais de perception qui peuvent être associés aux termes « passif » et « actif ».

D'après Gann et ses collègues (2019) et Atkinson et Bonser (2020). Les trois stratégies sont définies comme suit :

- **La restauration naturelle** (ou régénération naturelle) est une stratégie d'intervention qui consiste à atténuer ou éliminer les sources de dégradation en réduisant les pressions exercées par certaines activités, tout en laissant l'écosystème se rétablir spontanément.
- **La restauration assistée** (ou régénération assistée) repose sur une démarche similaire, visant à réduire ou supprimer les sources de dégradation par la gestion des pressions exercées, mais elle inclut également des interventions ciblées sur les composantes abiotiques et biotiques de l'écosystème.
- **La restauration reconstructive** (ou reconstruction) combine la réduction ou la suppression des sources de dégradation avec des interventions intensives sur les composantes abiotiques et biotiques, tout en intégrant la réintroduction d'une proportion significative des cortèges d'espèces (biote) nécessaires à la reconstruction de l'écosystème.

Un vaste éventail de méthodes allant de la guérison naturelle à la restauration intensive : Selon Chazdon *et al.* (2021), un continuum pour décrire les stratégies d'intervention en restauration serait plus pertinent, car chaque écosystème possède des processus de dégradation et une résilience spécifiques. Plutôt que d'adopter une catégorisation rigide, les

auteurs préconisent une représentation continue des interventions, reflétant la diversité des approches existantes.

Ils suggèrent de structurer ce continuum autour des catégories suivantes : restauration naturelle/non-assistée, restauration légèrement assistée, restauration modérément assistée et restauration intensément assistée. Bien que les auteurs utilisent le terme « recovery » pour ces catégories, nous privilégions ici le terme « restauration » afin de mieux qualifier ces niveaux d'intervention :

La **restauration naturelle/non-assistée** est rapprochée du concept de « restauration passive », tandis que la **restauration légèrement assistée** correspond à la « restauration assistée ». Les stratégies de **restauration modérément assistée** et **intensément assistée** s'inscrivent quant à elles dans le cadre de la « restauration active ».

Les auteurs soulignent par ailleurs que ces stratégies ne sont pas exclusives les unes des autres. De nombreux projets intègrent une combinaison de ces approches en fonction des spécificités du site et des objectifs de restauration, plutôt que de se limiter à une seule stratégie (Chazdon *et al.* 2021) :

- La **restauration naturelle ou non-assistée** (également appelée « récupération » naturelle/non-assistée) correspond à un niveau d'intervention consistant à réduire ou éliminer les sources de dégradation en ciblant les activités responsables des pressions, tout en surveillant la trajectoire de restauration pour s'assurer de son évolution.
- La **restauration légèrement assistée** (ou « récupération » légèrement assistée) implique des interventions axées sur les cortèges d'espèces, telles que la protection de l'écosystème contre les espèces empêchant sa régénération, ou l'assistance à la colonisation d'espèces structurantes, par exemple en enrichissant leurs populations ou en favorisant leur dispersion.
- La **restauration modérément assistée** (ou « récupération » modérément assistée) inclut des actions telles que la plantation combinée à la gestion du substrat, le transfert de semences récoltées, l'implantation des espèces souhaitées, l'élimination des espèces altérant la structure de l'écosystème cible, le contrôle des espèces invasives ou non indigènes, la restauration des régimes hydrologiques appropriés, ainsi que la modification ou suppression des ouvrages perturbant la continuité écologique.

- La **restauration intensément assistée** (ou « récupération » intensément assistée) correspond à des interventions de grande ampleur, incluant des travaux intensifs sur le substrat, des ajustements hydrologiques, la migration assistée d'espèces, la translocation de substrats ou d'organismes, ainsi qu'une préparation approfondie des sites concernés.

3.2. État de l'écosystème à restaurer et choix du niveau d'intervention

Lorsqu'un projet de restauration vise à ramener un écosystème à un état de référence, il est essentiel de tenir compte de l'état actuel de l'écosystème dégradé, notamment de la distance qui le sépare de cet état de référence. Cet état détermine en partie la résilience de l'écosystème face aux pressions qu'il subit.

Si les pressions exercées sont trop intenses, si une trop grande proportion de l'écosystème est affectée ou si les perturbations sont trop fréquentes, l'écosystème risque de dépasser un seuil critique de dégradation. Au-delà de ce seuil, souvent appelé « seuil de non-retour », l'écosystème peut perdre sa capacité à se rétablir naturellement. Même après la suppression des pressions, il ne parviendra pas à retrouver sa trajectoire d'évolution antérieure, car ses mécanismes naturels de récupération seront altérés (Keenleyside et al. 2013 ; Lenfant et al. 2015).

Le dépassement de ce seuil entraîne une transition catastrophique, marquée par un basculement soudain de l'écosystème vers un nouvel état stable. Cet état alternatif diffère profondément de l'écosystème d'origine, tant sur le plan de sa structure que de ses fonctions. Cette difficulté à inverser une telle transition, même dans des conditions environnementales très favorables, est connue sous le terme d'hystérésis (Kéfi 2012 ; Jones *et al.* 2018) (figure 46).

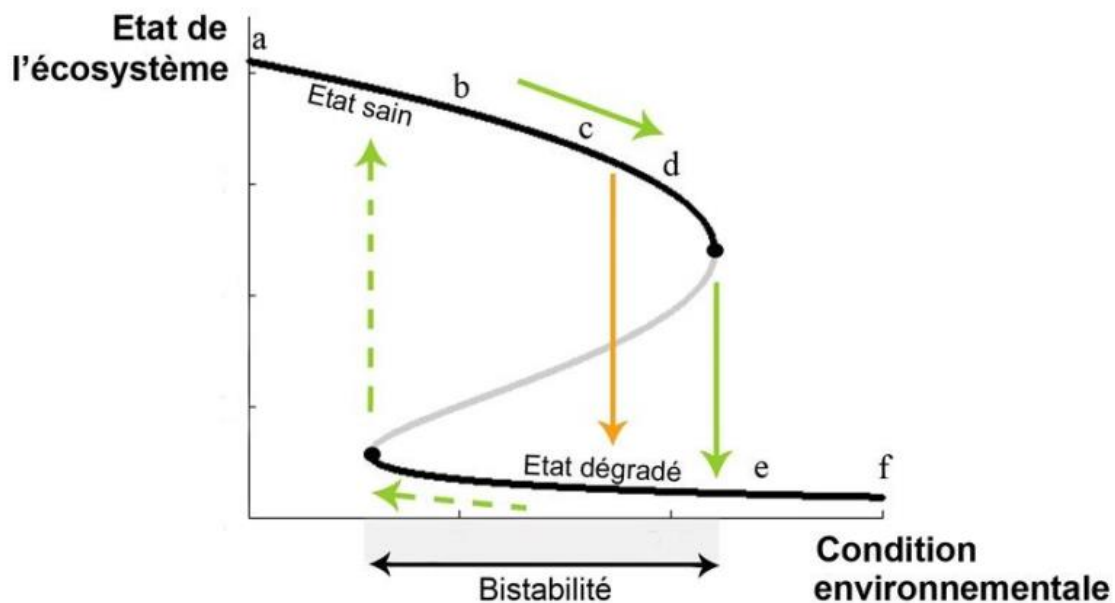


Figure 46 : Transition catastrophique et bistabilité (Kéfi 2012). De « a » à « d » l'état de l'écosystème se dégrade de façon continue avec l'évolution des conditions environnementales (l'axe des conditions environnementales allant de conditions favorables -à gauche- à défavorables -à droite-) puis une transition catastrophique se produit de « d » à « e », causant une forte dégradation de l'état de l'écosystème. L'état dégradé est un nouvel d'équilibre et l'hystérésis se traduit par l'absence de retour à un état sain, malgré le retour à des conditions environnementales favorables.

En cas de transition catastrophique, les stratégies de restauration se limitant à la levée des pressions (telles que la restauration dite « passive », « naturelle » ou « non-assistée ») ne suffisent généralement pas à inverser le phénomène et à ramener l'écosystème à un état de référence basé sur son équilibre antérieur. Dans de telles situations, si le retour à cet équilibre est jugé souhaitable, il devient nécessaire d'envisager des interventions directes sur les composantes biotiques ou abiotiques de l'écosystème afin de surmonter les barrières stabilisant le nouvel état (Keenleyside *et al.* 2013 ; Alsuwaiyan *et al.* 2022).

Le choix d'une stratégie de restauration doit s'appuyer sur une compréhension approfondie des mécanismes naturels de récupération et de la dynamique de l'écosystème concerné. Cela inclut l'évaluation de son niveau de résilience et l'identification des obstacles au rétablissement, qu'il s'agisse des causes initiales de la dégradation ou des conséquences qui empêchent l'écosystème de se régénérer. Le niveau d'intervention sera déterminé en fonction de la nécessité d'agir sur les composantes biotiques et/ou abiotiques de l'écosystème (Gann *et al.* 2019 ; Chazdon *et al.* 2021).

Pour surmonter l'hystérésis, il peut être pertinent de combiner des stratégies de restauration plus interventionnistes avec des approches basées sur des stratégies « passives » ou « naturelles » (Jones *et al.* 2018). Cependant, il reste indispensable de mener davantage d'études comparatives in situ pour évaluer les effets des différentes approches, plus ou moins interventionnistes, sur un même site (Jones *et al.* 2018).

4. Restauration et concepts similaires

3.1. Objectif de la restauration et notion de référence

La restauration écologique repose sur le constat que l'évolution naturelle d'un écosystème a été perturbée par des dégradations qui ont compromis l'équilibre favorable de ses composantes. L'objectif de la restauration est donc de permettre la récupération de l'écosystème dégradé jusqu'à un état souhaité, défini comme référence.

Le concept de « référence » a été largement étudié par différents auteurs et s'exprime à travers des notions telles que « état de référence », « écosystème de référence », « modèle de référence » ou simplement « référence ». Ces termes, parfois utilisés de manière interchangeable, renvoient à l'idée d'un cadre ou d'un objectif permettant de guider les efforts de restauration.

Nous présentons ci-dessous (Tableau 29) les différentes définitions et approches issues de diverses sources concernant ce concept de référence. Sur cette base, une analyse est proposée pour préciser le rôle et la signification de la référence dans le contexte de la restauration. Toutefois, nous ne détaillons pas ici les distinctions entre ces termes ni les processus de construction de la référence, bien que certains auteurs mentionnés dans le tableau 30 aient formulé des principes pour guider cette élaboration.

Tableau 30 : Définitions autour du concept de « référence » en restauration.

Sources	Concept utilisé pour parler d'une « référence »	Définition associée
Le Floc'h & Aronson 1995	Écosystème de référence	« Même si elle est en partie arbitraire il est souhaitable de disposer d'une norme pour décrire la cible et donc évaluer le succès relatif d'une opération de restauration, de réhabilitation ou de gestion raisonnée »
SER 2004	Écosystème de référence (ou référence)	« A reference ecosystem or reference serves as a model for planning a restoration project, and later for its evaluation... The reference reflects a particular combination of stochastic events that occurred during ecosystem development. In the same manner, an ecosystem that undergoes restoration can develop into any of a potentially large array of states. Any state that is expressed is acceptable as restoration, as long as it is comparable to any of the potential states into which its reference could have developed »
Lenfant et al. 2015	Écosystème de référence	« L'écosystème de référence est défini par Aronson et al. (1993a,b); Le Floc'h et al. (1995) et SER (2004) comme une approximation de l'état souhaitable, une norme choisie parmi plusieurs états alternatifs possibles et accessibles par une succession d'étapes appelées trajectoires. L'écosystème de référence va donc être l'objectif final vers lequel on souhaite tendre. »
Chenot 2018	Écosystème de référence ou état de référence	« L'écologie de la restauration se base sur un concept important : celui de l'écosystème de référence, modèle représentant l'objectif de la restauration... il n'existe pas un seul type d'état de référence, tout dépend de l'échelle temporelle ciblée et des facteurs anthropiques acceptés comme faisant partie de l'évolution des écosystèmes »
Gann et al. 2019	Écosystème de référence ou modèle de référence	« Reference ecosystem: A representation of a native ecosystem that is the target of ecological restoration... appropriate reference models for

		ecological restoration are not based on immobilizing an ecological community at some past point in time, but rather increasing potential for native species and communities to recover and continue to reassemble, adapt, and evolve »
--	--	--

3.2. L'écosystème de référence

L'écosystème de référence est décrit comme une norme choisie parmi plusieurs états alternatifs possibles, qui guide les efforts de restauration (Aronson *et al.* 1993; Le Floc'h *et al.* 1995). Ce cadre théorique fournit des principes clés pour évaluer le degré de dégradation et orienter les interventions. Par ailleurs, il s'agit d'une approche évolutive qui intègre les connaissances écologiques locales et les dynamiques à long terme des écosystèmes.

L'écologie de la restauration repose sur un concept fondamental : celui de l'écosystème de référence, qui constitue un modèle représentant l'objectif de la restauration (Balaguer *et al.*, 2014). Ce concept est essentiel pour planifier, suivre et évaluer les travaux de restauration écologique (McDonald *et al.*, 2016).

Le modèle de référence historique est souvent défini comme un état original, antérieur à une perturbation anthropique (Hall, 2005), c'est-à-dire avant que l'écosystème n'ait franchi un ou plusieurs seuils écologiques irréversibles (Aronson *et al.*, 1993, 1995; Hobbs *et al.*, 2009). Cependant, dans certains contextes, il peut être préférable d'adopter un modèle ajusté, qui ne correspond pas nécessairement à l'écosystème historique. Ce modèle vise à optimiser le potentiel de rétablissement des espèces et des communautés locales, tout en leur permettant de continuer à s'assembler, s'adapter et évoluer dans des conditions changeantes (McDonald *et al.* 2016).

De plus, il est important de souligner qu'il n'existe pas un seul type d'état de référence. Le choix dépend de l'échelle temporelle visée et des facteurs anthropiques acceptés comme faisant partie de l'évolution des écosystèmes. Cette flexibilité dans la définition de l'état de référence permet d'intégrer les dynamiques écologiques et les réalités socio-environnementales dans les efforts de restauration.

L'écosystème de référence est défini par Aronson *et al.* (1993a, b), Le Floc'h *et al.* (1995), et la Society for Ecological Restoration (SER, 2004) comme une approximation de l'état

souhaitable pour un écosystème dégradé. Il représente une norme choisie parmi plusieurs états alternatifs possibles, accessibles à travers une série d'étapes appelées trajectoires écologiques.

Cet écosystème sert d'objectif final dans les efforts de restauration, guidant les interventions nécessaires pour restaurer les fonctions écologiques, la biodiversité, et les services écosystémiques associés. Il reflète l'état vers lequel on souhaite orienter l'écosystème tout en prenant en compte les limites écologiques et sociales existantes.

Cette référence décrit l'**écosystème de référence** comme une représentation de l'écosystème dans un état optimal, en l'absence de dégradations, et estimé plus favorable pour la biodiversité que l'état actuel, considéré comme dégradé. Selon Gann et al. (2019), l'écosystème de référence peut être caractérisé par **six attributs écosystémiques clés**, qui, lorsqu'ils sont dans un état approprié, assurent l'intégrité globale de l'écosystème :

1. **L'absence de menaces** : absence ou réduction significative des pressions anthropiques ou naturelles qui affectent la stabilité de l'écosystème.
2. **Les conditions environnementales physiques** : stabilité et adéquation des caractéristiques abiotiques, telles que le sol, l'eau et le climat, nécessaires à la résilience écologique.
3. **La composition spécifique** : présence d'espèces indigènes et caractéristiques de l'écosystème, tout en minimisant les espèces envahissantes ou introduites.
4. **La diversité structurelle** : organisation spatiale et verticale des éléments de l'écosystème, permettant de soutenir des interactions biologiques complexes.
5. **Les fonctions écosystémiques** : maintien des processus essentiels tels que le cycle des nutriments, la productivité primaire et la régulation hydrologique.
6. **Les échanges externes** : connectivité fonctionnelle avec les écosystèmes voisins, permettant les flux d'énergie, de matière et d'organismes nécessaires à la dynamique écologique.

Ces attributs constituent une base solide pour guider les efforts de restauration et évaluer les progrès réalisés dans la réhabilitation des écosystèmes dégradés.

3.3. La résilience des écosystèmes

La résilience des écosystèmes se définit comme leur capacité à résister aux perturbations, à s'y adapter ou à récupérer après ces perturbations, tout en maintenant leurs fonctions essentielles, leur structure, leur composition et leurs services écosystémiques (Razafindrazaka et al., 2023) (Holling, 1973). Ce concept est fondamental en écologie pour comprendre la dynamique des écosystèmes face aux pressions environnementales, qu'elles soient naturelles ou anthropiques.

3.3.1. Composantes de la résilience des écosystèmes :

1. **Résistance** : capacité d'un écosystème à absorber une perturbation sans subir de changements structurels ou fonctionnels majeurs (Folke *et al.* 2004).
2. **Capacité d'adaptation** : aptitude des espèces et des communautés à ajuster leurs interactions et leurs processus écologiques pour faire face à des conditions changeantes (Walker *et al.*, 2004).
3. **Capacité de récupération** : faculté d'un écosystème à retrouver un état d'équilibre fonctionnel après une perturbation (Gunderson, 2000).

3.3.2. Facteurs influençant la résilience des écosystèmes :

- **Diversité biologique** : une biodiversité élevée renforce la redondance fonctionnelle, augmentant la stabilité et la résilience de l'écosystème (Vasiliev, 2022).
- **Connectivité écologique** : les échanges entre écosystèmes (flux de gènes, migration d'espèces) renforcent la résilience en facilitant la récupération après des perturbations (Nyström, Folke, 2001).
- **Intégrité des fonctions écologiques** : le maintien des processus naturels tels que les cycles de l'eau, du carbone et des nutriments est essentiel pour garantir la résilience (Walker & Salt, 2006).
- **Pressions anthropiques** : les activités humaines, comme la fragmentation des habitats, la pollution ou le changement climatique, affaiblissent la résilience en altérant les capacités naturelles des écosystèmes à répondre aux perturbations (IPBES, 2019).

3.4. Résilience et restauration écologique :

La restauration écologique vise à renforcer ou à rétablir la résilience des écosystèmes en réintroduisant des espèces clés, en améliorant la qualité des habitats et en rétablissant les processus naturels. Ces efforts permettent aux écosystèmes de mieux faire face aux perturbations futures et de continuer à fournir des services essentiels à la biodiversité et aux populations humaines (Hernández-Blanco et al., 2022).

3.5. La Trajectoire Écologique

En écologie, la trajectoire écologique désigne le cheminement progressif qu'un écosystème suit dans le temps, influencé par des processus naturels ou anthropiques, pour atteindre un état spécifique, tel qu'un **écosystème de référence** (Hobbs, Harris, 2001). Elle reflète l'évolution dynamique de l'écosystème, marquée par des changements non linéaires et parfois imprévisibles.

3.5.1. Caractéristiques de la trajectoire écologique :

1. **Dynamique non linéaire** : Les trajectoires écologiques peuvent inclure des bifurcations ou des changements abrupts (seuils écologiques), ce qui signifie qu'un écosystème peut basculer d'un état à un autre sans possibilité de retour direct (Suding et al. 2004).
2. **Multiplicité des trajectoires** : Selon les conditions initiales et les pressions exercées, un écosystème peut évoluer vers plusieurs états alternatifs stables (Holling, 1973).
3. **Temporalité variable** : Le temps nécessaire pour qu'un écosystème atteigne un état souhaité dépend de l'intensité de la perturbation, de la résilience de l'écosystème, et des interventions appliquées (Walker *et al.* 2004).

3.5.2. Facteurs influençant la trajectoire écologique :

- **Perturbations initiales** : La gravité et la nature de la perturbation, qu'elle soit naturelle (feux, tempêtes) ou anthropique (déforestation, pollution), orientent la trajectoire écologique (Folke *et al.* 2004).

- **Actions humaines** : Les efforts de restauration ou de gestion, comme la plantation d'espèces indigènes ou la régénération des sols, modifient la trajectoire pour la rapprocher d'un état souhaité (Hobbs *et al.*, 2009).
- **Contexte environnemental** : Les conditions abiotiques (climat, sol, eau) et biotiques (interactions entre espèces) jouent un rôle clé dans la direction et la vitesse de la trajectoire (Elmqvist *et al.* 2003).
- **Seuils écologiques** : Les perturbations peuvent conduire à des points de basculement où l'écosystème passe de manière irréversible à un état différent (Scheffer *et al.* 2001).

3.6. La trajectoire dans la restauration écologique :

La trajectoire écologique est un outil central en restauration écologique pour :

1. **Définir des objectifs** : Identifier des étapes clés pour orienter l'écosystème vers un état fonctionnel ou de référence (SER, 2004).
2. **Suivre le progrès** : Évaluer régulièrement si l'écosystème évolue dans la direction souhaitée ou s'éloigne en raison de contraintes imprévues (McDonald *et al.* 2016).
3. **Ajuster les stratégies** : Réorienter les interventions selon les réponses observées de l'écosystème et les obstacles rencontrés.

En intégrant la compréhension des trajectoires, les gestionnaires d'écosystèmes peuvent mieux anticiper les défis et maximiser les chances de succès des projets de restauration.

4. L'articulation entre restauration, réhabilitation et réaffectation est basée sur le degré de dégradation de l'environnement.

Selon Lenfant *et al.* (2015), le schéma ci-dessous (figure 47) permet de synthétiser la possible articulation entre certains des concepts mentionnés précédemment. Ils mettent donc en évidence que la sélection de l'action à mettre en place doit tenir compte à la fois de l'état de l'écosystème en question et de l'état que l'on souhaite atteindre à la fin de la procédure. Ils indiquent également le degré de gestion requis à la fin du processus afin de préserver l'écosystème en l'état.

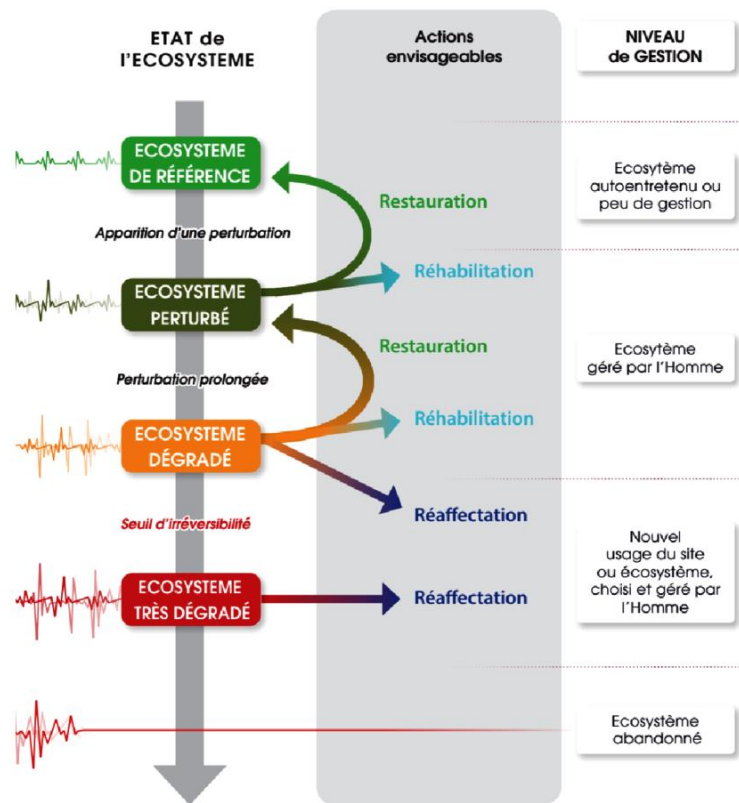


Figure 47 : Répartition des mesures possibles pour l'écosystème en fonction de son niveau de dégradation et des objectifs de l'action à mettre en place (Lenfant et al 2015).

Note : Le « niveau de gestion » fait référence à la gestion à réaliser après la réalisation du projet.

5. La restauration écologique : une composante clé des pratiques de gestion des écosystèmes

La gestion des écosystèmes englobe une gamme de pratiques qui visent à préserver, gérer, ou améliorer les fonctions écologiques et les services qu'ils fournissent. Parmi ces pratiques, la restauration écologique occupe une place essentielle en tant que processus actif destiné à rétablir les écosystèmes dégradés, endommagés ou détruits.

Dans ce contexte, la restauration écologique se distingue des autres approches de gestion des écosystèmes, telles que :

1. **La conservation** : centrée sur la préservation des écosystèmes existants et la prévention de leur dégradation. Contrairement à la restauration, qui intervient après une dégradation, la conservation agit en amont pour maintenir les écosystèmes dans leur état actuel.

2. **La réhabilitation** : qui vise à améliorer certains aspects des écosystèmes dégradés sans nécessairement restaurer leur état d'origine. Elle peut se limiter à rétablir des fonctions spécifiques ou des services écosystémiques.
3. **La gestion durable des ressources naturelles** : qui cherche à équilibrer l'utilisation des écosystèmes pour les besoins humains avec leur capacité à se renouveler et à fonctionner de manière durable.

La restauration, quant à elle, va plus loin en visant un retour aussi proche que possible de l'état naturel ou de référence d'un écosystème. Elle s'appuie sur des concepts fondamentaux comme l'écosystème de référence et les trajectoires écologiques, intégrant des actions telles que la réintroduction d'espèces indigènes, la réhabilitation des sols, et la restauration des processus écologiques clés.

Dans le panorama global des pratiques de gestion, la restauration joue également un rôle central face aux défis du changement climatique, de la perte de biodiversité et de la dégradation des terres. Elle est reconnue comme une stratégie clé pour :

- **Améliorer la résilience des écosystèmes** face aux impacts environnementaux et anthropiques.
- **Répondre aux engagements internationaux**, tels que la Décennie des Nations Unies pour la restauration des écosystèmes (2021-2030).
- **Favoriser les co-bénéfices sociaux et économiques**, en soutenant les moyens de subsistance locaux et en améliorant les conditions de vie des communautés humaines dépendantes des écosystèmes.

Ainsi, la restauration écologique s'inscrit dans une approche intégrative de gestion des écosystèmes, où elle complète et enrichit les efforts de conservation, de réhabilitation et de gestion durable pour garantir un avenir écologique et socio-économique durable.

6. La planification de la restauration :

Selon la Society for Ecological Restoration (SER), la planification de la restauration écologique est structurée en sept phases clés :

- **Définition du problème** : Identifier le problème de restauration, estimer les coûts, impliquer les parties prenantes et établir une stratégie de communication.
- **Évaluation du site** : Analyser l'état actuel, comparer avec un écosystème de référence, évaluer les impacts, et mettre en place un système d'information.
- **Définition des buts** : Établir des buts clairs et les résultats attendus de la restauration.
- **Fixation des objectifs** : Définir des objectifs mesurables et prévoir une méthode de suivi.
- **Conception de l'approche** : Déterminer la portée du projet, choisir la meilleure option, préparer un plan d'exécution et de suivi.
- **Mise en œuvre** : Réaliser les actions de restauration et communiquer les avancées.
- **Gestion adaptative** : Suivre les résultats, ajuster les actions selon les observations, et maintenir l'engagement des parties prenantes.

7. Matériel et méthodes

7.1. La planification de la restauration écologique de la chênaie verte

La planification de la restauration écologique des chênaies de chêne vert doit reposer sur une approche intégrée et durable, visant à restaurer la biodiversité et à renforcer la résilience des écosystèmes. Elle devrait inclure des actions de reboisement avec des espèces adaptées, la régénération naturelle du chêne vert et la mise en place de protections contre les incendies. La gestion du pâturage, la sensibilisation des communautés locales et l'adoption de pratiques agricoles durables sont également des éléments clés. Enfin, il est essentiel d'intégrer des techniques de conservation des sols et de gestion des ressources hydriques pour améliorer la qualité du sol et encourager la régénération des forêts tout en garantissant des bénéfices à long terme pour les populations locales et l'environnement.

Notre planification de la restauration écologique repose sur les principes établis par Hobbs et Norton (1996) ainsi que sur les lignes directrices de la Society for Ecological Restoration (SER, 2016). Ces approches permettent d'identifier les causes de dégradation, de définir des objectifs clairs de restauration basés sur des écosystèmes de référence, et d'élaborer des stratégies adaptées pour réhabiliter efficacement les chênaies de chêne vert. Elles assurent une gestion intégrée et durable, en garantissant un suivi rigoureux et des

ajustements en fonction des résultats obtenus (Suding and Hobbs, 2009). Les étapes de planification sont résumées et représentées comme suit :

Phase 1 : Définir le problème et impliquer les parties prenantes

Définir le problème de restauration :

En raison des multiples pressions humaines, telles que la surexploitation des ressources et les incendies récurrents, la chênaie verte a été réduite à un maquis dégradé. Les chênes verts, qui devraient être des arbres adultes, sont aujourd'hui des arbustes plus ou moins densément denses, de 0,4 m à 2,5 m de hauteur, ce qui témoigne d'une régénération très faible. Les habitats liés sont fortement perturbés, ce qui entraîne une diminution de la biodiversité et des fonctions écologiques indispensables.

Les pressions exercées par les activités humaines, telles que le surpâturage, le labourage illicite, les incendies récurrents et le défrichement ont profondément affecté la chênaie verte et accéléré sa dégradation. Le surpâturage par le bétail empêche la régénération naturelle des plantes en broutant les jeunes pousses et en perturbant l'équilibre de la végétation, ce qui limite la croissance des chênes verts et des autres espèces végétales (Kohler et al. 2006). De plus, le labourage illicite réalisé dans les zones forestières, souvent à des fins agricoles, entraîne la destruction des sols, leur érosion et une perte de la fertilité, ce qui altère la capacité des terres à se régénérer naturellement. En outre, le défrichement pour l'agriculture ou l'urbanisation conduit à une réduction de la couverture végétale, exacerbant la dégradation du sol et perturbant l'habitat de nombreuses espèces fauniques (De Faria et al., 2004). Les incendies récurrents, souvent provoqués par des pratiques agricoles ou des causes accidentelles, détruisent régulièrement la végétation, perturbent les sols et tuent la faune locale (Bowman *et al.* 2011). Ces facteurs combinés empêchent le renouvellement des écosystèmes, altèrent la biodiversité et diminuent les services écologiques fournis par la chênaie verte, tels que la protection des sols, le stockage du carbone et la régulation du climat local (Le Mauff *et al.* 2014).

Pour quoi la restauration !

La restauration de la chênaie verte est cruciale pour plusieurs raisons, toutes ayant un impact direct sur la préservation et l'amélioration de l'écosystème. Premièrement, réhabiliter les fonctions écologiques de la chênaie verte permettrait de retrouver l'équilibre entre les diverses

composantes de l'écosystème, telles que la végétation, le sol, et la faune. Un écosystème fonctionnel est essentiel pour la régénération naturelle des espèces végétales et pour maintenir la qualité des sols, la rétention d'eau et la séquestration du carbone (Le Mauff *et al*, 2014). Cela favorise également la stabilisation des sols, essentielle pour éviter l'érosion, particulièrement dans les zones où les incendies et la coupe excessive ont fragilisé le sol.

En améliorant la qualité des habitats, la restauration aidera à retrouver des conditions favorables pour les espèces animales et végétales qui dépendent de la chênaie verte. Les habitats dégradés par les activités humaines, comme le surpâturage ou les incendies, sont souvent inhospitaliers et incapables de soutenir une faune diversifiée. La réhabilitation des zones dégradées permettra à ces espèces, en particulier celles menacées, de se réinstaller et de prospérer à nouveau, contribuant ainsi à une plus grande biodiversité.

La régénération d'une forêt naturelle de chênes verts joue un rôle crucial dans la stabilisation des écosystèmes locaux. En restaurant les chênes verts, en facilitant leur croissance et leur développement, cela permet de reconstituer une forêt résiliente et adaptée aux conditions locales. Cette action permettra de participer à l'amélioration des conditions climatiques locales en régulant la température, l'humidité et le cycle de l'eau.

Enfin, la conservation des espèces menacées, notamment celles qui dépendent des écosystèmes forestiers pour leur habitat, est une priorité dans la restauration de la chênaie verte. Cette démarche permet non seulement de préserver ces espèces, mais aussi de maintenir l'intégrité de l'ensemble du réseau trophique local.

En somme, la restauration de la chênaie verte n'est pas seulement une nécessité écologique, mais aussi une responsabilité pour garantir un avenir viable pour les communautés humaines qui dépendent de ces écosystèmes pour leurs moyens de subsistance (De Faria *et al.*, 2004). Elle contribue à restaurer un équilibre écologique durable, essentiel pour les générations futures.

S'assurer de l'engagement initial des parties prenantes : Il est crucial d'impliquer dès le départ les parties prenantes clés (communautés locales, autorités, experts, organisations non gouvernementales) dans le processus de restauration écologique. Cela commence par les identifier, puis en veillant à leur participation active et à la reconnaissance de leurs besoins et

préoccupations. Un engagement initial fort garantit que le projet bénéficie du soutien nécessaire et est mieux aligné avec les réalités locales et les priorités des parties prenantes.

Développer une stratégie de communication adaptée : Une communication claire, ouverte et continue est essentielle pour maintenir l'engagement des parties prenantes tout au long du projet. La stratégie de communication doit être adaptée aux différents groupes d'acteurs, en utilisant des canaux et des messages appropriés à chaque audience. Cela inclut la diffusion d'informations sur les objectifs du projet, les progrès réalisés, ainsi que les bénéfices attendus, tout en répondant aux préoccupations des parties prenantes. Une telle stratégie favorise la transparence, renforce la collaboration et assure le succès et la durabilité de l'initiative.

Phase 2 : Évaluer le problème

La chênaie verte de la zone d'étude est gravement dégradée en raison des incendies répétés, du pâturage intensif et du défrichement (voir chapitre 3). Ces facteurs ont détruit la végétation mature, empêchés la régénération naturelle et fragmentés l'écosystème. En conséquence, la forêt a perdu sa structure verticale et horizontale, avec une densité d'arbres faibles, une couverture arbustive réduite et une strate herbacée appauvrie.

Malgré la régénération naturelle, le pâturage intensif freine considérablement la récupération écologique. Le piétinement du bétail compacte les sols, réduisant leur capacité à retenir l'eau et les nutriments. Les jeunes rejets de souches de chêne vert, essentiels pour le renouvellement de l'écosystème, sont systématiquement broutés, ce qui empêche leur développement en arbres matures. Cela limite non seulement la densité des arbres, mais altère également la diversité structurelle et fonctionnelle de la forêt.

Cette dégradation entraîne une perte significative de biodiversité. Les espèces végétales et animales indigènes disparaissent, laissant place à des formations arbustives pauvres et dégradées, incapables de fournir un habitat adapté. Les interactions écologiques, telles que la pollinisation et la dispersion des graines, sont perturbées, aggravant la situation. Par ailleurs, les sols montrent des signes alarmants de compaction et d'érosion, accentués par l'absence de couverture végétale et les incendies, rendant la régénération encore plus difficile.

En conséquence, l'écosystème initial s'est transformé en un matorral dégradé, incapable de remplir ses fonctions écologiques. La perte des services écosystémiques, tels que le stockage

du carbone, la régulation hydrique et la protection contre l'érosion, a également des impacts négatifs sur l'environnement et les communautés locales. Une restauration écologique urgente et ciblée est essentielle pour rétablir la structure, la biodiversité et la résilience de la chênaie verte.

Description de l'écosystème de référence : Une chênaie verte en bon état

Un écosystème de référence de chênaie verte présente une structure végétale équilibrée et diversifiée. La densité des arbres dépasse 300 arbres/ha, avec des chênes adultes atteignant une hauteur moyenne de 10 à 15 mètres. Les arbustes couvrent 50 à 70% du sol, composés d'espèces indigènes comme les arbousiers et les genévriers. Une strate herbacée diversifiée, couvrant 30 à 40%, prévient l'érosion des sols. Selon Quézel et Médail (2003), la chênaie verte méditerranéenne représente un écosystème climacique typique, dont la structure et la composition floristique constituent des références pour la restauration et la gestion durable.

La biodiversité y est riche, comprenant une variété d'espèces végétales et animales typiques des chênaies méditerranéennes. Les espèces autochtones dominent, et la présence d'espèces envahissantes est négligeable. Cette diversité garantit un équilibre écologique sain et fonctionnel.

Les sols sont fertiles, riches en matière organique et bien structurés, avec une porosité suffisante pour permettre la croissance des racines et l'infiltration de l'eau. Les signes d'érosion sont quasi inexistantes, et la régénération naturelle est assurée grâce à la présence d'un nombre suffisant de jeunes plants (au moins 100 plants/ha) et une distribution équilibrée des classes d'âge (Araya et al., 2023).

Les perturbations telles que les incendies, le pâturage intensif ou les pressions humaines sont limitées ou contrôlées. Cela permet au couvert végétal de stocker efficacement du carbone, de réguler les cycles hydriques et d'offrir un écosystème stable et attrayant pour la biodiversité et les populations locales.

L'état souhaité pour la restauration de la chênaie vise à rétablir cette structure et ces fonctions écologiques, avec des sols stables, une biodiversité riche et une réduction significative des pressions.

Évaluation de l'impact environnemental et social pour la restauration de la chênaie verte :

Dans le cadre de la restauration de la chênaie verte de notre zone d'étude, il est essentiel de mener une évaluation d'impact environnemental et social pour mieux comprendre les conséquences des actions proposées, tant sur l'écosystème que sur les communautés locales. Cette évaluation permettra de prendre des décisions éclairées et de minimiser les effets négatifs potentiels.

1. Évaluation des impacts environnementaux

- **Sols et érosion** : L'impact des travaux de restauration sur la structure et la fertilité des sols doit être prise en compte, notamment pour prévenir la **compaction du sol** et l'**érosion**. En réintroduisant des plantes adaptées et en évitant la perturbation des sols, on cherchant à stabiliser la couche superficielle, à augmenter la rétention de l'eau et à favoriser la régénération naturelle des arbres (Chazdon, 2019).
- **Structure de la chênaie** : La structure de la **chênaie** est un élément clé de son équilibre écologique. La restauration devrait viser à rétablir les trois principales strates végétales :
 - **Strate arborée** : Dominée par des **chênes verts** (*Quercus ilex*), la densité des arbres doit être restaurée pour atteindre plus de 300 arbres/ha, garantissant un couvert forestier adapté et une régénération efficace. Dans les forêts méditerranéennes bien conservées, la densité du chêne vert varie généralement entre 400 et 800 tiges/ha (Martín-García et al., 2013).
 - **Strate arbustive** : La restauration de la couverture arbustive (arbousiers, genévriers, lentisques) à 50-70% de la surface du sol est cruciale pour protéger les jeunes plants, enrichir la biodiversité et prévenir l'érosion (Jafari et al., 2022).
 - **Strate herbacée** : Le développement d'une strate herbacée diversifiée (romarin, lavande, thym) à 30-40% contribuera à stabiliser le sol et à maintenir la fertilité (Gong et al., 2024; Zhang et al., 2024).
- **Biodiversité et habitats** : La restauration devrait viser une biodiversité riche, notamment en favorisant des espèces indigènes et en réduisant les pressions comme

les incendies récurrents et le pâturage intensif. Des plantes aromatiques, des petits mammifères et des oiseaux forestiers doivent retrouver leur place dans cet écosystème.

- **Régulation de l'eau et climat** : La chênaie joue un rôle dans la régulation des ressources en eau, l'infiltration des eaux pluviales et le stockage du carbone. La restauration doit éviter les impacts négatifs sur les **nappes phréatiques** et assurer que les arbres adultes, avec leurs racines profondes, jouent un rôle stabilisateur contre les inondations et la sécheresse.

2. Évaluation des impacts sociaux

- **Usages traditionnels et communautés locales** : Les communautés locales dépendent souvent de la chênaie pour diverses activités telles que le pâturage, l'exploitation du bois ou l'agriculture. Une évaluation des besoins et des préoccupations des populations locales permettra de concilier les objectifs de restauration et les nécessités socio-économiques des habitants. Il est essentiel d'éviter des conflits en limitant l'impact sur leurs modes de vie tout en leur fournissant des alternatives durables (Pretty and Smith, 2004).
- **Emploi et développement économique** : La restauration pourrait avoir des **retombées positives** en matière de création d'emplois, notamment dans le cadre de projets de reboisement, de gestion forestière durable et de contrôle de l'érosion. L'évaluation doit inclure les **bénéfices économiques** locaux, mais aussi l'impact sur les secteurs agricoles et d'élevage (Sayer et al., 2013).
- **Pressions sociales et participation** : Les communautés doivent être impliquées activement dans le processus de **restauration** par des **consultations** et une gestion **participative**. Assurer la prise en compte des perspectives locales est crucial pour éviter des effets négatifs, tels que le déplacement des pressions environnementales (en déplaçant le pâturage vers d'autres zones).

3. Plan de mitigation et suivi

En cas d'identification d'impacts négatifs potentiels, des **mesures de mitigation** seront mises en place :

- **Limiter le pâturage intensif** et favoriser des techniques d'agriculture plus durables.
- **Planifier un suivi régulier** de l'évolution de la biodiversité, de la régénération du sol et des effets sur les communautés locales.
- **Restauration ciblée des zones sensibles** pour maximiser la régénération naturelle des jeunes plants et des sols.

L'évaluation de l'impact environnemental et social permet de garantir que la restauration de la chênaie verte soit réalisée dans le respect de l'écosystème et des communautés locales. Elle permettra de renforcer la résilience de la forêt face aux pressions humaines et environnementales tout en contribuant à un développement durable à long terme.

Les mesures de restauration doivent être menées avec soin, en intégrant des stratégies de gestion durable des ressources naturelles et en assurant une participation active des populations locales dans le processus.

Importance d'un Système de Gestion de l'Information pour la Restauration Durable de la Chênaie Verte

Un système de gestion de l'information (SGI) bien conçu est crucial pour la gestion et la restauration durable de la chênaie verte. Il permet une analyse approfondie des données écologiques, sociales et économiques, facilitant la prise de décisions éclairées. En collectant des informations sur la biodiversité, l'état des sols, les perturbations humaines, et les pressions environnementales (comme les incendies et le pâturage excessif), le SGI offre une vue d'ensemble claire et actuelle des défis à relever. Il aide ainsi à définir des priorités d'action, en optimisant l'utilisation des ressources disponibles. Par exemple, il permet de cibler les zones les plus vulnérables et d'ajuster les interventions, que ce soit en intensifiant les efforts de régénération ou en ajustant les pratiques de gestion pour éviter la dégradation des sols et de la biodiversité (Chazdon, 2019).

Un autre aspect clé du SGI est son rôle dans l'engagement des communautés locales. En fournissant des informations accessibles et pertinentes, le SGI encourage la participation active des populations dans le processus de restauration. La collecte de données participative et l'implication des communautés renforcent le lien entre les actions de restauration et les besoins des habitants. Cela favorise une gestion partagée et collaborative de l'écosystème, où

les acteurs locaux deviennent des partenaires actifs dans la préservation des ressources naturelles. Par ailleurs, un SGI permet de garantir une approche durable et intégrée, conciliant conservation de l'environnement et développement socio-économique. Une gestion efficace des informations, prenant en compte les dimensions sociales et économiques, est essentielle pour assurer la pérennité des efforts de restauration et soutenir les communautés locales dans un cadre de développement durable (Sayer et al., 2013).

La restauration de la chênaie verte vise à rétablir l'équilibre écologique tout en conciliant les enjeux environnementaux et les besoins des communautés locales. Les objectifs clés incluent la récupération de la structure végétale et la réhabilitation de la biodiversité en favorisant la régénération naturelle des arbres et la diversité des espèces. Une attention particulière est portée à l'amélioration de la qualité du sol, afin d'assurer une meilleure capacité de rétention d'eau et une réduction de l'érosion. Parallèlement, il est crucial de limiter les pressions humaines, comme le pâturage intensif et le défrichement illégal, qui affectent gravement la santé de l'écosystème (Chazdon, 2014). La gestion de ces facteurs est essentielle pour permettre une récupération durable de la chênaie et préserver ses fonctions écologiques.

Les résultats attendus de ces actions comprennent une augmentation de la couverture végétale, avec une densité d'arbres et d'arbustes proche des conditions naturelles de la chênaie, ainsi qu'un retour de la biodiversité locale. La présence de jeunes plants en quantité suffisante assurera la pérennité de l'écosystème à long terme. La gestion efficace des pressions anthropiques, par un pâturage contrôlé et la prévention des incendies, permettra de stabiliser l'écosystème et de limiter la dégradation des sols (Sayer *et al*, 2013). Par ailleurs, la sensibilisation des communautés locales et leur participation active dans la gestion des ressources naturelles renforceront la durabilité des efforts de restauration. Enfin, le rétablissement des services écosystémiques, notamment la régulation de l'eau, la séquestration du carbone et la protection contre les inondations, est essentiel pour assurer le bien-être des générations futures.

Phase 3 : Développer des buts de restauration écologique

La restauration de la chênaie verte vise à rétablir l'équilibre écologique tout en conciliant les enjeux environnementaux et les besoins des communautés locales. Les objectifs clés incluent la récupération de la structure végétale et la réhabilitation de la biodiversité en favorisant la régénération naturelle des arbres et la diversité des espèces. Une attention particulière est

portée à l'amélioration de la qualité du sol, afin d'assurer une meilleure capacité de rétention d'eau et une réduction de l'érosion. Parallèlement, il est crucial de limiter les pressions humaines, comme le pâturage intensif et le défrichement illégal, qui affectent gravement la santé de l'écosystème (Chazdon, 2014; Benhamiche, 2001). La gestion de ces facteurs est essentielle pour permettre une récupération durable de la chênaie et préserver ses fonctions écologiques.

Les résultats attendus de ces actions comprennent une augmentation de la couverture végétale, avec une densité d'arbres et d'arbustes proche des conditions naturelles de la chênaie, ainsi qu'un retour de la biodiversité locale. La présence de jeunes plants en quantité suffisante assurera la pérennité de l'écosystème à long terme. La gestion efficace des pressions anthropiques, par un pâturage contrôlé et la prévention des incendies, permettra de stabiliser l'écosystème et de limiter la dégradation des sols (Sayer et al, 2013; Boudjenah, 2015). Par ailleurs, la sensibilisation des communautés locales et leur participation active dans la gestion des ressources naturelles renforceront la durabilité des efforts de restauration. Enfin, le rétablissement des services écosystémiques, notamment la régulation de l'eau, la séquestration du carbone et la protection contre les inondations, est essentiel pour assurer le bien-être des générations futures (Zeroug , Djenidi, 2018; Meziane , Ziane, 2012).

Phase 4 : Développer des objectifs de restauration écologique

La phase 4 de la restauration écologique de la chênaie verte consiste à définir des objectifs clairs et mesurables pour évaluer les progrès du projet. Cela implique de déterminer les critères de réussite qui permettront d'assurer une gestion durable de l'écosystème, tout en prenant en compte les défis environnementaux actuels.

Identifier des objectifs mesurables et envisager une première conception de suivi

Les objectifs mesurables doivent être définis de manière précise afin de pouvoir évaluer les progrès de la restauration. Parmi les objectifs clés, on peut citer l'augmentation de la densité des arbres, avec un objectif d'au moins 200 arbres/ha pour restaurer une couverture forestière optimale. Il est également important de favoriser la biodiversité, en augmentant la diversité des espèces végétales et animales, et en réduisant les espèces envahissantes.

Un autre objectif crucial est la réduction de l'érosion des sols, en assurant une couverture végétale suffisante pour préserver la stabilité des sols. Enfin, stimuler la régénération naturelle est essentiel, avec l'objectif de garantir la présence de jeunes plants de chêne, à hauteur d'au moins 100 jeunes plants/ha, pour assurer la pérennité de l'écosystème.

Pour suivre ces objectifs, il est nécessaire de concevoir un système de suivi adapté. Ce système inclut la mise en place de critères de suivi, comme la mesure de la croissance des arbres, la couverture végétale et la diversité des espèces. L'utilisation de technologies de télédétection et de cartes de suivi peut également être envisagée pour suivre les progrès à distance, avec des relevés réguliers, notamment annuels, afin de garantir que les objectifs sont atteints et d'adapter les actions en fonction des résultats observés.

Phase 5 : Concevoir une approche de restauration écologique

La restauration écologique de la chênaie verte est essentielle pour rétablir l'équilibre de cet écosystème, tout en prenant en compte les défis environnementaux et sociaux. Cette phase se divise en trois étapes principales : définir la portée du projet, préparer un plan d'exécution, et établir un système de suivi.

Définir la portée, envisager une gamme d'options et choisir la plus indiquée

La portée de la restauration doit clarifier les objectifs à atteindre, tels que la régénération des espèces, la protection des sols, et la réduction des pressions humaines (pâturage, défrichement). Il est important de délimiter les zones prioritaires et de définir des objectifs écologiques mesurables. Une fois la portée définie, il est nécessaire d'envisager plusieurs options de restauration, telles que la régénération naturelle, les plantations ciblées, et l'amélioration des sols. Après avoir comparé les avantages de chaque option, la solution la plus indiquée serait une combinaison de régénération naturelle et de plantations, tout en limitant les activités humaines nuisibles.

Préparer un plan d'exécution

Le plan d'exécution détaille les actions spécifiques à entreprendre pour restaurer l'écosystème. Il comprend les étapes clés comme la préparation du terrain, la plantation d'arbres, et la gestion des pressions anthropiques. Le plan identifie également les ressources nécessaires, telles que les financements, le matériel, et la main-d'œuvre. Un calendrier de mise

en œuvre est également essentiel pour structurer les actions, avec des étapes à court, moyen et long terme. Il est crucial de définir les responsables de chaque action pour garantir une mise en œuvre fluide et coordonnée.

Préparer des plans de suivi, avec des critères et des indicateurs

Le suivi est indispensable pour évaluer l'efficacité des actions de restauration. Il doit inclure des critères de suivi tels que la densité des arbres, la qualité des sols, et la biodiversité. Des indicateurs de processus comme le nombre d'arbres plantés ou la couverture végétale permettront de suivre l'avancement. En parallèle, des indicateurs de résultats, tels que la régénération des espèces et la stabilité des sols, permettront de mesurer les impacts à long terme. Ce suivi doit être effectué de manière annuelle au début et devenir plus espacée par la suite.

Phase 6 : Appliquer une approche de restauration écologique

La phase 6 marque le début de la mise en œuvre des actions définies pour restaurer la chênaie verte. Elle consiste à appliquer les stratégies écologiques conçues tout en assurant un suivi transparent et une communication efficace des progrès.

Procéder à la restauration

La restauration commence par l'exécution des interventions prévues, comme la plantation de jeunes plants de chêne vert dans les zones dégradées, le contrôle du pâturage intensif, et la gestion des espèces envahissantes. Ces actions doivent être menées conformément aux plans d'exécution établis, en respectant les calendriers et les priorités définies.

Le contrôle des facteurs perturbateurs, tels que le pâturage et les incendies, est essentiel pour protéger les nouvelles plantations et les zones restaurées. Une gestion active, impliquant des mesures comme la mise en place de clôtures temporaires, est souvent nécessaire pour limiter les impacts anthropiques.

Par ailleurs, il est crucial de mobiliser les communautés locales en les intégrant dans les activités de restauration. Cela inclut leur formation sur les bonnes pratiques écologiques et leur participation à des activités comme le reboisement, ce qui renforce l'appropriation locale et la durabilité des efforts.

Communiquer les progrès selon la stratégie de communication

Une communication régulière et transparente sur les progrès réalisés est indispensable pour maintenir l'engagement des parties prenantes et des communautés locales. La stratégie de communication doit inclure des rapports réguliers détaillant les résultats obtenus, les défis rencontrés et les ajustements effectués.

Des canaux variés, comme des réunions communautaires, des bulletins d'information et des plateformes numériques, peuvent être utilisés pour partager les informations. Ces communications doivent être adaptées aux publics cibles, avec des visuels clairs pour faciliter la compréhension.

La communication efficace ne se limite pas aux résultats positifs ; elle doit également aborder les défis et les leçons apprises. Cela permet de renforcer la confiance entre les parties prenantes et d'améliorer les actions futures.

Phase 7 : Appliquer une gestion adaptative

La gestion adaptative est un processus itératif qui permet d'ajuster les stratégies de restauration en fonction des résultats obtenus et des imprévus. Elle vise à garantir l'efficacité des actions tout en intégrant les retours d'expérience.

1. Utiliser une approche appropriée de gestion adaptative

Deux approches principales peuvent être adoptées : **active** ou **passive**.

- L'**approche active** consiste à tester différentes techniques de restauration, comme l'expérimentation de méthodes de reboisement ou de contrôle des espèces envahissantes. Cette approche permet d'identifier les pratiques les plus efficaces pour la zone cible.
- L'**approche passive**, quant à elle, repose sur la réduction des perturbations pour permettre une régénération naturelle de l'écosystème. Elle est souvent plus économique, mais peut nécessiter un temps plus long pour des résultats significatifs.

L'utilisation d'outils, comme des modèles prédictifs et des protocoles de suivi standardisés, est essentielle pour guider cette gestion.

2. Suivre et évaluer les résultats de la restauration

Le suivi régulier est crucial pour évaluer si les objectifs fixés dans les phases précédentes sont atteints. Cela implique :

- La collecte de données sur des indicateurs clés, comme la densité des arbres, la biodiversité, et la stabilité des sols.
- L'analyse des tendances à l'aide d'outils comme les SIG (Systèmes d'Information Géographique) ou des relevés sur le terrain.
- La comparaison des résultats actuels aux objectifs mesurables définis dans la Phase 4.

Les évaluations régulières permettent de détecter rapidement les problèmes et d'ajuster les stratégies.

3. Ajuster les phases précédentes en fonction des résultats

En cas de décalage entre les résultats observés et les objectifs souhaités, il peut être nécessaire d'ajuster :

- **Les interventions prévues (Phase 5)** : par exemple, augmenter les efforts de reboisement ou renforcer les mesures de contrôle des perturbations.
- **La mise en œuvre des actions (Phase 6)** : modifier les techniques utilisées ou renforcer la mobilisation des parties prenantes.
- Occasionnellement, les **objectifs initiaux (Phase 4)** peuvent être révisés pour tenir compte des réalités du terrain.

Cette flexibilité garantit que les efforts de restauration restent pertinents et efficaces dans le temps.

4. Communiquer les résultats et maintenir l'engagement

La communication des résultats aux parties prenantes et au public est essentielle pour assurer la transparence et maintenir le soutien. Cela peut inclure :

- **Des rapports réguliers** présentant les progrès et les ajustements réalisés.

- **Des réunions et ateliers** impliquant les communautés locales, les gestionnaires et les experts.
- **Des plateformes numériques et visuelles** pour partager les réussites et les leçons apprises.

Un engagement continu des parties prenantes renforce la durabilité des efforts et permet de maintenir une dynamique collective autour de la restauration.

8. Démarche méthodologique :

Le tableau 31 résume les principales étapes de la restauration écologique de la chênaie verte, en précisant les actions à entreprendre ainsi que les procédures de protection à mettre en œuvre. La zone d'étude se caractérise par un état de dégradation très avancé, résultant d'une forte pression anthropique, notamment liée aux pratiques traditionnelles de pâturage et à la récurrence des incendies.

Tableau 31 : planification de la restauration de la zone d'étude.

<i>Phase 1 : Évaluation et Diagnostic Initial</i>		
Pour quoi la restauration	<ul style="list-style-type: none"> ▪ La chênaie verte représenté un maquis dégradée par plusieurs facteurs. 	
Conséquences écologique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Perte la biodiversité et destruction l'habitat. ▪ Destruction la structure des formations végétale. ▪ Compactage et perte du sol (érosion). ▪ Perturbation des services ecologies. 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Les espèces clé. ➤ Les attributs de l'écosystème.
Engagement des parties prenantes	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Impliquer les communautés locales, autorités, experts et ONG pour assurer une restauration efficace et durable. 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Faits des études des expériences.
Communication et sensibilisation	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Développer une stratégie de communication claire et continue pour garantir l'adhésion et la collaboration des parties prenantes. 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Journées d'études ➤ Séminaire
<i>Phase02 : Évaluation et Diagnostic Initial</i>		

Cartographie et inventaire écologique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Identifier les zones les plus dégradées. ▪ Évaluer la densité, la composition végétale et la biodiversité. 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Evaluation l'état de la chênaie verte (voir chapitre 03 et chapitre 04). ➤ Création la carte de sensibilisation d'érosion. ➤ Défini les facteurs de dégradation.
Analyse des sols	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vérifier la fertilité, la compaction et les niveaux d'érosion. 	
Évaluation des pressions humaines	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Identifier les activités nuisibles comme le pâturage et le défrichement. 	
Définir les écosystèmes de référence	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Caractériser une chênaie verte en bon état. 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Biodiversité, structure, et la densité des formations végétales
<i>Phase 3: Définition des buts de Restauration</i>		
Rétablissement de la structure végétale et de la biodiversité	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Augmentation de la couverture végétale et retour des espèces indigènes. 	
Amélioration de la qualité du sol	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Meilleure rétention d'eau, réduction de l'érosion et augmentation de la fertilité des sols. 	
Gestion des pressions humaines (pâturage, défrichement, incendies)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Stabilité de l'écosystème et limitation des dégradations. 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Supprimé les facteurs de dégradation
Sensibilisation et implication des communautés locales	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Adoption de pratiques durables et engagement dans la gestion des ressources. 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Planification de développement rural.
Rétablissement des services écosystémiques.	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Amélioration du climat local et résilience écologique à long terme. 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Rétablie les services de l'écosystème
<i>Phase 4 : Définition des objectifs de restauration écologique</i>		
Objectives Mesurable	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Densité des arbres : Atteindre ≥ 200 arbres/ha. ▪ Strate arbustive : Augmenter le recouvrement pour stabiliser les sols. ▪ Strate herbacée : Assurer une couverture $> 50 \%$ pour limiter 	

	<p>l'érosion.</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Biodiversité : Augmenter la diversité des espèces locales et réduire les envahissantes. ▪ Érosion des sols : Réduire l'érosion et améliorer la stabilité des sols. ▪ Régénération naturelle : Garantir \geq 100 jeunes plants de chêne/ha. 	
Options envisagées	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Plantation assistée de chênes verts. ▪ Régénération naturelle passive. ▪ Réhabilitation des sols (amendements organiques). 	
Approche sélectionnée	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Méthodes combinées active et passive. 	
<i>Phase 5 : Approche de la restauration écologique</i>		
Définir la portée et choisir une approche	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Restauration passive : Protection des zones de régénération naturelle en limitant les perturbations. ▪ Restauration active : exécution des actions des plantations et les actions contre l'érosion. 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Cartographie des zones d'intervention par priorité passive ou active selon leur état de dégradation et la présence de la régénération naturelle. ➤ Etablie les projets d'exécution. ➤
Préparer un plan d'exécution	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Restauration passive : Surveillance de la régénération naturelle et mise en place de mesures de protection. ▪ Restauration active : Plantation d'arbres, enrichissement du sol et contrôle des espèces envahissantes. 	
Établir un plan de suivi	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Restauration passive : Observation de la croissance de la régénération et de la biodiversité sans intervention directe. ▪ Restauration active : Mesure de la croissance des plantations, suivi des indicateurs écologiques et ajustement des actions. 	

Actions priorities	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Reboisement des zones critiques. ▪ Réduction des pressions anthropiques (pâturage contrôlé, lutte contre le défrichement). ▪ Prévention des incendies (pare-feu, sensibilisation). ▪ Mobilisation des parties prenantes ▪ Sensibilisation des communautés locales. ▪ Formation pour les travaux de restauration. 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Repeuplement et reboisement. ➤ Gestion des pâturages. ➤ Police forestier. ➤ Cartographie des risques d'incendies et les mesures préventives contre les incendies.
Indicateurs clés	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Densité et croissance des arbres. ▪ Richesse spécifique et abondance des espèces. ▪ Qualité des sols (stabilité, fertilité). 	
Méthodes de Suivi	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Relevés de terrain. ▪ Utilisation SIG et la télédétection pour cartographier les zones restaurées. 	<p>La cartographie de la dynamique de la végétation.</p> <p>Indices de végétation (NDVI, EVI, SAVI)</p>
Phase 6 : Gestion Adaptative		
Adjustments Necessaires	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Modification des interventions en fonction des résultats (intensification des plantations si besoin). 	
Communication	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Partage des progrès avec les parties prenantes et les institutions. 	
Phase 7 : Implication à Long Terme		
Renforcement de la Résilience de l'Écosystème	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Maintenir des pratiques durables pour éviter de nouvelles dégradations. ▪ Créer un système de gestion de l'information pour surveiller la chênaie. 	Limitée les factures de dégradation et renforcée les mesures de protection.
Engagement communautaire	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Soutenir les populations locales avec des initiatives compatibles avec la conservation (ex. : écotourisme). 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Soutien aux Populations Locales par des Initiatives Compatibles avec la

		Conservation
--	--	--------------

L'état de la zone d'étude a été évalué dans les chapitres 3 et 4, la diversité, la structure des formations végétales permettant de mesurer l'ampleur de la dégradation de l'écosystème et d'en identifier les principales causes. Parmi celles-ci, les incendies récurrents et le surpâturage, en particulier dans les zones de régénération naturelle.

Afin de déterminer le type de restauration écologique, qu'il s'agisse d'une intervention humaine ou d'une régénération naturelle, la zone doit être divisée en fonction du degré de dégradation et de régénération naturelle. En conséquence, on s'est appuyé sur la carte des zones homogènes, où l'on a étudié la densité et la répartition du couvert végétal, et les facteurs conduisant à la détérioration ont été étudiés d'abord.

Nous avons créé une carte de sensibilité de la région à l'érosion pour déterminer la priorité d'intervention en fonction du degré de sensibilité à l'érosion.

En matière de limitation et de lutte contre les incendies de forêt, nous avons créé une carte des risques d'incendies de forêt afin d'élaborer un plan de protection pour lutter contre les incendies de forêt pour limiter le principale facteur de la dégradation

Donc notre travail est basé sur trois axes :

1^{ere} axe définir les zones par priorité selon leur état de dégradation

Dans une première étape nous avons défini les zones selon leur état de dégradation pour déterminer si la restauration doit être (active ou passif). Ceci est basé sur les résultats obtenus dans les deux chapitres précédents : typologie et évaluation de l'état des forêts. La zone d'étude a été divisée en fonction des facteurs écologiques en quatre zones homogènes avec dix groupes végétaux. Pour chaque groupe, le pourcentage de couverture pour chaque strate a été déterminé et l'intensité du pâturage et la régénération naturelle est connue. Ceci permettra de définir le type de restauration à appliquer.

2^{eme} axe déterminer les zone sensible à l'érosion hydrique

Dans cet axe, nous avons élaboré une carte de sensibilité de la zone d'étude à l'érosion, basée sur les systèmes d'information géographique (SIG) et la télédétection. La région a été divisée en fonction de la quantité de sol perdue annuellement par hectare. L'objectif est de déterminer

les mécanismes d'intervention pour la protection du sol et la conservation de l'eau selon la sensibilité des zones, pour identifier les mesures de restauration écologique appropriées.

3^{ème} axe protection contre les incendies (feu de forêt)

Les feux de forêt, c'est une facture majeure de la dégradation de notre zone d'étude. Les incendies répétés avec le pâturage intensif ont un effet combiné sur le milieu. Dans l'objectif de protéger notre zone contre les incendies, nous avons créé une carte des risques d'incendies. Cette carte donne une vision générale des zones les plus sensibles ou bien à risque élevé, pour mettre en place des mesures de protection.

8.1. Détermination des zones par priorité selon leur état de dégradation

Divers indicateurs sont suivis dans le cadre de l'évaluation de la dégradation (Vásquez-Grandón et al., 2018). Ces indicateurs permettent ainsi de comparer entre les zones forestières pour étudier les changements dans leur structure, leur composition et leur régénération. Ces indicateurs doivent également être capables d'exprimer la dégradation dans différents types (Thompson et al., 2013).

La majorité des études utilisent des indicateurs qui reflètent des changements rapides et faciles à mesurer, suite à une perturbation d'origine anthropique, comme des variables structurelles (Chazdon, 2003).

La FAO 2011 propose des lignes directrices pour les évaluations de la dégradation, axées sur la mesure des effets biophysiques et biologiques, et parfois sur les causes directes de la dégradation (Reddy et al., 2021).

Dans cette phase nous avons utilisés la carte des zones écologiquement homogène, et pour classer les zones selon leur état de dégradation, nous avons utilisé les paramètres suivants:

- Taux de recouvrement par strates.
- Intensité du pâturage.
- Le degré de régénération naturelle.
- Les mesures dendrométriques.

8.2. Création des cartes

8.2.1.1. Les données satellitaires

Toutes les données satellitaires acquises ont été décrites dans le chapitre 03. Les données utilisées sont l'image satellite Landsat 08, et le modèle numérique de terrain (MNT).

8.2.1.2. Les données climatiques

À partir de la station météorologique de Rabahia, nous avons collecté des données de précipitations couvrant la période 1985-2022. En complément, nous avons utilisé le site web de la NASA POWER (<https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/>). Qui permet de télécharger des données climatiques détaillées pour notre zone d'étude sur la même période. Ces informations sont essentielles pour analyser l'évolution des conditions climatiques et leur impact sur l'érosion des sols.

8.2.1.3. Les données édaphiques

Nous avons aussi utilisé la carte mondiale de texture du sol développée par la FAO (Harmonized World Soil Database (HWSD) <http://www.fao.org/soils-portal/data-hub/soil-maps-and-databases/en/>). La base de données mondiale des sols de la FAO ([HWSD v1.2](https://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/soil-maps-and-databases/harmonized-world-soil-database-v12/en/)), (<https://www.fao.org/soils-portal/soil-survey/soil-maps-and-databases/harmonized-world-soil-database-v12/en/>). Ces sources fournissent une classification détaillée des sols en fonction de leurs propriétés physiques et chimiques, essentielles pour l'évaluation du risque d'érosion.

8.3. La carte de sensibilité à l'érosion

La méthode de travail est basée sur le modèle RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation). RUSLE est un modèle empirique largement utilisé pour estimer l'érosion hydrique des sols. Elle permet d'évaluer les pertes en sol et d'identifier les zones sensibles à l'érosion.

Le modèle RUSLE est largement accepté et utilisé, car il est simple, facile à mettre en place et nécessite moins de données et de temps de calcul que la plupart des autres modèles d'érosion hydrique (Ghosal and Das Bhattacharya, 2020). Par ailleurs, l'utilisation des SIG (systèmes d'information géographique) permet de gérer efficacement et d'afficher un grand volume de données géo-référencées. Ainsi, les SIG sont couramment employés pour estimer

les pertes en sol, évaluer le risque d'érosion et orienter les plans de développement et de conservation afin de lutter contre l'érosion (Karamage et al., 2017).

Le modèle RUSLE est une fonction multiplicative prenant en compte six facteurs influençant l'érosion hydrique :

L'équation de RUSLE est exprimée comme suit :

$$A = R \times K \times LS \times C \times P$$

Où :

A : Pertes en sol moyennes annuelles ($t \cdot ha^{-1} \cdot an^{-1}$)

R : Érosivité des précipitations et du ruissellement ($MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1} \cdot an^{-1}$).

K : Érodabilité du sol ($t \cdot ha \cdot h \cdot ha^{-1} \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1}$).

LS : Facteur de longueur de pente.

C : Facteur de gestion de la couverture végétale.

P : Facteur des pratiques antiérosives (Chehlafi et al., 2019).

8.3.1. Extraction des factures RUSLE

Le facteur d'émotivité des précipitations/ruissellement (R) représente le pouvoir potentiel de l'intensité des précipitations et du ruissellement à détacher et éroder les particules du sol (Ghosal , Das Bhattacharya, 2020). Il est fortement influencé par le régime, le volume, l'intensité, la taille des gouttes de pluie, la durée et la répartition des événements de précipitations (Chalise *et al*, 2018).

1. Le facteur R : est déterminé en multipliant de l'énergie totale des précipitations d'un orage par l'intensité maximale des précipitations sur une période de 30 minutes, mesurée à l'aide d'enregistreurs automatiques. Toutefois, ces données ne sont généralement pas disponibles dans la zone d'étude. Par conséquent, une équation empirique proposée par Hurni (1985) a été utilisée pour estimer la distribution spatiale des valeurs du facteur R à partir des précipitations, en appliquant l'équation 2 développée par Rango et Arnoldus (1987).

$$\log R = 1.74 \times \log \sum_{i=0}^n (Pi^2 / P) + 1.29 \dots \dots \dots 1$$

Où R représente le facteur d'érosivité des précipitations ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ an}^{-1}$), P_i correspond aux précipitations mensuelles en mm, et P aux précipitations annuelles en mm.

Les données de précipitations couvrant une période de trente-huit ans (1984–2022) ont été collectées pour chaque point sélectionné sur le site NASA POWER DAY et comparées aux données météorologiques de la station Rebahia. Ces données ont ensuite été interpolées à l'aide de la méthode d'interpolation par pondération inverse de la distance (IDW) dans ArcGIS 10.8.2 afin d'assurer une répartition spatiale plus précise des valeurs de précipitations puit calculer le facteur R (figure 48).

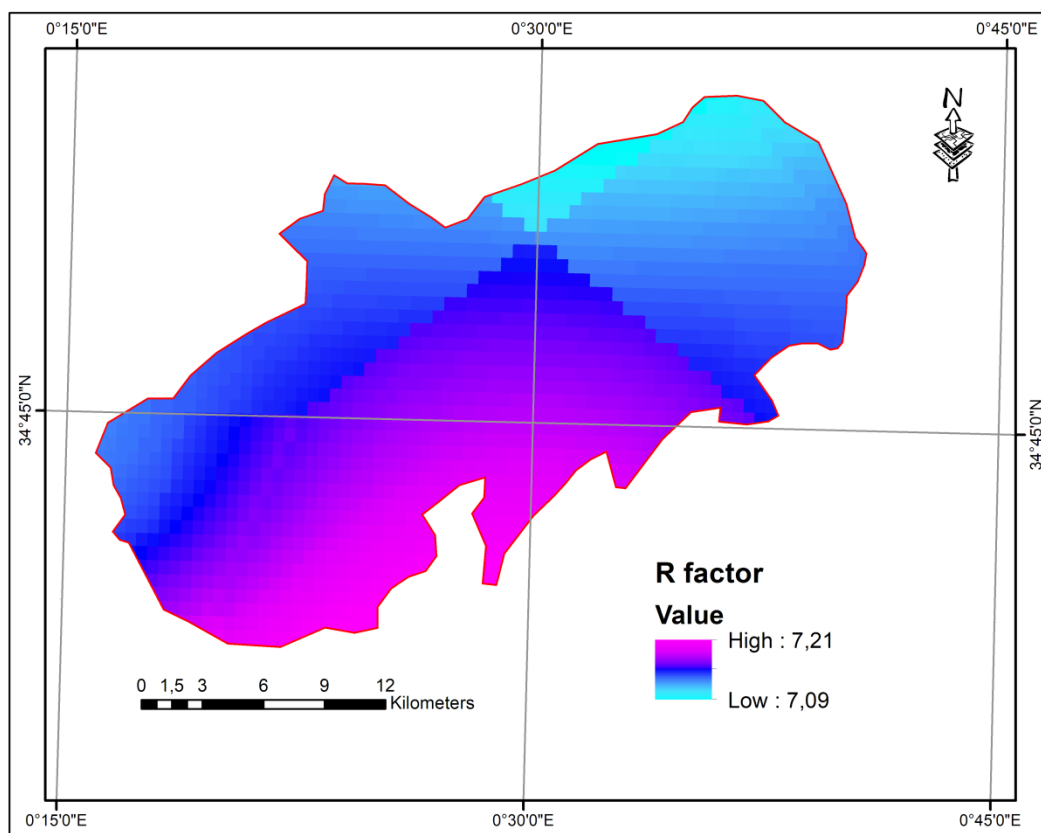


Figure 48 : Le facteur R de modèle RUSLE.

2. Facteur d'érodibilité du sol (K) : facteur K mesure la susceptibilité des particules du sol à être détachées et transportées par les précipitations et le ruissellement. Pour la chênaie d'EL HASSASNA, les données sur les caractéristiques du sol étant limitées, les valeurs de K ont été déterminées à l'aide des informations fournies par la FAO à partir de la Carte Numérique des Sols du Monde (2019).

Dans notre étude, nous nous sommes appuyés sur la carte des types de sols et leur composition granulométrique pour déterminer le coefficient d'érosion K, dont les valeurs ont été calculées selon l'équation 3 proposée par (Shirazi and Boersma, 1984) :

$$K = 0.1317 + 0.0237 * \text{Limon} - 0.0095 * \text{Argile} \dots\dots\dots 3$$

Où :

Limon : pourcentage de limon,

Argile : pourcentage d'argile.

Dans ArcGIS, la détermination du facteur d'érodibilité des sols (K) peut être réalisée en utilisant l'équation de Shirazi et Boersma (1984), qui se base sur les proportions de limon et d'argile. On utilise la calculatrice raster disponible dans l'outil de géo-traitement d'ArcGIS pour appliquer la formule sur une carte des sols intégrant ces données, ce qui permet de créer une carte de l'érodibilité des sols (figure 49).

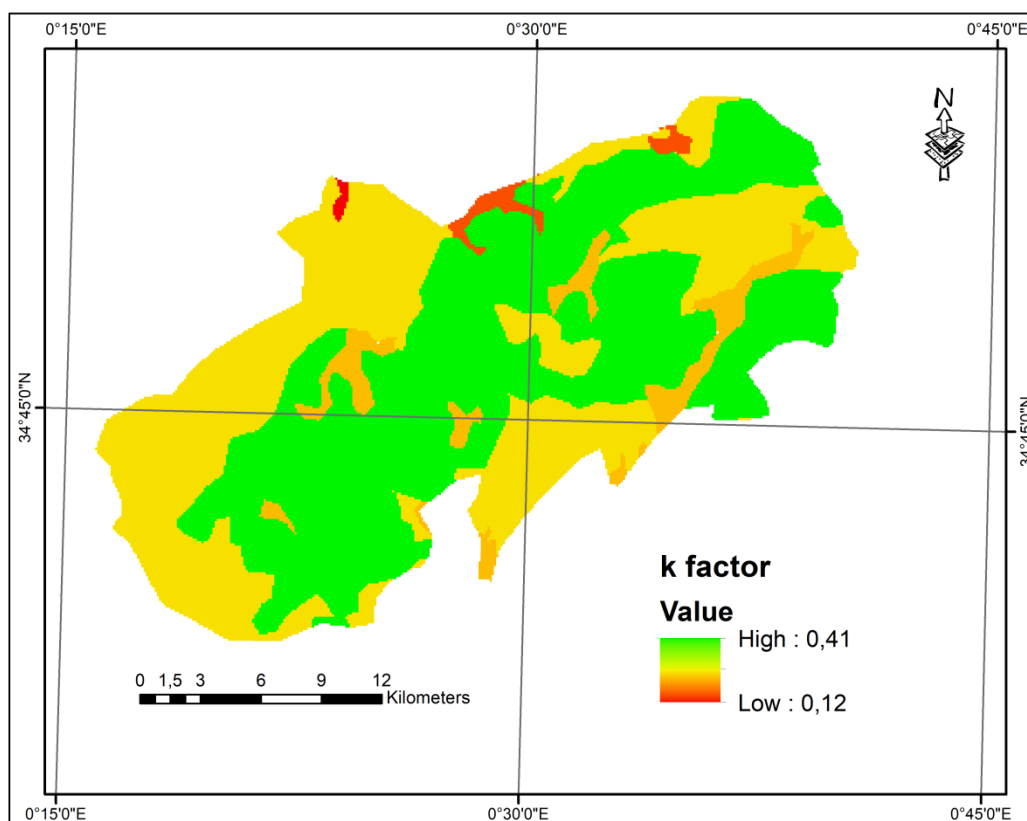


Figure 49 : Facteur d'érodibilité du sol (K) modèle RUSLE

Il faut également préciser que la résistance à l'érosion des sols varie selon leur texture, leur structure, leur rugosité, leur contenu en matières organiques et leur niveau d'humidité (de Andrade Bonetti et al., 2017). La présence de matière organique diminue l'érosion du sol, réduit sa tendance à se détacher et favorise l'infiltration. Le coefficient K fluctue de moins de 0,1 pour les sols les moins sujets à l'érosion à presque 1,0 dans les scénarios les plus extrêmes (Chen et al., 2019).

3. Les paramètres topographiques : tels que la longueur de pente (L) et l'inclinaison de pente (S) ont un impact sur l'érosion en nappe et en rigole (Li et al., 2022). La longueur de pente fait référence à l'écart entre le point d'origine du ruissellement et l'endroit où les sédiments commencent à se déposer ou où l'eau commence à s'écouler dans un canal précis. L'interaction entre la longueur et l'inclinaison de la pente est cruciale pour évaluer les pertes de sol, puisqu'elle conditionne la capacité du ruissellement à transporter les sédiments (Wang et al., 2023). Dans ce travail de recherche, le facteur combiné LS a été déterminé en utilisant l'équation 4.

$$LS = (\text{flow Accumulation} \times \text{CellSize} / 22.13)^{0.4} \times (\sin(\text{Slope}) / 0.0896)^{1.3} \dots\dots 4$$

Flow Accumulation représente l'accumulation intégrale du flux basée sur un raster dans chaque cellule, ajustée pour toutes les cellules qui se déversent vers chaque cellule en aval. Elle est issue du MNT après exécution du remplissage et de la direction d'écoulement dans ArcGIS. La pente, exprimée en degrés, est représentée par Slope tandis que CellSize indique la dimension de la cellule de la grille, obtenue à partir du MNT ayant une résolution de 30 mètres.

Le facteur LS a été calculé à l'aide de SAGA GIS à partir d'un Modèle Numérique de Terrain (MNT) (Azita et al., 2019)(figure 50) .

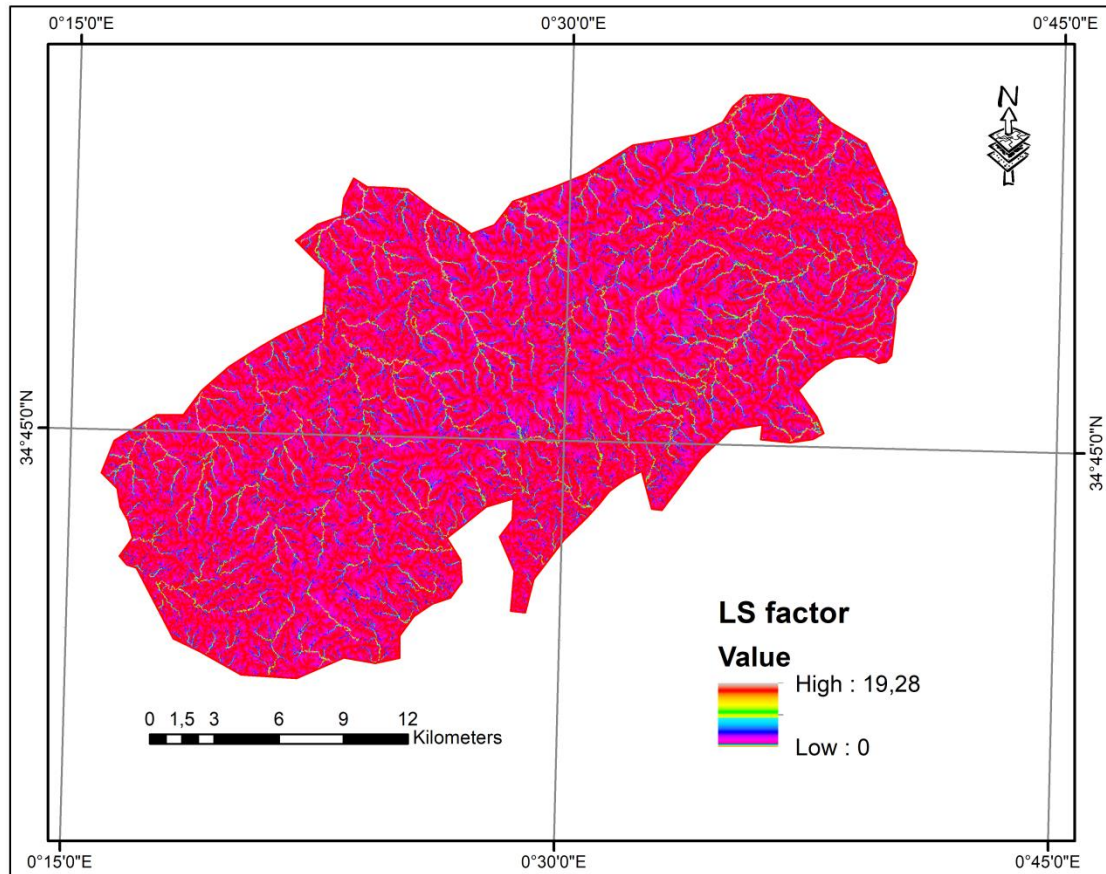


Figure 50 : facteur LS de la modèle RUSLE.

3. Le facteur de contrôle du couvert (C) :

le couvert végétal est le second élément le plus déterminant, après la topographie, dans la prévention du risque d'érosion des sols (Efthimiou et al., 2022). Il décrit l'impact des pratiques agricoles et des méthodes de gestion liées à l'intensité de l'érosion du sol (Renard et al., 2023). Le paramètre C, intégré dans le modèle RUSLE, a servi à évaluer la végétation, la rentabilité et la productivité des cultures de sol (Debie and Awoke, 2024).

L'indice de végétation par différence normalisée (NDVI), obtenu à partir des images satellites Landsat 8, est couramment utilisé pour estimer le facteur C. Une valeur élevée du NDVI (proche de 1) correspond à un couvert végétal dense, ce qui se traduit par un facteur C plus faible et une meilleure protection contre l'érosion des sols (Xiong et al., 2023).

Pour calculer la valeur C, l'équation suivante a été utilisée (Pinson and AuBuchon, 2023) (figure 51):

$$C = e^{-\alpha \frac{NDVI}{\beta - NDVI}}$$

Où α et β sont des paramètres sans dimension qui déterminent la forme de la courbe en fonction du NDVI et du facteur C (where $\alpha = 2$ and $\beta = 1$).

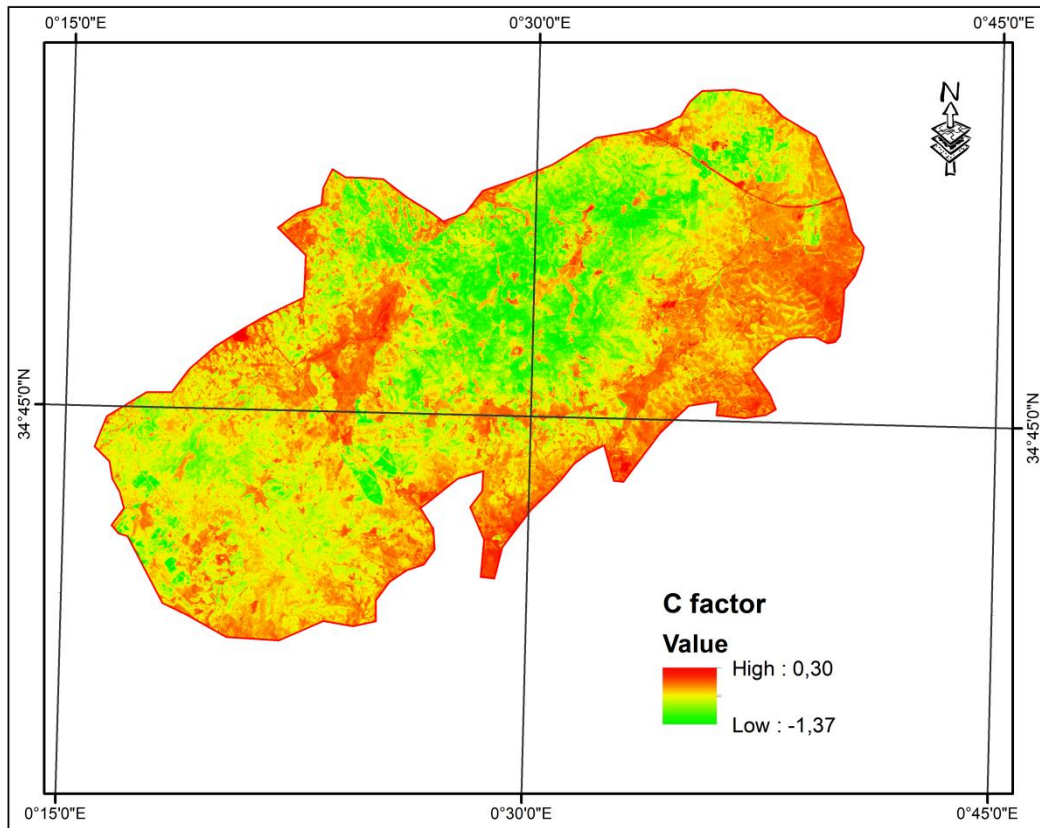


Figure 51 : facteur C de la modèle RUSLE.

5. Facteur P : le coefficient de soutien aux pratiques de conservation (P) juge l'impact des actions de conservation sur le taux d'érosion moyen annuel. C'est le rapport entre la perte de sol due au contournement et/ou à la culture en bandes, et celle constatée avec une agriculture en rangées droites suivant la pente. Comme nous manquons de données spécifiques sur les méthodes de protection contre l'érosion dans notre région d'étude, nous avons déterminé la valeur du facteur P en nous référant à Morgan (2005), qui suggère des valeurs basées sur la pente (Toubal *et al.* 2018).

Dans notre recherche, nous exploitons la carte des zones homogènes de la zone d'étude pour obtenir les valeurs de P (figure 52). Cette carte illustre l'occupation du sol (Djellouli *et al.* 2025).

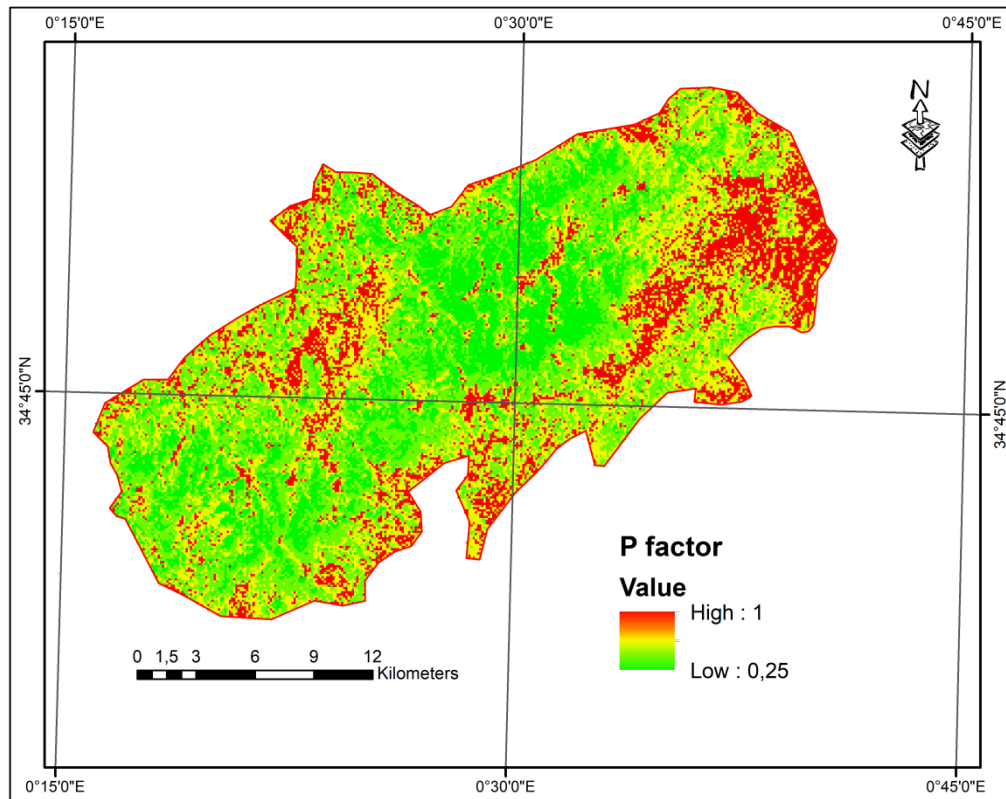


Figure 52 : facture P de la modèle RUSLE.

8.4. La carte des risques d'incendies

8.4.1. Description du modèle utilisé

Le modèle de Bentekhici (Bentekhici *et al.* 2020) qui a été adoptée dans cette recherche est utilisé par Erten et al. (2022). Son avantage est lié au fait qu'il n'est pas trop exigeant en termes de données, notamment pour celles relatives aux incendies de forêts. Car ces dernières sont en général très incomplètes. L'analyse bibliographique dans ce domaine a montré que ce modèle est relativement très utilisé et qu'il a généralement une certaine cohérence avec la réalité (Bentekhici et al., 2020).

$$RC = 7 * VT + 5 * (S + A + E) + 3 * (DR + DS + DF) \dots\dots\dots (1)$$

Où : RC = facteur risque de feux de forêts, VT = Végétation, S = pente, A = aspect ou exposition, E = élévation, DR = Distances des routes, DS = distance des agglomérations, DF = distances des maisons et/ou terres cultivées.

L'application du modèle (1) est étroitement liée aux valeurs du tableau 32 des données créées par Anteur et al (2021)(Anteur et al., 2021b). Chacun de ses facteurs est classé en plusieurs intervalles (Djellouli et al., 2024).

Tableau 32 : les paramètres et leurs poids dans la détermination du risque incendie.

Critère	Poids	Classe	Valeur	Degré de risque
Végétation	7	Forte densité	3	Risque élevé
		Densité moyenne	2	Risque moyenne
		Faible densité	1	Risque faible
Pente (%)	5	>35	5	Risque très élevé
		25–35	4	Risque élevé
		10–25	3	Risque moyenne
		5–10	2	Risque faible
		0–5	1	Risque très faible
Exposition (°)	5	N.O (0–90)	1	Risque faible
		S.O (90–180)	3	Risque élevé
		S.E (180–270)	4	Risque très élevé
		N.E (270–360)	2	Risque moyenne
Altitude (m)	5	<600	5	Risque très élevé
		600–700	1	Risque élevé
		700–850	3	Risque moyenne
		850–1000	2	Risque faible
		>1000	1	Risque très faible
Distance aux routes (m)	3	0–200	5	Risque très élevé
		200–400	4	Risque élevé
		400–1000	3	Risque moyenne
		1000–2000	2	Risque faible
		>2000	1	Risque très faible

Distance des habitations / terres cultivées (m)	3	0–100	5	Risque très élevé
		100–400	4	Risque élevé
		400–1000	3	Risque modéré
		1000–2000	2	Risque faible
		>2000	1	Risque très faible
Distance des zones habitées (m)	3	0–1000	5	Risque très élevé
		1000–2000	4	Risque élevé
		2000–3000	3	Risque modéré
		3000–4000	2	Risque faible
		>4000	1	Risque très faible

8.4.2. Extraction des facteurs de risque d'incendie

1. Risque liée à la végétation

Le principal facteur affectant la propagation des incendies de forêt est le type de végétation et ses caractéristiques. Après avoir effectué les prétraitements nécessaires, nous avons utilisé des images satellite provenant du satellite Landsat 8 pour évaluer ce paramètre. Dans un premier temps, nous avons identifié la végétation forestière dans notre zone d'étude.

Étant donné l'absence d'une carte de végétation plus précise pour la zone d'étude, nous avons calculé l'indices de Végétation Différentielle Normalisée (NDVI - Normalized Difference Vegetation Index). Cet indice fourni une vue d'ensemble de l'occupation du sol dans notre zone d'étude, permettant de distinguer les principales classes, notamment la végétation forestière, les zones nues ou construites, ainsi que les terres agricoles.

Pour obtenir la carte finale du taux de recouvrement de la végétation forestière conformément aux seuils indiqués dans le tableau 33. Nous avons entrepris une classification des données NDVI en utilisant les fonctionnalités de classification disponibles dans ARCGIS 10.8.2. La classification faite à l'utilisation de classe les valeurs de l'NDVI selon le tableau 33 (Ekaputri et al., 2024). Tableau 33 : Caractéristiques des valeurs NDVI pour les classes de densité de végétation.

valeurs de l'NDVI	Catégories de densité de végétation
0,015 – 0,14	Non-végétation

0,14 – 0,18	Végétation à faible densité
0,18 – 0,27	Végétation densité moyenne
0,27 – 0,36	Végétation clairsemée
> 0,36	Végétation à forte densité

En ce qui concerne l'application du modèle utilisé, seules les classes de recouvrement ont été retenues : Fort, moyen et faible. Elles matérialisent le risque potentiel de feux de forêts lié à la végétation (Table 32). Ainsi, on a pu générer la carte (Figure 53) qui montre les zones de risque de feux de forêts basé sur la végétation en tant que combustible.

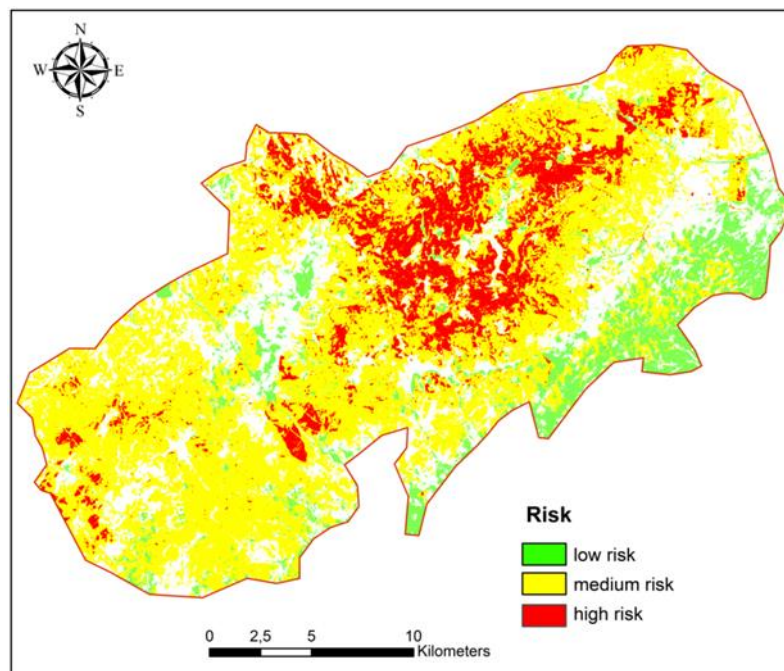


Figure 53 : Carte de risque liée à la végétation de la zone d'EH Hassasna.

2. Les facteurs topographiques

La topographie joue un rôle déterminant dans le comportement des feux de forêt, en influençant à la fois leur morphologie et leur vitesse de propagation. Trois paramètres topographiques principaux affectent les incendies : l'inclinaison des pentes, l'exposition au soleil et au vent, et l'altitude. Contrairement aux facteurs atmosphériques, la topographie est une composante stable, dont l'influence peut être évaluée avec précision (Belharbi, 2019).

La pente constitue un facteur critique, car les terrains fortement inclinés facilitent la propagation des feux tout en rendant plus difficiles les opérations de lutte. L'exposition, quant

à elle, est étroitement liée au taux de dessèchement de la végétation et à la dynamique du feu (Anteur et al., 2021a).

Concernant l'altitude, les zones situées à des niveaux plus élevés bénéficient généralement d'un air plus frais et d'une plus grande probabilité de précipitations, réduisant ainsi l'intensité des incendies. Comme le montre le tableau 32, le risque lié à l'altitude devient très faible au-delà de 1000 mètres. Dans notre zone d'étude, l'altitude ne présente donc pas d'impact significatif sur les incendies (Djellouli et al., 2024).

L'ensemble de ces trois paramètres topographiques a été dérivé à l'aide d'un modèle numérique de terrain (MNT) dans ARCGIS 10.8.2. Des seuils spécifiques ont été définis pour permettre leur traitement et leur représentation cartographique (tableau 32 et figure 54,55 et 56).

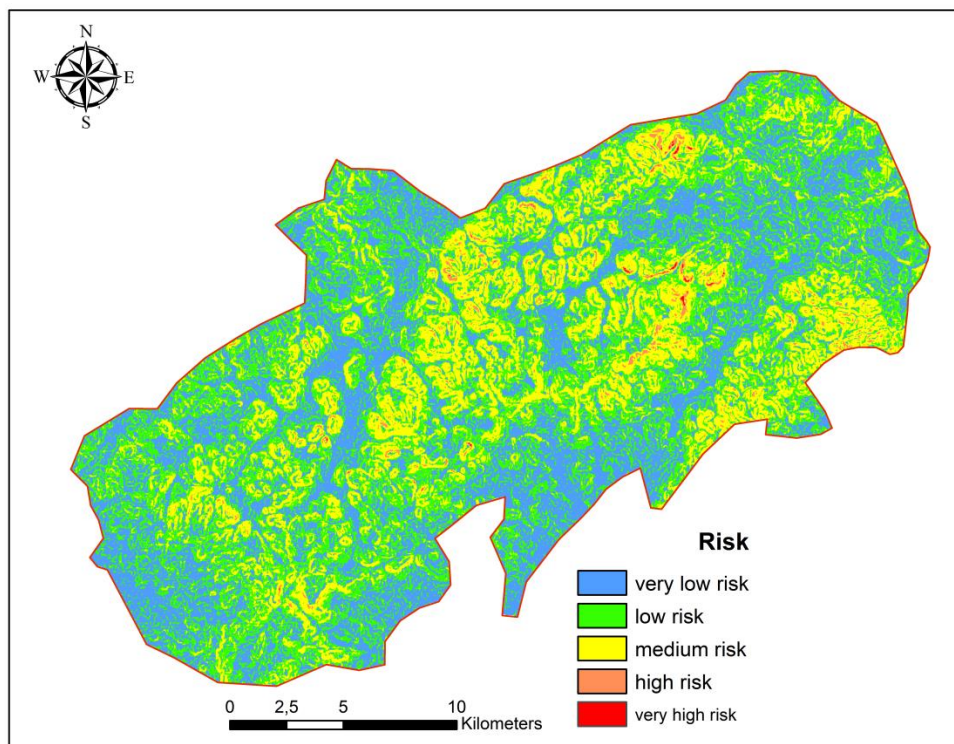


Figure 54 : Carte de risque liée à la pente de la zone d'EL Hassasna.

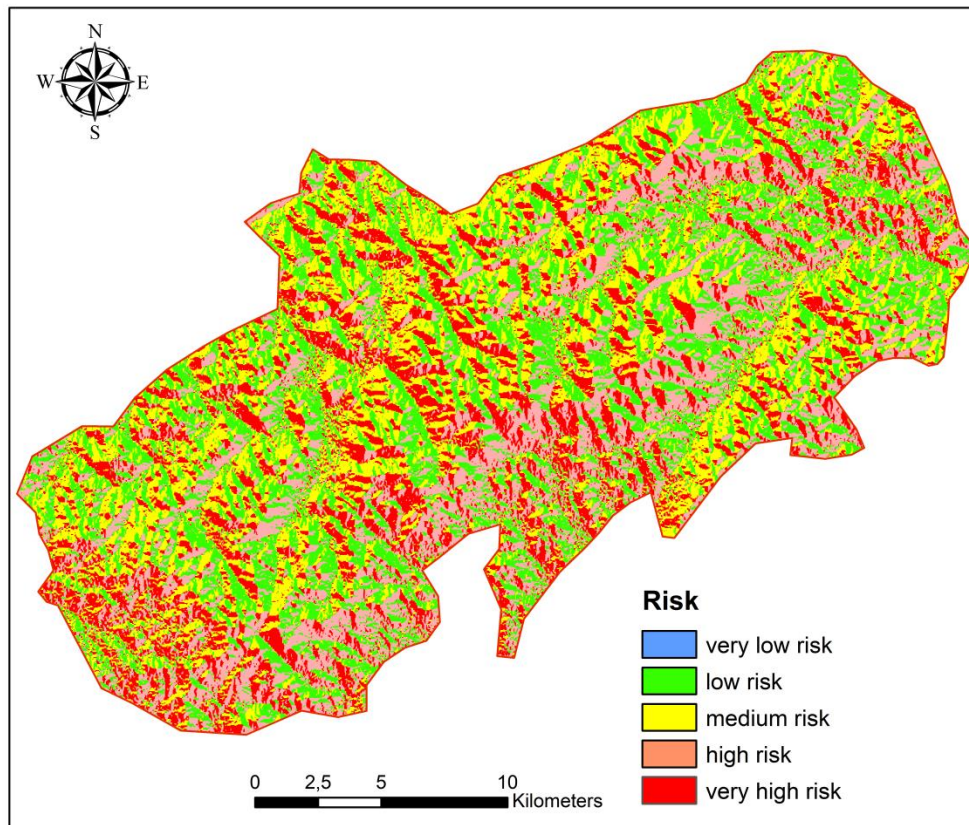


Figure 55 : Carte de risque liée à l'exposition de la zone d'EL Hassasna.

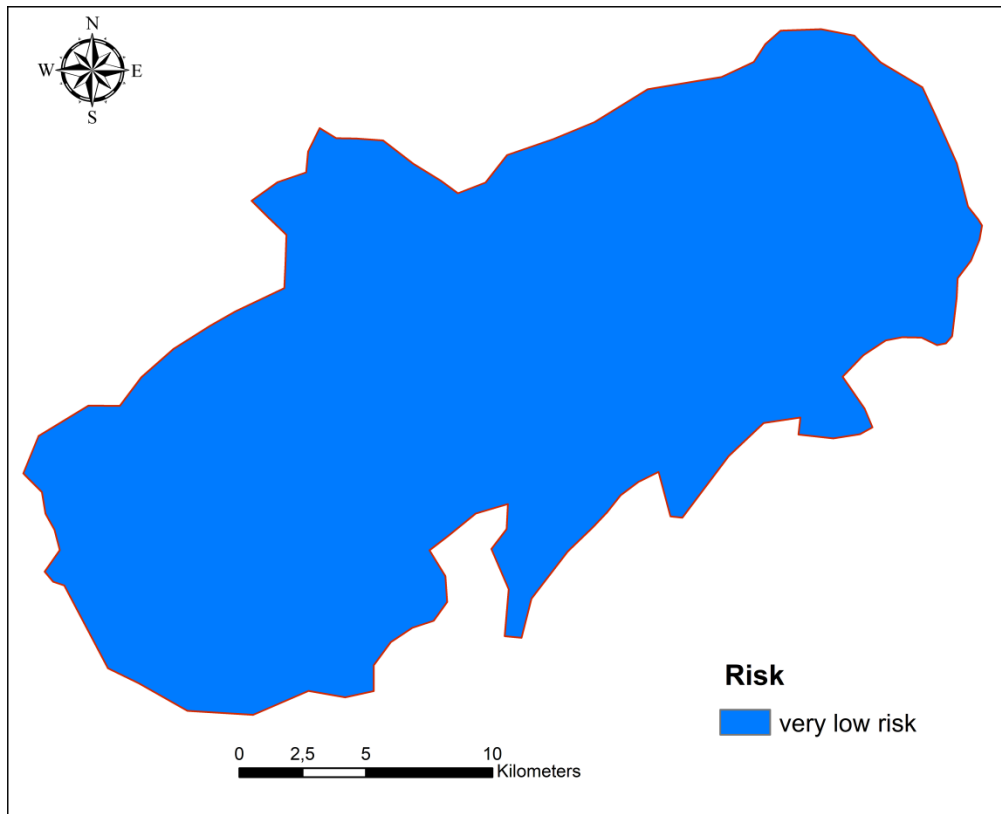


Figure 56 : Carte de risque liée à l'altitude de la zone d'EL Hassasna.

3. Les facteurs anthropiques

Liés à la présence et à l'activité humaine, les facteurs anthropiques ont été caractérisés par les distances des routes, des agglomérations, des maisons et/ou des terres agricoles. Ces paramètres ont une influence sur l'initiation des incendies de forêt (chAs-AMil et al., 2013). En fait, le risque diminue plus on s'éloigne de ces endroits. Pour obtenir les cartes de risque de feux de forêts liées à ces paramètres, des traitements ont été effectués sur les données digitalisées relatives aux entités citées ci-dessus (tableau 32). L'ArcGIS 10.8.2 dispose des modules permettant de générer les différentes données endogènes inhérentes aux paramètres liés à l'activité et la présence humaine (figure 57,58 et 59).

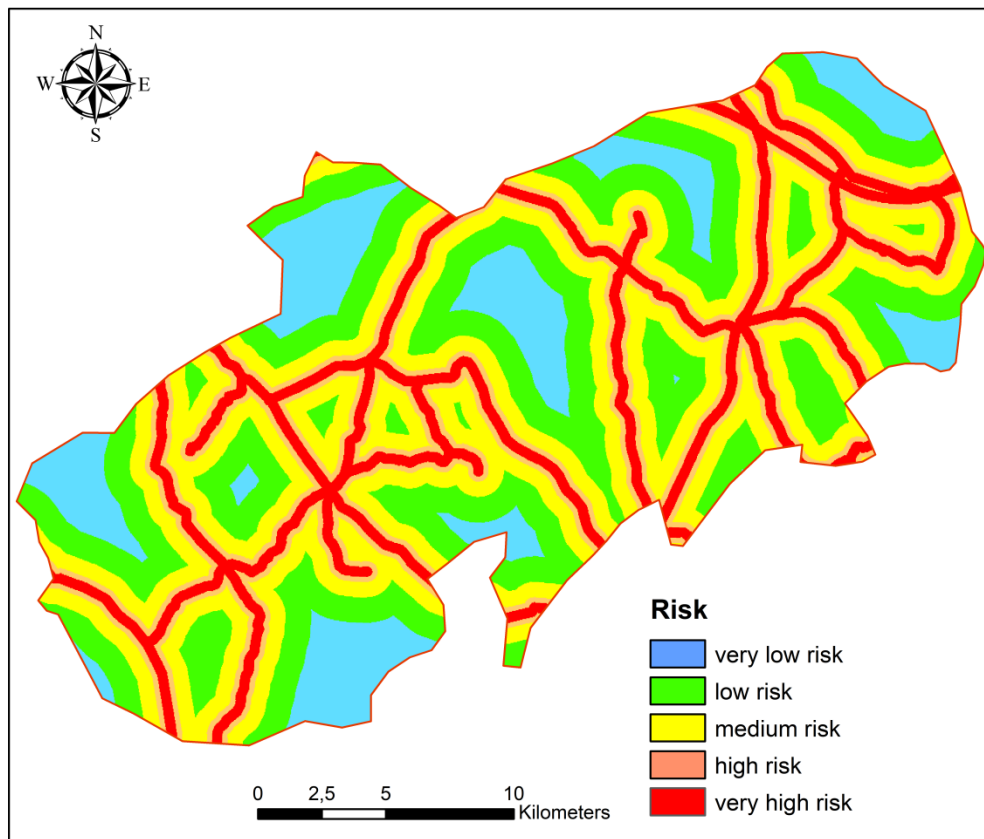


Figure 57 : Carte de risque liée à la distance de la route de la zone d'EL Hassasna.

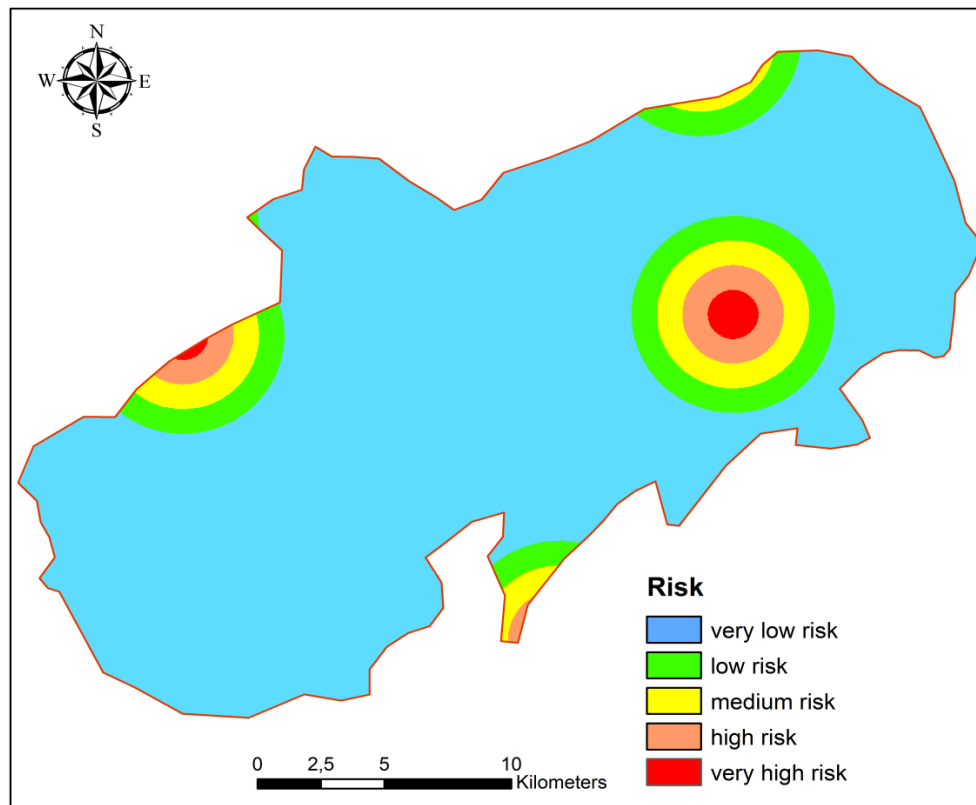


Figure 58 : Carte de risque liée à la distance de l'agglomération de la zone d'EL Hassasna.

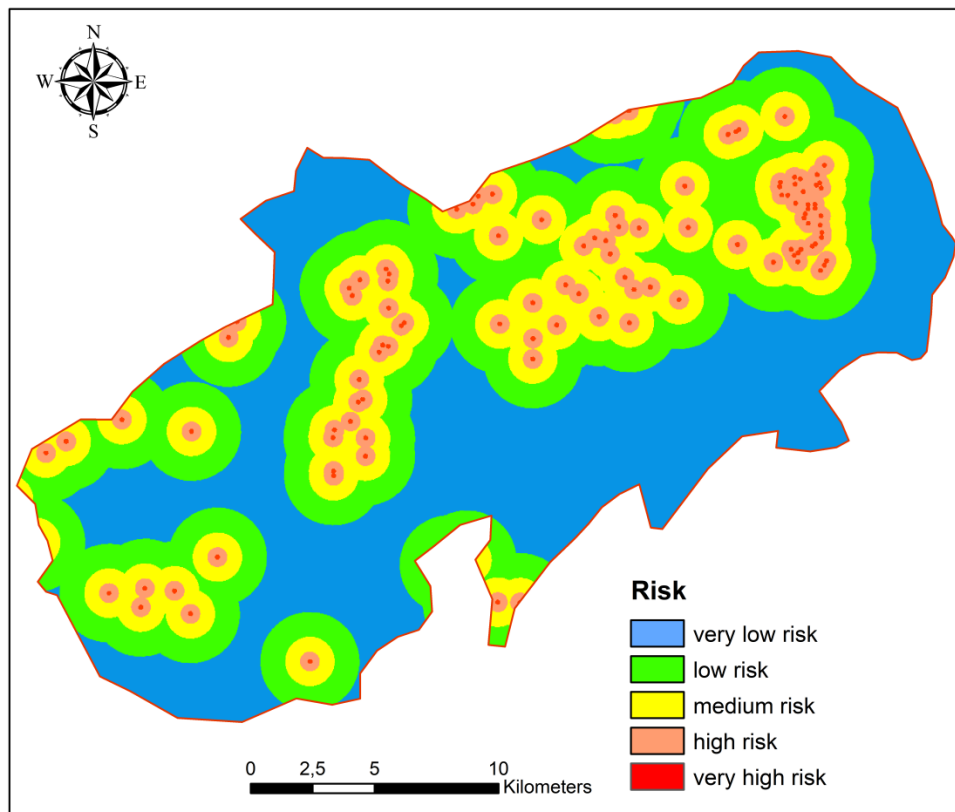


Figure 59 : Carte de risque liée à la distance des terres agriculture de la zone d'EL Hassasna.

9. Résultats et discussions :

9.1. Les zones dégradées par priorité :

Toutes les approches visant à définir la dégradation forestière sont liées à la perte des attributs principaux de notre zone d'étude, à savoir la composition, la structure et la pression anthropique (Vásquez-Grandón et al., 2018).

Quatre zones écologiquement homogènes ont été identifiées (voir chapitre 03), au sein desquelles dix groupements végétaux ont été déterminés (figure 60). La zone 01 couvre une superficie de 4 946 ha, soit 11,31 % de la superficie totale. La zone 02 s'étend sur 11 710 ha, représentant 26,79 %. La zone 03, la plus vaste, occupe 17 480 ha, ce qui correspond à 40 % de la surface totale. Enfin, la zone 04 s'étend sur 9 564 ha, représentant 21,88 % de l'ensemble (tableau 34).

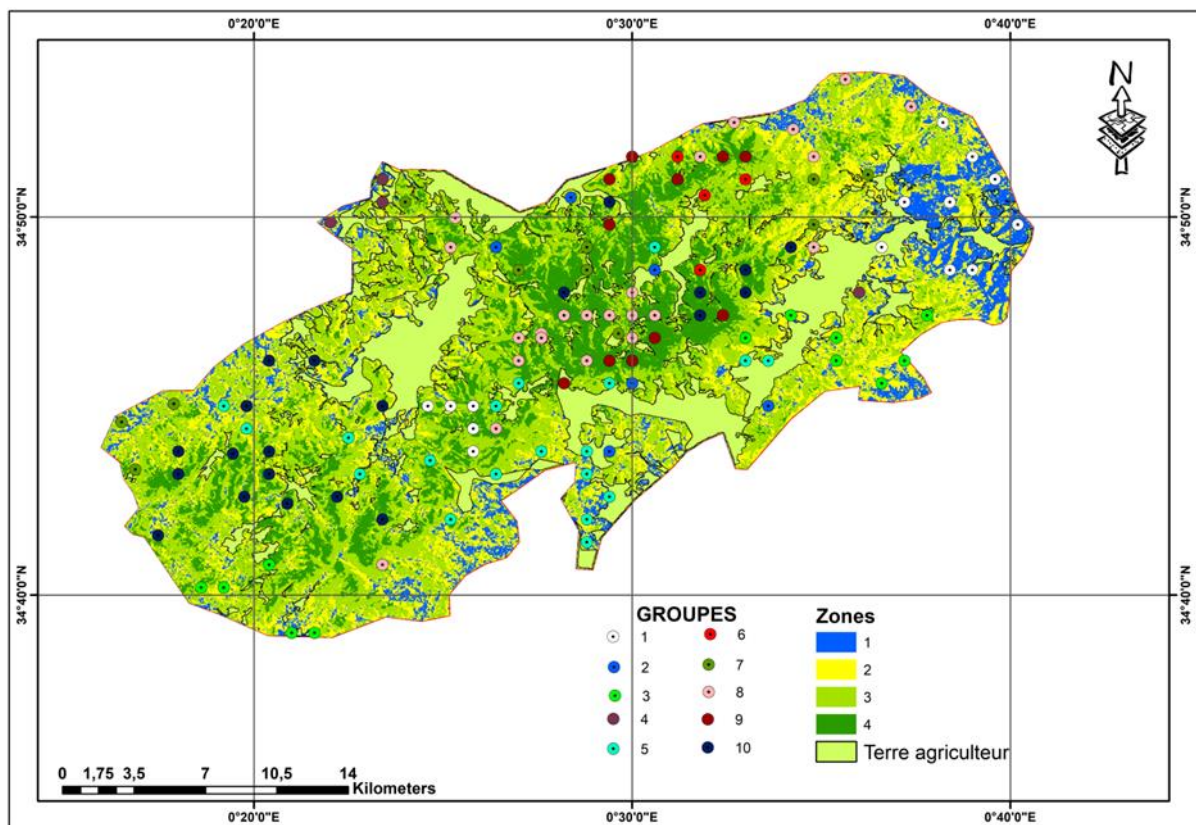


Figure 60 : la carte des zones homogènes et les groupes végétaux de la zone d'EL Hassasna.

Tableau 34 : la superficie des zones homogènes et leurs pourcentages de la zone d'EL Hassasna.

Zones	Superficie (ha)	Pourcentage (%)
Zone 01	4946	11,31
Zone 02	11710	26,79
Zone 03	17480	40
Zone 04	9564	21,88
Total	43700	100

Le tableau 35 illustre les taux de recouvrement de la végétation par strate dans chaque zone homogène. Les zones 03 et 04 affichent les taux de recouvrement total les plus élevés, avec respectivement 53,5 % et 62,58 %. En revanche, les zones 01 et 02 présentent des valeurs inférieures, atteignant 38,79 % et 38,17 % respectivement. Le recouvrement par strate reste inférieur à 30 % dans toutes les zones, indiquant une végétation relativement clairsemée. Concernant la strate arbustive, les zones 03 et 04 se distinguent par des pourcentages élevés, atteignant 43,76 % et 45,97 %. En comparaison, les zones 01 et 02 affichent des valeurs nettement plus faibles, avec 11,21 % et 31,17 % respectivement. Enfin, la strate arborée est très peu représentée, avec un recouvrement de seulement 0,69 %, localisée uniquement dans la zone 01.

Tableau 35 : valeurs moyennes de recouvrement des strates pour chaque zone.

Zone	Recouvrements des strates (%)			
	Total	Arbre	Arbuste	Herbacée
1	28,79	0,69	11,21	21,03
2	38,17	0	31,17	18,83
3	53,5	0	43,67	21,17
4	62,58	0	45,97	29,35

La zone 04 présente une hauteur moyenne de cépée de 1.93m et une densité de 132 cépées par hectare. Elle présente les valeurs moyennes les plus élevées. Par contre la zone 1 présente les valeurs les plus faibles et enregistre une intensité de pâturage élevée. Alors que les zones 2 et 04 représentant des valeurs modérées par rapport aux autres (tableau 36). La régénération naturelle est présente dans toutes les zones sauf la zone 01.

Tableau 36 : valeurs moyennes des mesures dendrométriques et d'intensité du pâturage de la zone d'EL Hassasna.

Zone	Intensité du pâturage	Régénération naturelle	Nombre cépées par hectare	Nombre des brins (ha)	Nombre des brins par cépées	Circonférence de cépée (m)	Circonférence des brins (cm)	hauteur (m)
1	4	0	38.79	386.38	8.55	3.03	18.67	0.64
2	3	1	81.43	1101.63	13.63	4.13	23.68	1.01
3	2	1	119.90	1777.77	14.47	4.72	28.6	1.49
4	2	1	132.10	2143.71	15.52	4.89	34.01	1.93

En général, toutes les zones sont dégradées, à des degrés divers selon la couverture végétale, la hauteur des arbustes, l'intensité du pâturage et la régénération naturelle. Par conséquent, ces facteurs agissent conjointement pour déterminer le degré de résilience ou de fragilité des peuplements forestiers (Zhang et al., 2022). Le tableau 37 présente l'état de dégradation pour chaque zone.

Tableau 37 : Etat de dégradation de chaque zone homogène de la zone d'EL Hassasna.

Zone	Intensité du pâturage	Régénération naturelle	Nombre cépées par hectare	hauteur (m)	Recouvrement Total	Etat de dégradation
1	4	Absent	38.79	0.64	28,79	Très fortement dégradée
2	3	Présent	81.43	1.01	38,17	Fortement dégradée
3	2	Présent	119.90	1.49	53,5	Modérément dégradée
4	2	Présent	132.10	1.93	62,58	Dégradée

9.2. La carte de sensibilité à l'érosion :

La zone d'étude présente une perte de sol estimée entre 6,86 et 24,87 tonnes par hectare et par an (figure 61), ce qui reflète un niveau de dégradation important à très important selon les standards d'évaluation de l'érosion des sols (Ferreira et al., 2022). Ces chiffres montrent une érosion active liée à une couverture végétale. À des facteurs anthropiques intensifs (pâturage, défrichement), les incendies (Goudie, 2023). Cette perte de sol correspond à des zones modérément à très fortement dégradées, marquées par une altération de la structure du sol, une perte de matière organique et une réduction de la capacité de régénération naturelle de la végétation (Solomon et al., 2024).

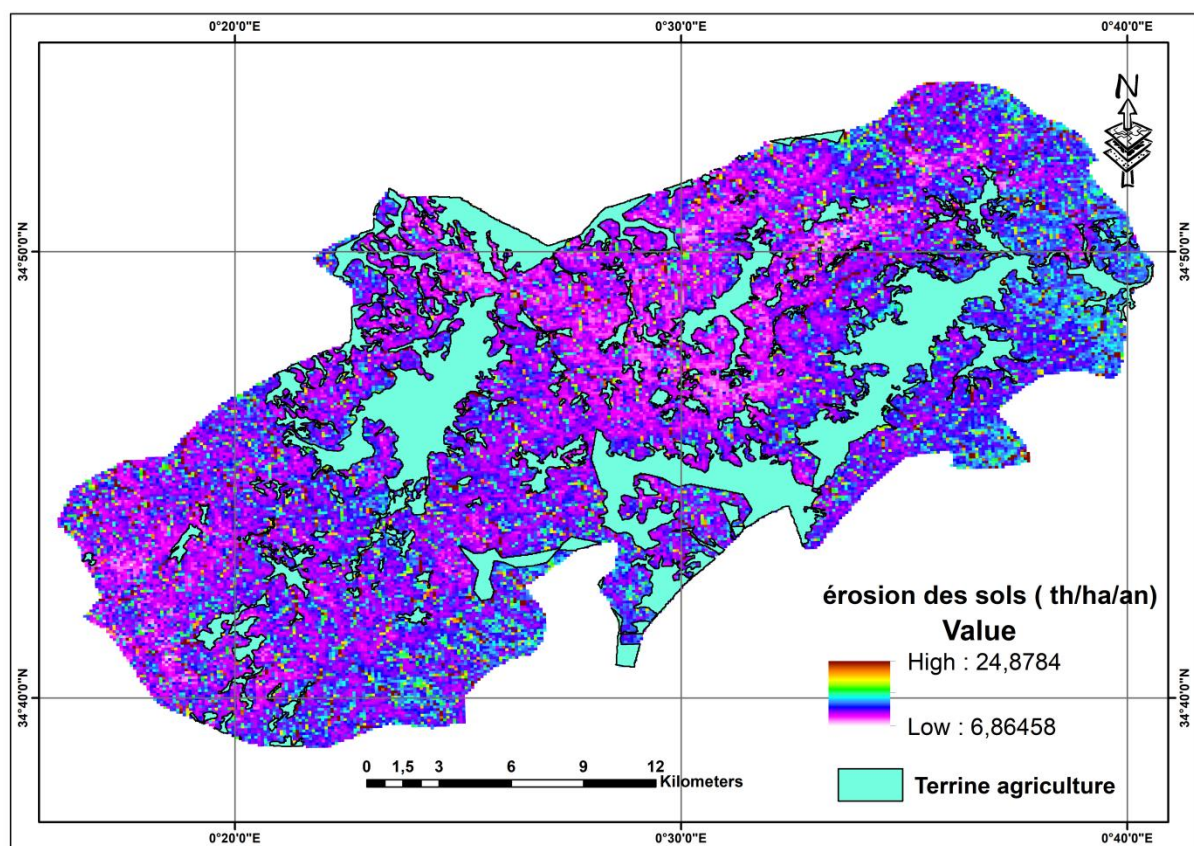


Figure 61 : carte de la perte du sol.

Selon les quantités mesurées de perte en sol, allant de 6,86 à 24,87 tonnes par hectare et par an, la zone peut être classée en quatre niveaux de risque d'érosion (figure 61). La zone où les pertes varient entre 6,86 et 8 t/ha/an sont considérées en risque faible, signalant une érosion modeste ayant peu d'effet sur la stabilité de l'écosystème et une couverture végétale significative (Guo et al., 2024). Les pertes comprises entre 8 et 10 t/ha/an correspondent à un

risque moyen, signalant une dégradation modérée pouvant être maîtrisée. Entre 10 et 20 t/ha/an, les zones présentent un risque fort, caractérisé par une perte de sol importante affectant la fertilité et la capacité de régénération naturelle (Fernández et al., 2025). Enfin, les pertes supérieures à 20 t/ha/an traduisent un risque très fort, associé à une érosion sévère menaçant la durabilité des écosystèmes et nécessitant des actions de restauration urgentes.

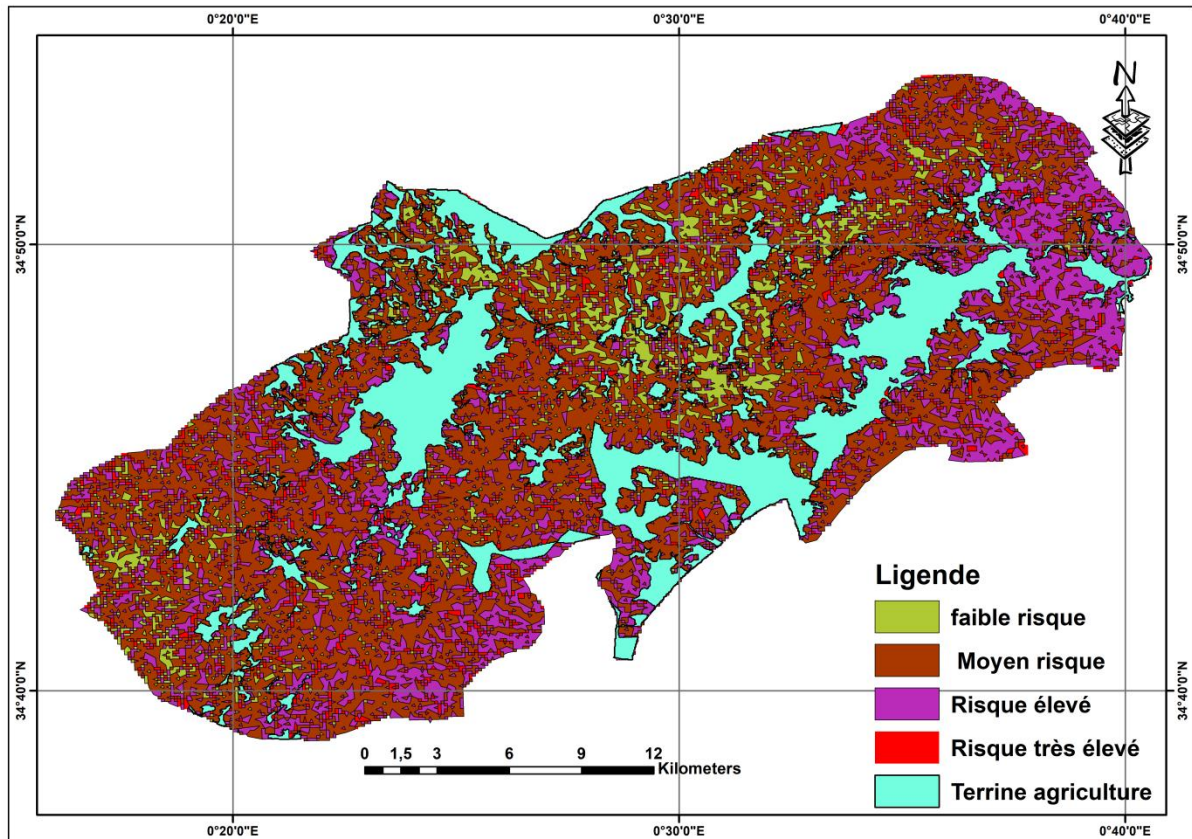


Figure 62 : la carte de sensibilité de l'érosion hydrique.

La répartition des risques d'érosion montre une prévalence marquée du risque élevé, qui concerne 25 240 ha, soit 58,5 % de la superficie totale (tableau 38). Ce chiffre met en évidence une vulnérabilité généralisée du territoire face aux processus érosifs, affectant plus de la moitié des surfaces. Le risque moyen, avec 11 410 ha (26,45 %), constitue une catégorie intermédiaire mais significative, traduisant des zones potentiellement instables pouvant évoluer vers des formes d'érosion plus sévères en l'absence d'interventions.

Les surfaces à risque très élevé atteignent 4 023 ha, soit 9,32 %, ce qui représente des secteurs prioritaires pour les actions de lutte contre l'érosion en raison de leur criticité. À

l'inverse, les zones à faible risque ne représentent que 5,73 % de la surface totale (2 470 ha), indiquant que très peu d'espaces sont réellement protégés ou stables.

Tableau 38 : les superficies par degré de risque.

Risque	Superficie (ha)	Pourcentage (%)
Faible risque	2470	5,73 %
Moyen risque	11410	26,45 %
Risque élevé	25240	58,50 %
Risque très élevé	4023	9,32 %

Cette structure déséquilibrée, dominée par les classes de risques élevés, souligne l'urgence de mettre en œuvre des mesures de conservation des sols à grande échelle, en ciblant particulièrement les zones très exposées et celles en transition (risque moyen). Elle témoigne aussi d'un état de dégradation avancé du couvert végétal et/ou de conditions topographiques sensibles à l'érosion.

9.3. Analyse croisée entre homogénéité écologique et vulnérabilité à l'érosion.

L'analyse de l'intersection des couches des zones homogènes et la couche de sensibilité de l'érosion dans l'ARCGIS représentées sur les tableaux 39 et 40 :

- **Zone 01** : Cette zone est majoritairement affectée par un **risque élevé** d'érosion, qui couvre **70,15 %** de sa superficie, soit **3 469,55 ha**. Le **risque moyen** représente **21,31 %** (1 054 ha), traduisant une pression érosive significative. En revanche, les **risques faibles et très élevés** sont marginaux, avec respectivement **4,04 %** (200 ha) et **4,50 %** (222,45 ha).
- **Zone 02** : La répartition y est plus diversifiée, bien que le **risque élevé** reste prédominant avec **58,43 %** (6 842,2 ha). Le **risque moyen** couvre **28,45 %** (3 332 ha), révélant une certaine variabilité dans l'intensité de l'érosion. Le **risque très élevé** représente **10,55 %** (1 234,9 ha), tandis que le **risque faible** reste marginal à **2,57 %** (300,9 ha).
- **Zone 03** : Le **risque élevé** domine largement la zone avec **68,54 %** de la superficie, soit **11 980 ha**, indiquant une forte vulnérabilité. Le **risque moyen** atteint **21,40 %** (3

741 ha), tandis que le **risque très élevé** est également présent à hauteur de **5,61 %** (981 ha). Le **risque faible** est quasiment inexistant avec seulement **0,45 %** (778 ha).

- **Zone 04** : Elle présente un profil particulier, avec une part importante de **risque très élevé** (**16,57 %**, soit **1 585 ha**), la plus élevée parmi toutes les zones. Le **risque moyen** est dominant avec **37,99 %** (3 633 ha), suivi du **risque élevé** à **30,83 %** (2 948,25 ha). Le **risque faible**, à **14,62 %** (1 398 ha), y est aussi plus représenté que dans les autres zones.

Tableau 39 : Répartition des niveaux de risque d'érosion par zone écologiquement homogène avec les superficies et leurs pourcentages.

zones	risque d'érosion	Superficie (ha)	Pourcentage(%)
zone 01	Faible risque	200	4,04
	Moyen risque	1054	21,31
	Risque élevé	3469,55	70,15
	Risque très élevé	222,45	4,50
zone 02	Faible risque	300,9	2,57
	Moyen risque	3332	28,45
	Risque élevé	6842,2	58,43
	Risque très élevé	1234,9	10,55
zone 03	Faible risque	778	0,45
	Moyen risque	3741	21,40
	Risque élevé	11980	68,54
	Risque très élevé	981	5,61
zone 04	Faible risque	1398	14,62
	Moyen risque	3633	37,99
	Risque élevé	2948,25	30,83
	Risque très élevé	1585	16,57

Globalement, les zones étudiées présentent une forte exposition au risque d'érosion, avec des niveaux particulièrement élevés dans les zones 01, 02 et 03, où les surfaces concernées par un risque élevé à très élevé atteignent respectivement 74,65 %, 68,98 % et 74,15 % (tableau 40). Cette situation traduit une vulnérabilité accrue, souvent liée à une couverture végétale insuffisante, des pentes marquées ou une forte pression pastorale. En revanche, la zone 04, avec 47,4 %, affiche une exposition moindre, indiquant un état écologique plus stable. Ces différences appellent à une gestion différenciée des territoires, combinant des actions de restauration actives dans les zones les plus dégradées et des approches conservatoires dans les secteurs mieux préservés.

Tableau 40 : répartitions de risque élevé et très élevé par zones.

Zone	Risque élevé + très élevé (%)
Zone 01	74,65 %
Zone 02	68,98 %
Zone 03	74,15 %
Zone 04	47,4 %

9.3.1. Détermination du type de la restauration :

L'analyse croisée des données relatives à l'érosion, au recouvrement total des strates et à la l'intensité pastorale met en évidence une forte hétérogénéité entre les quatre zones étudiées (tableau 40). La zone 01 est la plus critique, cumulant une très forte intensité de pâturage (4), une absence totale de régénération naturelle, avec un recouvrement faible (28,79 %) et un risque érosif élevé à très élevé (74,65 %). Ces éléments indiquent un système écologiquement incapable à l'auto-régénération. Une restauration active est donc indispensable, incluant des techniques comme la mise en défens, le repeuplement et la technique de la lutte contre les érosions pour la conservation des sols et l'augmentation de la capacité de filtration des eaux.

La zone 02 représente une sensibilité élevée a l'érosion (68,98 %) et montre un certain potentiel de résilience écologique, notamment grâce à une régénération naturelle présente et un recouvrement végétal moyen (38,17 %). L'intensité du pâturage reste élevée (3), ce qui compromet une régénération spontanée sans intervention. Une approche mixte (passive et active). Par la réduction des facteurs de dégradation, la surveillance écologique (la protection contre les feux de forêt), la mise en défens et la plantation des plants indigènes (le chêne vert).

La zone 03, malgré un risque d'érosion élevé (74,15 %), les indicateurs écologiques sont nettement meilleurs : la densité des cépées atteint 119,90/ha, la hauteur moyenne est de 1,49 m et le recouvrement dépasse 53 %. La régénération naturelle et l'intensité du pâturage modérée (2). Donc une restauration passive suffit, principalement la mise en défens, la gestion du pâturage et la protection de certaines unités écologiques sensibles. La zone 04 représente le moins de sensibilité à l'érosion par rapport aux autres zones (47,4 % de risque élevé et très élevé). Le recouvrement totale est élevé (62,58 %), avec une bonne densité et la hauteur des cépées, présence de régénération naturelle, et pression pastorale modérée. Ce contexte permet de recommander une restauration entièrement passive.

Tableau 41 : L'état des zones et types de restauration adaptif de la zone d'EL HASSASNA.

Zone	État de dégradation	Risque érosif élevé(%)	Régénération naturelle	Recouvrement (%)	Intensité du Pâturage	Type de restauration	Action de la restauration
01	Très fortement dégradée	74,65%	Absente	28,79%	4	Active	<ul style="list-style-type: none"> - arrêt du surpâturage - mise en défens. - Lutte contre l'érosion. - Reboisement et repeuplement
02	Fortement dégradée	68,98%	Présente	38,17%	3	Mixte (active + passive)	<ul style="list-style-type: none"> - arrêt du surpâturage - mise en défens. - Lutte contre l'érosion. - Reboisement et repeuplement.
03	Modérément dégradée	74,15%	Présente	53,50%	2	Passive	<ul style="list-style-type: none"> - arrêt du surpâturage - mise en défens.
04	Dégradée	47,40%	Présente	62,58%	2	Passive	<ul style="list-style-type: none"> - arrêt du surpâturage - mise en défens.

Le tableau 42 et le figure présente la planification de la restauration écologique sur quatre zones distinctes, regroupant dix groupes végétaux. Trois types de restauration sont proposés selon le degré de dégradation des sites : active, mixte et passive. Les zones 1 et 2 nécessitent majoritairement une restauration active, incluant le reboisement, la plantation, la fixation des berges et, pour certains groupes, l'agroforesterie. La zone 2 inclut également un groupe mixte où la mise en défens partielle est combinée à un reboisement ciblé. Les zones 3 et 4, quant à elles, bénéficient d'une restauration passive, centrée sur la mise en défens, la régénération

naturelle et l'amélioration du couvert végétal. Les espèces proposées sont locales et adaptées aux conditions écologiques, notamment *Quercus ilex*, *Pinus halepensis*, *Pistacia terebinthus*, *Thymus* sp. et *Juniperus oxycedrus*. Cette stratégie vise à restaurer la biodiversité, stabiliser les sols et renforcer la résilience des écosystèmes forestiers et agroforestiers, en adaptant les interventions à l'état initial de chaque zone.

Tableau 42 : Zones de restauration et espèces proposées.

Zone	Groupe	Type de restauration	Actions de restauration	Espèces proposées
01	01	Active	Reboisement ; Repeuplement; Fixation des berges; Agroforesterie; Plantation	<i>Quercus ilex</i> , <i>Pinus halepensis</i> , <i>Pistacia terebinthus</i> , <i>Thymus</i> sp., <i>Juniperus oxycedrus</i>
	02	Active	Reboisement; Agroforesterie; Plantation	<i>Quercus ilex</i> , <i>Pinus halepensis</i> , <i>Thymus</i> sp., <i>Juniperus oxycedrus</i>
02	03	Active	Reboisement ; Fixation des berges; Plantation	<i>Pinus halepensis</i> , <i>Pistacia terebinthus</i> , <i>Juniperus oxycedrus</i> , <i>Thymus</i> sp.
	04	Active	Reboisement; Agroforesterie	<i>Quercus ilex</i> , <i>Pistacia terebinthus</i> , <i>Thymus</i> sp.
	05	Mixte	Mise en défens partielle; Reboisement ciblé	<i>Quercus ilex</i> , <i>Juniperus oxycedrus</i> , <i>Thymus</i> sp.
03	06	Passive	Mise en défens; Régénération naturelle; Fixation des berges	<i>Quercus ilex</i> , <i>Pistacia terebinthus</i> , <i>Juniperus oxycedrus</i>
	07	Passive	Mise en défens; Régénération naturelle assistée	<i>Quercus ilex</i> , <i>Juniperus oxycedrus</i>
	08	Passive	Protection du couvert végétal	<i>Thymus</i> sp., <i>Pistacia terebinthus</i>
04	09	Passive	Mise en défens; Amélioration du couvert végétal	<i>Quercus ilex</i> , <i>Juniperus oxycedrus</i>
	10	Passive	Amélioration écologique naturelle	<i>Quercus ilex</i> , <i>Pinus halepensis</i> , <i>Thymus</i> sp.

La figure 63 illustre la répartition spatiale des zones de restauration dans la région étudiée, en distinguant dix groupes selon le type de restauration : active, mixte ou passive. Les zones de restauration active (G01 à G04) sont localisées principalement dans les secteurs les plus dégradés, nécessitant des interventions telles que le reboisement et l'agroforesterie. Le groupe mixte (G05) combine des actions actives et passives pour les sites intermédiaires. Les zones passives (G06 à G10) correspondent aux secteurs moins perturbés, où la régénération naturelle et la mise en défens sont privilégiées. Les terres agricoles sont également identifiées, mettant en évidence l'interface entre les activités humaines et la restauration écologique. La carte fournit ainsi un outil de planification clair pour cibler les interventions selon l'état écologique de chaque zone.

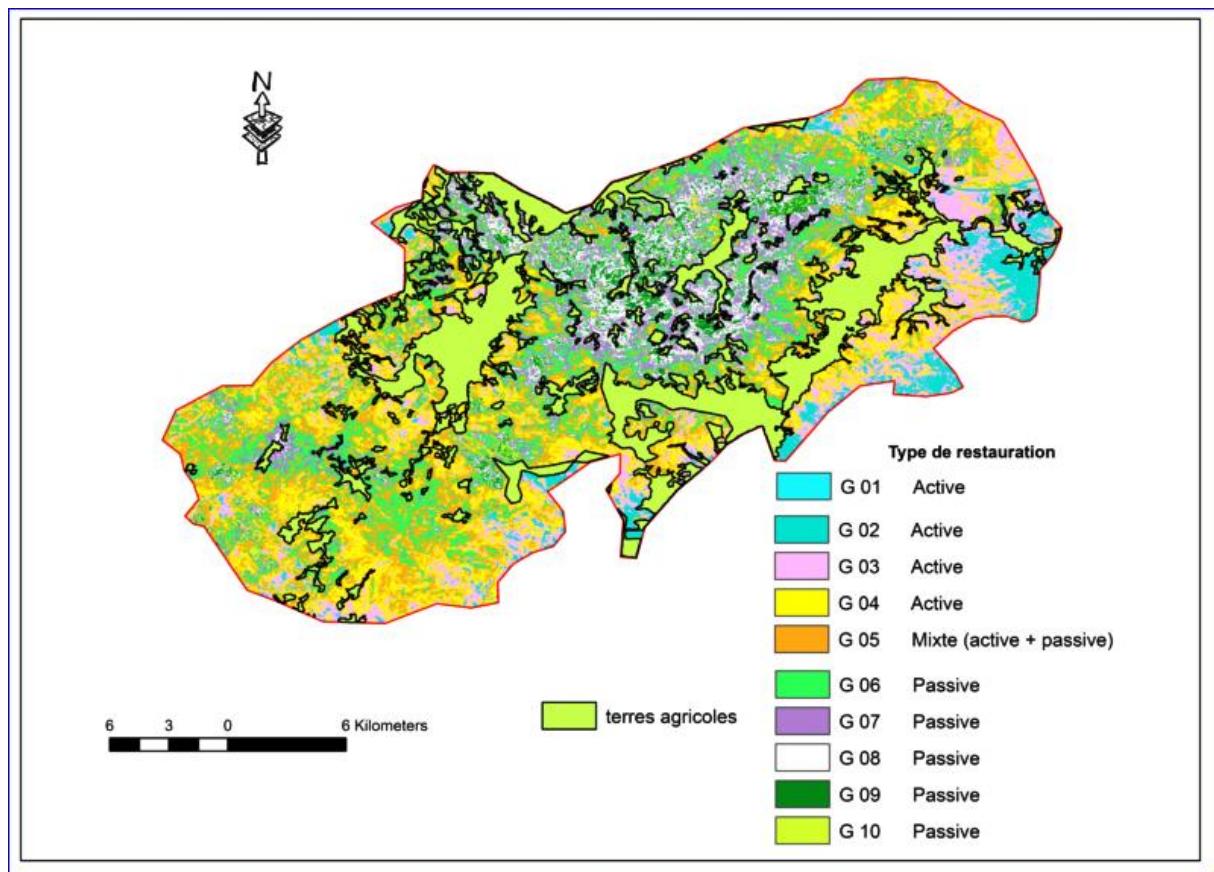


Figure 63 : Carte de restauration pour chaque groupe.

9.4. Carte des risques d'incendies :

A cette étape, nous disposons de toutes les couches d'informations géographiques associées à chacune des variables du modèle (1). Pour le risque total, on a procédé à la combinaison de tous les paramètres par l'application de l'équation du modèle. Le résultat est la carte des zones des risques d'incendie (Figure 63). Pour la visualisation, cinq classes de niveaux de risque d'incendies ont été adoptées, dans une trame de couleurs qui évoque le feu. L'utilisateur potentiel a aussi la possibilité de faire différents traitements selon son gré (application d'autres seuils de classifications, analyses spatiales, restitutions cartographiques, etc. ...).

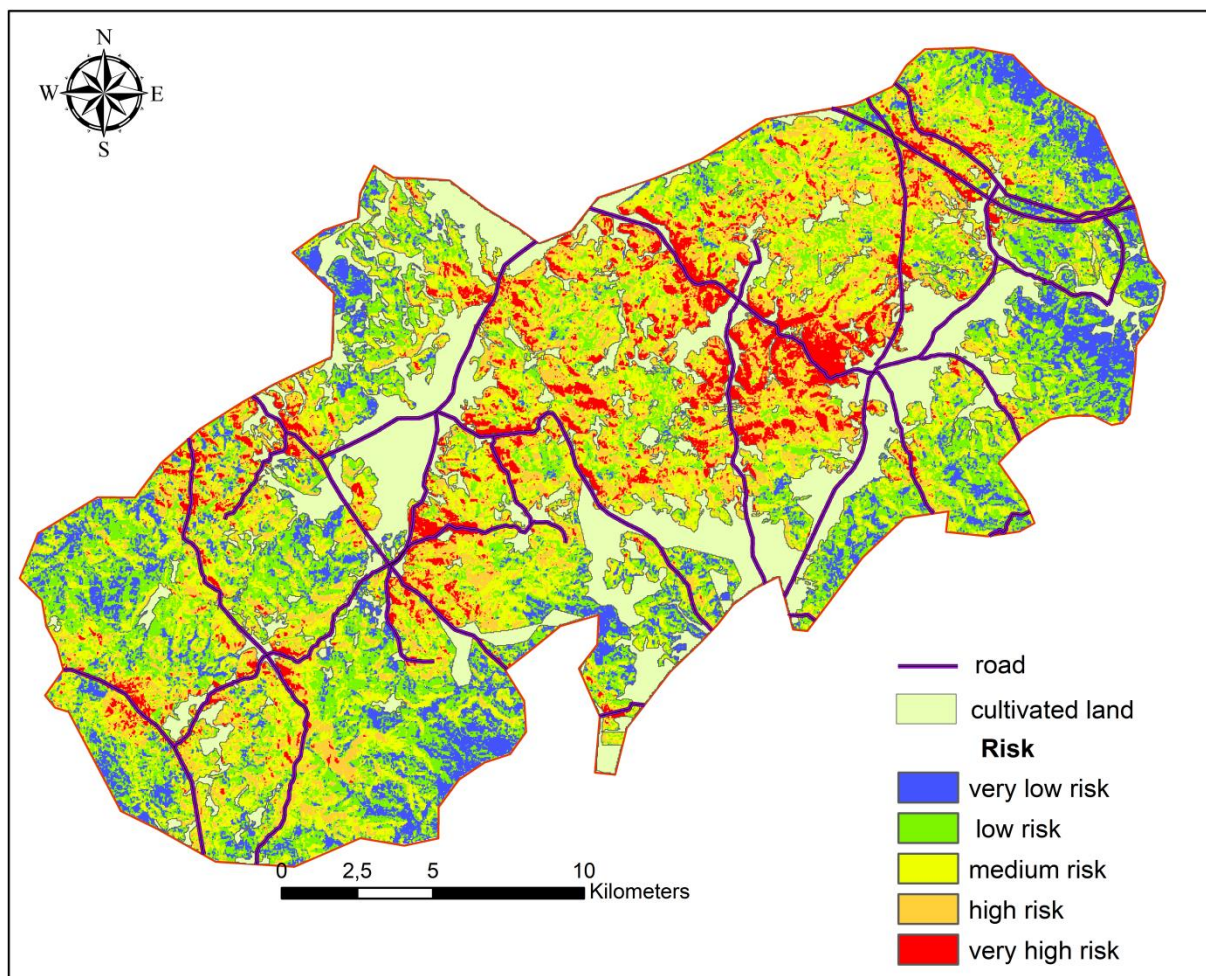


Figure 64 : Carte des risques des incendies de la zone d'EL Hassasna.

Risque lié aux facteurs topographique

Les facteurs topographiques jouent un rôle important en favorisant suivant les situations la progression du feu ou son ralentissement (Bekdouche, 2010).

L'exposition : L'influence de l'exposition exprimée un risque fort a très fort représentant environ 46.83 % de la surface forestière totale, avec un taux respectivement de 22.3% et 24.53% pour chacune d'entre elles (figure 58). Elles présentent les zones des conditions les plus favorables pour une inflammation rapide et la propagation des feux.

La pente : dans notre zone d'étude le risque fort a très fort représente environ 1.6% de la surface forestière totale avec un taux respectivement 0,7% et 0,9 % pour chacune d'entre elles. L'influence de la pente est donc très faible dans la zone d'étude.

L'altitude : le risque lié à l'altitude est très faible lorsque la valeur de l'altitude est supérieure à 1000 mètres. Il n'y a aucun impact des altitudes sur les incendies dans notre zone d'étude.

Risque lié à facteurs anthropiques :

Les résultats obtenus dans cette étude, incluent l'impact des facteurs humains sur le déclenchement et la propagation de l'incendie

Les routes :

Les routes présentent un risque fort à très fort soit 25,11% de la surface forestière totale avec un taux respectivement de 13,07% et 12,04% pour chacune d'entre elles (tableau02). Ils sont considérés comme un facteur d'influence important dans le déclenchement et la propagation des incendies dans cette zone.

Activité agricole :

Les résultats obtenus montrent que le pourcentage de risques très forts et fort associés à l'agriculture est significativement élevé par rapport à d'autres facteurs. Ces risques représentent environ 43,53 % de la surface forestière totale, avec un taux respectif de 22,68 %, Les risques liés à l'activité agricole sont significatifs dans le déclenchement et la propagation des incendies dans cette zone. Environ 45% des incendies de forêt trouvent leur origine dans les terres agricoles avoisinantes, principalement pendant la période de récolte des

céréales, en raison des braises émises par les gaz d'échappement des machines de récolte (la Conservation des Forêts de la Wilaya de Saïda (C.F.S.)). Cette situation souligne l'importance de mettre en place des mesures de prévention et de sensibilisation pour réduire ces incidents.

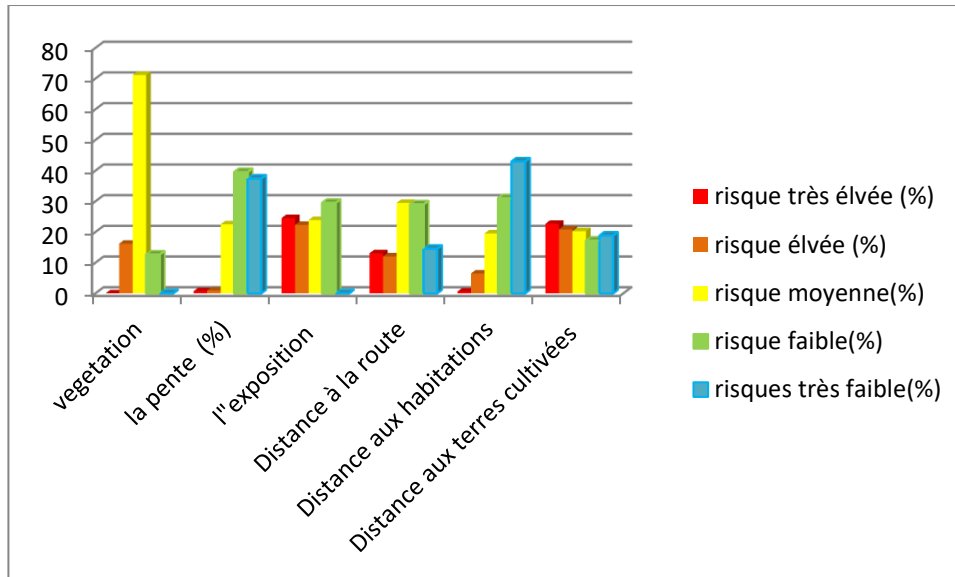


Figure 65 : les pourcentages des risques pour chaque facteur de la zone d'EL Hassasna.

Carte des zones de risque incendie :

En ce qui concerne le résultat obtenu (Figure 63), on remarque que le risque de feux de forêts total est très influencé par la végétation, vu la valeur du poids affecté à ce paramètre. Mais, cette influence se voit diminuer lorsqu'il y a un cumul de plusieurs autres paramètres pour une même zone. Les classes, relatives au risque d'incendies fort à très fort, représentent environ 29.3% de la surface forestière totale. Ce qui équivaut à une superficie estimée de 18338,03ha, avec un taux respectivement de 19.93% et 9.37% pour chacune d'entre elles (tableau 43). Aussi, il est à noter que ces classes se localisent surtout aux frontières des massifs forestiers, lieux privilégiés des départs d'un feu, avant de se propager par la suite vers l'intérieur du massif.

La figure 64 montre la relation entre les facteurs liés à l'activité humaine, représentés par les terres agricoles, le réseau routier et les zones à risque d'incendie. Nous constatons que les zones à risque très forts et forts sont associées à ces activités. Le périmètre de ces terres

agricoles est de 1 106,60 km et elles sont directement adjacentes à la forêt. De plus, la longueur totale du réseau routier est de 214,60 km, ce qui explique ces risques élevés.

En l'absence d'études similaires, nous avons basé notre tentative de validation des résultats sur les avis d'experts du service des incendies de la Conservation des Forêts de la Wilaya de Saïda (C.F.S.). Ils ont souligné l'utilité de cette démarche ainsi que l'efficacité du modèle en termes de simplicité et de rapidité. En ce qui concerne les résultats, il a été noté qu'ils étaient cohérents avec la réalité sur le terrain, car les classes de risque moyen à très élevé correspondaient effectivement aux zones où la majorité des incendies avaient été enregistrés. De plus, il a été observé qu'il y avait un grand nombre de travaux d'aménagement forestier, tels que la création de pare-feu, dans ces zones.

Tableau 43 : surface et pourcentage pour chaque degré de risque d'incendie de la zone d'EL Hassasna.

Degré de risque	Superficie (ha)	Superficie (%)
Risque très élevé	6 166,7	14,29 %
Risque élevé	12 171,33	28,21 %
Risque moyen	12 158,92	28,18 %
Risque faible	8 599,62	19,93 %
Risque très faible	4 046,75	9,37 %

9.4.1. Mesures de prévention pour limiter les feux de forêt.

Les zones à risque très élevé et élevé représentent 42,5% de la surface totale de la zone d'étude, ce qui traduit une pression importante exercée par les activités anthropiques. Deux facteurs principaux contribuent à ce risque : la limite avec des terres agricoles, avec un périmètre total de 1 106,60 km, et la densité du réseau routier de 214,60 km (tableau 43). Ces zones constituent à la fois des points de déclenchement potentiels (conservation des forêts de la wilaya de Saida). Pour limiter ces risques, des mesures de prévention doivent être mises en œuvre, notamment le nettoyage des accotements routiers pour supprimer les matières inflammables avant la période estivale, et des tournières ou bandes coupe-feu entre les terres agricoles et les zones forestières, en particulier pendant les périodes de récolte des céréales.

Tableau 44 : Facteurs associés aux zones à risque élevé, leurs impacts et mesures de prévention de la zone d'EL Hassasna.

Facteurs associés aux zones à risque élevé	Données		Mesures de prévention
Risque très élevé et élevé	Représentent 42,5 % de la surface totale.	Fortement liées aux activités humaines	
Périmètre des terres agricoles	1 106,60 km	Points de déclenchement et de propagation des incendies	Nettoisement des bords de route pour éviter la propagation des incendies.
Longueur totale du réseau routier	214,60 km		Mise en place de ternaies entre les terres agricoles et le foret pour éviter la propagation des incendies pendant les récoltes.

10. Conclusion

L'analyse de la zone d'étude a permis d'identifier quatre unités écologiques présentant des niveaux de dégradation et de sensibilité à l'érosion différente. Ces variations sont étroitement liées à la structure de la végétation et à l'influence croissante de facteurs de perturbation tels que les incendies répétés et les pressions anthropiques (agriculture, urbanisation, accès routier). Les zones les plus touchées montrent des signes évidents de déstabilisation écologique, mettant en péril les fonctions naturelles du sol et la biodiversité locale.

Face à cette situation, la mise en œuvre de stratégies de restauration adaptées devient indispensable. Qu'il s'agisse de restauration active (reboisement, stabilisation des sols) ou mixte, ces interventions doivent être pensées en fonction du degré de dégradation et du potentiel de résilience de chaque zone. Une approche intégrée, tenant compte des caractéristiques écologiques et des dynamiques humaines, est essentielle pour assurer une récupération durable des écosystèmes et prévenir l'aggravation des phénomènes érosifs.

Conclusion générale

Conclusion générale :

La classification de la zone d'étude a permis d'identifier quatre unités écologiquement homogènes, caractérisées par des variations topographiques (pente, exposition, altitude) et des indices de végétation. Cette typologie a été obtenue à travers une approche par pixels, basée sur une analyse en composantes principales intégrée aux outils de télédétection et aux systèmes d'information géographique (SIG).

L'analyse floristique de 30 relevés dans chaque zone homogène, menée à l'aide des classifications TWINSpan et OptimClass, a permis de regrouper les relevés selon leur composition végétale. Dix groupements végétaux distincts ont ainsi été définis, chacun correspondant à un type de station forestière. Malgré leur diversité, ces groupements présentent une dominance marquée d'espèces vivaces adaptées aux conditions méditerranéennes, telles que *Juniperus oxycedrus*, *Quercus ilex*, *Macrochloa tenacissima* ou *Ampelodesmos mauritanicus*, témoignant des similitudes écologiques entre les habitats étudiés.

L'évaluation de l'état de la chênaie d'EL Hassasna repose sur une combinaison de critères écologiques, environnementaux et socio-économiques. Elle souligne l'importance de considérer à la fois la diversité floristique, la structure de la végétation, la qualité des sols et les pressions anthropiques pour apprécier le potentiel de régénération des milieux. L'état actuel des formations à chêne vert révèle une dégradation avancée, attribuable aux incendies récurrents et au surpâturage, engendrant une réduction marquée de la densité, de la hauteur des cépées, ainsi qu'un appauvrissement des sols. Dans certaines zones, la régénération naturelle est quasi inexistante.

Le surpâturage, aggravé par l'absence de gestion durable des parcours, a profondément modifié la composition du sous-bois au profit d'espèces rudérales ou résistantes, provoquant un recul de la biodiversité et une simplification des structures végétales. Par ailleurs, l'insuffisance des infrastructures de protection contre les incendies accentue la vulnérabilité des peuplements forestiers. Ces facteurs combinés traduisent un déséquilibre écologique croissant, mettant en péril les services écosystémiques rendus par ces forêts.

Les résultats montrent également une corrélation négative entre l'intensité du pâturage et plusieurs indicateurs dendrométriques (densité de brins, hauteur des cépées), confirmant que

le pâturage intensif limite le développement des formations ligneuses. La couverture végétale totale, notamment arbustive, décroît fortement sous l'effet du piétinement et du broutage excessif. La richesse spécifique tend à diminuer, tandis que certains indices d'équitabilité révèlent une homogénéisation floristique autour d'espèces tolérantes, traduisant un appauvrissement fonctionnel des écosystèmes.

Les zones à forte intensité de pâturage montrent une incapacité à se régénérer après les incendies. La compaction du sol par le piétinement limite l'enracinement des semis et réduit l'infiltration de l'eau, entravant la reprise de la végétation. Dans ces conditions, la coexistence entre pâturage intensif et récupération écologique apparaît incompatible. Il devient alors impératif de restreindre l'accès au pâturage dans les zones récemment incendiées pour permettre la régénération naturelle ou assistée.

L'analyse spatiale de la dégradation révèle des disparités nettes entre les quatre unités écologiques, reflétant l'influence croissante des facteurs de perturbation tels que les incendies, l'urbanisation ou la pression agricole. Les zones les plus touchées présentent des signes de déstabilisation avancée, compromettant les fonctions biologiques des sols et la conservation de la biodiversité locale. Face à ces constats, la mise en œuvre de stratégies de restauration ciblées est indispensable. Qu'il s'agisse d'interventions actives (reboisement, fixation des sols) ou mixtes, leur efficacité dépendra de l'adaptation aux conditions locales de dégradation et de résilience.

Une approche intégrée, tenant compte des dynamiques écologiques et humaines, est essentielle pour assurer une restauration durable. Elle doit reposer sur une combinaison d'actions de conservation, de limitation des usages intensifs (notamment le pâturage) et d'outils de planification territoriale pour prévenir l'aggravation des processus érosifs et garantir la pérennité des écosystèmes forestiers méditerranéens.

Face à ce constat, il est impératif de mettre en œuvre des stratégies intégrées de conservation, de restauration écologique et de valorisation durable des ressources. À cet effet, les recommandations suivantes sont proposées :

Le choix des approches de restauration doit tenir compte du niveau de dégradation et des spécificités écologiques locales :

Conclusion

- *Restauration passive* dans les zones à forte résilience (arrêt du pâturage, mise en défens).
 - *Restauration active* dans les zones très dégradées : reboisement avec espèces autochtones, stabilisation des sols, lutte contre l'érosion.
 - *Approche mixte* combinant actions biologiques, techniques (fascines, cordons pierreux) et sociales (sensibilisation, surveillance communautaire).
- La sélection des espèces végétales pour la restauration doit privilégier celles qui sont résistantes aux perturbations et bien adaptées aux conditions locales. Il est essentiel de favoriser les espèces identifiées comme constantes ou dominantes dans les groupements végétaux analysés. Une attention particulière doit être portée aux espèces à rejets de souche et à fort intérêt écologique pour maximiser la résilience des écosystèmes.
 - L'appui à la régénération naturelle assistée, notamment par la régulation du pâturage, le contrôle des espèces envahissantes et la protection des semis spontanés.

L'implication des parties prenantes à tous les niveaux, institutions, chercheurs, gestionnaires locaux, agriculteurs et éleveurs est essentielle pour assurer la réussite des actions de restauration écologique. Une gouvernance participative permet de mieux adapter les stratégies aux réalités du terrain, d'encourager l'adhésion des communautés locales et de renforcer leur rôle dans la préservation des ressources naturelles. Cette approche favorise également la transmission des savoirs traditionnels et l'intégration des besoins socio-économiques dans les plans de gestion durable.

- Renforcer la gouvernance locale participative, en associant :
 - ✓ les services forestiers,
 - ✓ les collectivités territoriales,
 - ✓ les agriculteurs, éleveurs et usagers traditionnels,
 - ✓ les associations locales, universités et instituts de recherche.
- Créer des comités locaux de gestion écologique, chargés du suivi, de la sensibilisation, et de la co-construction des plans d'action.

- Mettre en œuvre une stratégie de communication et d'éducation environnementale, notamment dans les zones rurales, pour faire connaître les enjeux et encourager les comportements durables.
- Mettre en place une gestion durable des ressources naturelles.
- Intégrer la gestion durable des parcours et pâturages : définir des périodes de repos, des seuils de charge animale, des zones de pâturage rotatif, et appuyer la reconversion agro-pastorale.
- Réglementer l'exploitation des plantes d'intérêt économique (PIE) et en promouvoir la culture encadrée, pour limiter la cueillette anarchique et assurer la régénération naturelle.
- Actualiser le cadre juridique : révision de la loi forestière pour intégrer les nouvelles réalités écologiques et sociales, et assurer la protection efficace des habitats sensibles.
- Renforcer les moyens humains et matériels de surveillance, notamment la garde forestière et les mécanismes de détection précoce des incendies et dégradations.

Le développement de stratégies de conservation intégrant les communautés locales. Il est essentiel d'impliquer activement les communautés locales dans la conception et la mise en œuvre des stratégies de conservation. Cela passe par la valorisation des savoirs traditionnels, la sensibilisation à l'importance de la biodiversité, et l'encouragement à des pratiques durables. Une gestion participative renforce l'appropriation des actions de conservation et garantit leur efficacité à long terme.

- Favoriser l'écotourisme et la valorisation durable de la biodiversité, en créant des activités génératrices de revenus compatibles avec la préservation des milieux naturels.
- Soutenir les savoirs et pratiques traditionnels durables, notamment dans l'utilisation des plantes, la gestion des ressources pastorales et l'aménagement du territoire.
- Accompagner les populations locales dans la transition écologique, à travers :
 - ✓ des formations sur l'agroécologie et la sylviculture durable,
 - ✓ des programmes de financement participatif ou micro-crédit vert,
 - ✓ des incitations fiscales et techniques à la conservation des ressources.

Conclusion

- Élaborer des plans locaux de gestion intégrée, adaptables aux spécificités écologiques, sociales et économiques.

La promotion de systèmes agroforestiers intégrés constitue une stratégie efficace pour allier restauration écologique et développement local. Ces systèmes peuvent inclure l'arboriculture avec des espèces adaptées comme le pistachier, l'apiculture pour valoriser la flore mellifère locale, l'aviculture à petite échelle pour diversifier les revenus, ainsi que la culture de plantes médicinales telles que le thym. En optimisant l'utilisation des ressources naturelles, ces pratiques renforcent la résilience des écosystèmes, soutiennent les moyens de subsistance des populations rurales, et réduisent la pression sur les formations naturelles.

Références bibliographies.

- Abbasi H, et al. Land management approaches to mitigate dust in the southeastern dust source of Ahvaz. *Iranian Journal of Forest and Range Protection Research* (2025) 22:376-403.
- Abdennebi HS, Hacimi A. Biodiversité des Araneae (Arachnida, Arthropoda) dans un espace cultivé de la région d'Alger (2025).
- Achard F, et al. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science* (2002) 297:999-1002.
- Adie H, Lawes MJ. Solutions to fire and shade: resprouting, growing tall and the origin of Eurasian temperate broadleaved forest. *Biological Reviews* (2023) 98:643-661.
- Adjonou K, Ali N, Kokutse AD, Novigno SK. Etude de la dynamique des peuplements naturels de *Pterocarpus ericaceus* Poir.(Fabaceae) surexploités au Togo. *Bois & Forêts des Tropiques* (2010) 306:45-55.
- Adla K, Dejan K, Neira D, Dragana Š. Degradation of ecosystems and loss of ecosystem services. In: *One health* (2022): Elsevier. 281-327.
- Aigoun Z. Contribution à l'étude des principaux facteurs de dégradation des forêts en Algérie: Cas de la wilaya de Bouira (2020): Université Mouloud Mammeri.
- Aizen MA, Torres A. The Invasion Ecology of Mutualism. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* (2024) 55.
- Alcaraz C. Etude géobotanique du pin d'Alep dans le Tell oranais (1969).
- Alengebawy A, Abdelkhalek ST, Qureshi SR, Wang M-Q. Heavy metals and pesticides toxicity in agricultural soil and plants: Ecological risks and human health implications. *Toxics* (2021) 9:42.
- Alkama R, Cescatti A. Biophysical climate impacts of recent changes in global forest cover. *Science* (2016) 351:600-604.
- Alloza J, Vallejo V. A model to evaluate the ecological vulnerability to forest fires in Mediterranean ecosystems. *Forest Ecology and Management* (2006) 234:S203.
- Anteur D, Benaradj A, Fekir Y, Baghdadi D. Zakour Forest fire risk map assessment in the commune of Mamounia (Mascara, Algeria). *Folia Forestalia Polonica* (2021a) 63:21-35.
- Anteur D, Benaradj A, Fekir Y, Baghdadi D. Zakour Forest fire risk map assessment in the commune of Mamounia (Mascara, Algeria). *Folia Forestalia Polonica. Series A. Forestry* (2021b) 63:21-35.
- Aouissat AD, A. resion pastorale et dégradation des écosystèmes forestiers dans les zones semi-arides d'Algérie.
- Revue Nature & Technologie, n°9, pp. 59–67.

Références bibliographies

. (2013).

Araya HG, Wasonga OV, Mureithi S, Birhane E. Natural regeneration offers an effective way for large-scale restoration of degraded lands in Tigray, Ethiopia. *Land Degradation & Development* (2023) 34:4346-4357.

Asgari S, Hasanlou M. A comparative study of machine learning classifiers for crop type mapping using vegetation indices. *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* (2023) 10:79-85.

Ashton MS, Kelty MJ. *The practice of silviculture: applied forest ecology*. (2018): John Wiley & Sons.

Auclair L. Charbonnage en Tunisie. *Forêt méditerranéenne* (2002) 23:133-148.

Azita A, Muhammad-Shafeeq S, Thinaraj B, Paul L. Terrain characterization of mountainous forest area in Cameron Highland. *The Malaysian Forester* (2019) 82:445-454.

Baccini A, et al. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature climate change* (2012) 2:182.

Bagella S, Caria MC. Diversity and ecological characteristics of vascular flora in Mediterranean temporary pools. *Comptes Rendus Biologies* (2012) 335:69-76.

Bagnouls F. Saison sèche et indice xérothermique. *Bull Soc His nat Toulouse* (1953) 88:193-239.

Bagnouls F, Gaussen H. Les climats biologiques et leur classification. In: *Annales de géographie* (1957): JSTOR. 193-220.

Balla A, et al. The threat of pests and pathogens and the potential for biological control in forest ecosystems. *Forests* (2021) 12:1579.

Barbero M, Loisel R. Le chêne vert en région méditerranéenne. *Revue forestière française* (1980) 32:531-543.

Barbero M, Quézel P. Contribution à l'étude phytosociologique des matorrals de Méditerranée orientale. *Lazaroa* (1989):37-60.

Barbero M, Quezel P, Loisel R. Les apports de la phytoécologie dans l'interprétation de changements et perturbations induits par l'homme sur les écosystèmes forestiers méditerranéens. *Forêt méditerranéenne* (1990) 12:194-215.

Bardgett RD, et al. Combatting global grassland degradation. *Nature Reviews Earth & Environment* (2021) 2:720-735.

Barry J-P, Celles JC, Faurer L. Notice de la carte internationale du tapis végétal et des conditions écologiques: feuille d'Alger au 1/1000.000. (1975): Société d'Histoire naturelles de l'Afrique du Nord.

Barthès B. Où pousse cet arbre?: premiers résultats à l'étude des relations solvégétation en forêt de Paracou (Guyane): cas du wapa et du gonfolo. (1988).

Références bibliographiques

- Begon M, Townsend CR. Ecology: from individuals to ecosystems. (2020): John Wiley & Sons.
- Begon M, Townsend CR. Ecology: from individuals to ecosystems. (2021): John Wiley & Sons.
- Bekdouche F. Evolution après feu de l'écosystème subéraie de kabylie (nord algérien) (2010): Université Mouloud Mammeri.
- Belharbi M. Analyse spatiale du risque d'incendie dans la forêt domaniale de Zouagha (Wilaya de Mila) (2019): Abdelhafid Boussouf University centre-Mila.
- Benabdeli K. Aspects physionomico-structuraux et dynamique des écosystèmes forestiers face à la pression anthropozoogène dans les monts de Tlemcen et les Monts de Dhaya. Algérie occidentale. Thèse de doctorat ès Sciences (1996a) 1:356.
- Benabdeli K. Mise en évidence de l'importance des formations basses dans la sauvegarde des écosystèmes forestiers: cas des monts de Dhaya (Algérie occidentale). *Ecologia mediterranea* (1996b) 22:101-112.
- Benabdeli K. Contraintes entravant la préservation de la biodiversité des espaces naturels en Algérie. *Muséum national d'Histoire Naturelle Paris* (2007) 6.
- Benderradji LB, A. Impact de l'élevage sur les parcours dans les zones semi-arides algériennes. *Sécheresse*, Vol. 13, n°1, pp. 41–47. (2002).
- Benkema IZ, Aous AA. DYNAMIQUE DE LA VEGETATION ET CHANGEMENTS PAYSAGERS DANS LA FORET DES SDAMAS CHERGUI (TIARET) (2022): Université Ibn Khaldoun-Tiaret-.
- Bentekhici N, Bellal S-A, Zegrar A. Contribution of remote sensing and GIS to mapping the fire risk of Mediterranean forest case of the forest massif of Tlemcen (North-West Algeria). *Natural Hazards* (2020) 104:811-831.
- Berenguer E, et al. Drivers and ecological impacts of deforestation and forest degradation. (2021).
- Betts MG, et al. Producing wood at least cost to biodiversity: Integrating T riad and sharing–sparing approaches to inform forest landscape management. *Biological Reviews* (2021) 96:1301-1317.
- Blaga L, Ilieș DC, Wendt JA, Rus I, Zhu K, Dávid LD. Monitoring forest cover dynamics using orthophotos and satellite imagery. *Remote Sensing* (2023) 15:3168.
- Bleu P. State of Mediterranean forests 2018. (2019): Food & Agriculture Org.
- Blondel J. The Mediterranean region: biological diversity in space and time. (2010): Oxford University Press.

Références bibliographiques

- Blondel J, Aronson J. Biology and wildlife of the Mediterranean region. (1999): Oxford University Press, USA.
- Blumler MA. What is the 'true' Mediterranean-type vegetation? Geographical Changes in Vegetation and Plant Functional Types (2018):117-139.
- Bocio I, Navarro FB, Ripoll MA, Jiménez MN, De Simón E. Holm oak (*Quercus rotundifolia* Lam.) and Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) response to different soil preparation techniques applied to forestation in abandoned farmland. *Annals of Forest Science* (2004) 61:171-178.
- Bonari G, et al. Classification of the Mediterranean lowland to submontane pine forest vegetation. *Applied Vegetation Science* (2021) 24:e12544.
- Bonneau. Définition et cartographie des stations, *annals of science forest*.30(3), 201-218. (1973).
- Boudy P. Economie forestière nord-africaine. (No Title) (1948).
- Boudy P. Economie forestière Nord-africaine-Tome 2: monographies et traitements des essences forestières. (1950).
- Boudy P. Guide du forestier en Afrique du Nord. (1952).
- Boudy P. Description forestière de l'Algérie et de la Tunisie. (No Title) (1955).
- Bouhraoua RT, Salah ER, Catry F. Facteurs de vulnérabilité des suberaies algériennes aux incendies de forêts dans le contexte du changement climatique. *For. Méd* (2019) 40:391-400.
- Bourbouze A. Enjeux et débats sur la réorganisation des espaces pastoraux du sud méditerranéen. De l'influence du melk, du camion, de l'orge, du marché et des kbir (2003): CIRAD.
- Bouzahar C, Kadid Y, Siab-Farsi B, Bioret F, Boulenouar Y, Boubaker Z. Bioclimatologie et syntaxonomie des forêts de chêne vert (*Quercus rotundifolia* Lam.) du Dahra oriental dans la région de Tipaza (Algérie)/Bioclimatology and syntaxonomy of the Holm Oak forests (*Quercus rotundifolia* Lam.) of eastern Dahra in the Tipaza region (Algeria). *ecologia mediterranea* (2021) 47:5-26.
- Bouzidi A. Dynamiques des systèmes agropastoraux et gestion des ressources naturelles dans les Hautes Plaines.
- Thèse de Doctorat, Université de Constantine. (2013).
- Brady N. The nature and properties of soils. (1984).
- Brady NC, Weil RR, Weil RR. The nature and properties of soils. (2008): Prentice Hall Upper Saddle River, NJ.

Références bibliographies

- Brancalion PH, Hua F, Joyce FH, Antonelli A, Holl KD. Moving biodiversity from an afterthought to a key outcome of forest restoration. *Nature Reviews Biodiversity* (2025):1-14.
- Brodie J, Post E, Laurance WF. Climate change and tropical biodiversity: a new focus. *Trends in ecology & evolution* (2012) 27:145-150.
- Caldwell MM. Plant requirements for prudent grazing. In: *Developing strategies for rangeland management* (2021): CRC Press. 117-152.
- Campbell JB, Wynne RH. *Introduction to remote sensing*. (2011): Guilford press.
- Carreiras JM, Jones J, Lucas RM, Shimabukuro YE. Mapping major land cover types and retrieving the age of secondary forests in the Brazilian Amazon by combining single-date optical and radar remote sensing data. *Remote sensing of Environment* (2017) 194:16-32.
- Carta F, Zidda C, Putzu M, Loru D, Anedda M, Giusto D. Advancements in forest fire prevention: A comprehensive survey. *Sensors* (2023) 23:6635.
- Cattell RB. The meaning and strategic use of factor analysis. In: *Handbook of multivariate experimental psychology* (1966a): Springer. 131-203.
- Cattell RB. The scree test for the number of factors. *Multivariate behavioral research* (1966b) 1:245-276.
- Chalane F. *EN SCIENCES* (2017): UNIVERSITÉ DJILLALI LIABES.
- Chang CC, Turner BL. *Ecological succession in a changing world* (2019): Wiley Online Library. 503-509.
- chAs-AMil ML, Touza J, García-Martínez E. Forest fires in the wildland–urban interface: a spatial analysis of forest fragmentation and human impacts. *Applied Geography* (2013) 43:127-137.
- Chazdon RL. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, evolution and systematics* (2003) 6:51-71.
- Chazdon RL. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *science* (2008) 320:1458-1460.
- Chazdon RL. *Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. (2019): University of Chicago Press.
- Chazdon RL, et al. The intervention continuum in restoration ecology: rethinking the active–passive dichotomy. *Restoration Ecology* (2024) 32:e13535.
- Chehlafi A, Kchikach A, Derradji A, Mequedade N. Highway cutting slopes with high rainfall erosion in Morocco: Evaluation of soil losses and erosion control using concrete arches. *Engineering Geology* (2019) 260:105200.

Références bibliographies

- Chen S, Zha X, Bai Y, Wang L. Evaluation of soil erosion vulnerability on the basis of exposure, sensitivity, and adaptive capacity: A case study in the Zhuxi watershed, Changting, Fujian Province, Southern China. *Catena* (2019) 177:57-69.
- Choubin B, Solaimani K, Habibnejad Roshan M, Malekian A. Watershed classification by remote sensing indices: A fuzzy c-means clustering approach. *Journal of Mountain Science* (2017) 14:2053-2063.
- Clotet M, Basnou C, Bagaria G, Pino J. Contrasting historical and current land-use correlation with diverse components of current alien plant invasions in Mediterranean habitats. *Biological invasions* (2016) 18:2897-2909.
- Cole LE, Bhagwat SA, Willis KJ. Recovery and resilience of tropical forests after disturbance. *Nature communications* (2014) 5:3906.
- Connell JH, Slatyer RO. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The american naturalist* (1977) 111:1119-1144.
- Cosgrove C. Advancing the use of airborne laser scanning in habitat research: a case study modelling Marbled Murrelet nesting habitat in British Columbia (2023): University of British Columbia.
- Cowling RM, Rundel PW, Lamont BB, Arroyo MK, Arianoutsou M. Plant diversity in Mediterranean-climate regions. *Trends in Ecology & Evolution* (1996) 11:362-366.
- Daget P, Ahdali L, David P. Vegetation, nutrition and climate-examples of integration. *Mediterranean-type Ecosystems: A Data Source Book* (1988) 19:139.
- Dahmani-Megrerouche M. Diversité biologique et phytogéographique des chênaies vertes d'Algérie. *Ecologia mediterranea* (1996a) 22:19-38.
- Dahmani-Megrerouche M. Groupements à chêne vert et étages de végétation en Algérie. *Ecologia méditerranéa* (1996b) 22:39-52.
- Dauphiné A, Provitolo D. La résilience: un concept pour la gestion des risques. In: *Annales de géographie* (2007): Armand Colin. 115-125.
- de Andrade Bonetti J, Anghinoni I, de Moraes MT, Fink JR. Resilience of soils with different texture, mineralogy and organic matter under long-term conservation systems. *Soil and Tillage Research* (2017) 174:104-112.
- Debie E, Awoke Z. Assessment of the effects of land use/cover changes on soil loss and sediment export in the Tul Watershed, Northwest Ethiopia using the RUSLE and InVEST models. *International Journal of River Basin Management* (2024) 22:471-486.
- Decocq G. Historical ecology: Learning from the past to understand the present and forecast the future of ecosystems. (2022): John Wiley & Sons.
- Delpech R, Dumé G, Galmiche P, Timbal J. Typologie des stations forestières: vocabulaire. (1985): Institut pour développement forestier.

Références bibliographiques

- Denelle P, Weigelt P, Kreft H. GIFT—An R package to access the Global Inventory of Floras and Traits. *Methods in Ecology and Evolution* (2023) 14:2738-2748.
- Di Biase L, Pace L, Mantoni C, Fattorini S. Variations in plant richness, biogeographical composition, and life forms along an elevational gradient in a Mediterranean mountain. *Plants* (2021) 10:2090.
- Dilem A. Etude de quelques propriétés du bois de Chêne vert (*Quercus ilex*) dans la région d'El-Hassasna (Saida Algérie). *Forêt méditerranéenne* (1995) 16:74-78.
- Dilem A. Contribution à l'étude des principaux facteurs de dégradation des forêts en Algérie: cas de la forêt de l'Akfadou (2022): Université Mouloud Mammeri.
- Djebbouri M. Etude de la biodiversité, de la structure et de l'évolution dynamique du massif forestier de la région de Saida. Algérie (2020): Université de Saida– Dr. Moulay Tahar Faculté des Sciences. 382.
- Djebbouri M, Terras M. Effects of Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill) plantation on plant biodiversity in the High Plains of Saïda (Algeria). *Asian Journal of Research in Biosciences* (2020):29-36.
- Djebbouri M, Terras M. Community structure with particular reference to the effect of grazing in forest formations of Saïda (Algeria). *Biologica Nyssana* (2022) 13.
- Djellouli Y, Kefifa A, Nasrallah Y, Djebbouri M, Zouidi M. Fire risk mapping for Holm Oak forests in El Hassasna Region as part of the ecosystem restoration programme. *Adv Res Life Sci* (2024) 8:24-33.
- Djellouli Y, Kefifa A, NASRALLAH Y, DJEBBOURI M, ZOUIDI M. Application of remote sensing and clustering for the sustainable management of green oak forests in western Algeria. *Nova Geodesia* (2025) 5:238-238.
- Doblas-Miranda E. Reassessing global change research priorities in mediterranean terrestrial ecosystems: how far have we come and where do we go from here? *Global Ecology and Biogeography* (2015) 24:25-43.
- Doblas M. Reassessing global change research priorities in mediterranean terrestrial ecosystems: how far have we come and where do we go from here? *Global Ecology and Biogeography* (2015) 24:25-43.
- Dubayah R, et al. The Global Ecosystem Dynamics Investigation: High-resolution laser ranging of the Earth's forests and topography. *Science of remote sensing* (2020) 1:100002.
- Edo GI, et al. Impact of environmental pollution from human activities on water, air quality and climate change. *Ecological Frontiers* (2024).

Références bibliographies

- Efthimiou N, Psomiadis E, Papanikolaou I, Soulis KX, Borrelli P, Panagos P. A new high resolution object-oriented approach to define the spatiotemporal dynamics of the cover-management factor in soil erosion modelling. *Catena* (2022) 213:106149.
- Ekaputri R, Hidayat T, Surtikanti H, Surakusumah W. Modeling vegetation density with remote sensing, normalized difference vegetation index and biodiversity plants in watershed area. *Global Journal of Environmental Science & Management (GJESM)* (2024) 10.
- Emberger L. Une classification biogéographique des climats. *Trav. Lab. Bot., Fac. Sci., Montpellier*,. (1945):43.
- Emberger L. Une classification biogéographique des climats. (1955).
- Eysenck H, Glilfonl J, Meehl P. RB Cattell.
- Fahad S, et al. Agroforestry systems for soil health improvement and maintenance. *Sustainability* (2022) 14:14877.
- Fahrig L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics* (2003) 34:487-515.
- Falk DA, et al. Mechanisms of forest resilience. *Forest ecology and management* (2022) 512:120129.
- FAO. Food and Agricultural Organization Proc.: Second Expert Meeting on Harmonizing Forest-Related Definitions For Use by Various Stakeholders: Comparative Framework and Options for Harmonization of Definitions. (2002).
- FAO PB. Etat des Forêts Méditerranéennes (2013): Rome.
- FAO PB. Situation des forêts du monde. Rapport sur les forêts africaines : une vision pour 2020. Division de l'information. (2016).
- FAO PB. État des forêts méditerranéennes. Publié par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture et le Plan Bleu, Centre d'activités régionales du Plan d'Action pour la Méditerranée du Programme des Nations Unies pour l'Environnement. FAO. Rome, Italie. 363 p. (2018).
- Fassnacht FE, White JC, Wulder MA, Næsset E. Remote sensing in forestry: current challenges, considerations and directions. *Forestry: An International Journal of Forest Research* (2024) 97:11-37.
- Fatima SU, et al. Geospatial assessment of water quality using principal components analysis (PCA) and water quality index (WQI) in Basho Valley, Gilgit Baltistan (Northern Areas of Pakistan). *Environmental Monitoring and Assessment* (2022) 194:151.
- Fernández G, Merchán L, Sánchez JÁ. Spatial Representation of Soil Erosion and Vegetation Affected by a Forest Fire in the Sierra de Francia (Spain) Using RUSLE and NDVI. *Land* (2025) 14:793.

Références bibliographies

- Ferreira CS, Seifollahi-Aghmiuni S, Destouni G, Ghajarnia N, Kalantari Z. Soil degradation in the European Mediterranean region: Processes, status and consequences. *Science of the Total Environment* (2022) 805:150106.
- Flood N. Seasonal composite Landsat TM/ETM+ images using the medoid (a multi-dimensional median). *Remote Sensing* (2013) 5:6481-6500.
- Floret C. Growth forms and phenomorphology traits along an environmental gradient: tools for studying vegetation? *Journal of vegetation science* (1990) 1:71-80.
- Funk CC. Drought, flood, fire: How climate change contributes to catastrophes. (2021): Cambridge University Press.
- Gavrilescu M. Water, soil, and plants interactions in a threatened environment. *Water* (2021) 13:2746.
- Géhu J-M. Notions fondamentales de phytosociologie. *Berichte der Internationalen Symposien der Internationalen Vereinigung fur Vegetationskunde. Syntaxonomie* (1981):5-33.
- Ghosal K, Das Bhattacharya S. A review of RUSLE model. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing* (2020) 48:689-707.
- Giec. Résumé à l'intention des décideurs. In M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P
- Palutikof, P.J. Van der Linden and C.E. Hanson (eds), Bilan 2007 des changements climatiques : impacts, adaptation et vulnérabilité. Contribution du groupe de travail II au 4^{ème} rapport d'évaluation. Cambridge university Press, Royaume Uni. (2007).
- Gnahore E. DYNAMIQUE DE LA VÉGÉTATION ET DE LA FLORE DU PARC NATIONAL DU BANCO (ABIDJAN, CÔTE D'IVOIRE) (2021): UNIVERSITE NANGUI ABROGOUA.
- Gong C, et al. Herbaceous vegetation in slope stabilization: A comparative review of mechanisms, advantages, and practical applications. *Sustainability* (2024) 16:7620.
- González-Moreno P, Pino J, Gassó N, Vila M. Landscape context modulates alien plant invasion in Mediterranean forest edges. *Biological invasions* (2013) 15:547-557.
- Goudie A. Water Erosion and Mass Movements. In: *Landscapes of the Anthropocene with Google Earth* (2023): Springer. 191-219.
- Gounot M. Méthodes d'étude quantitative de la végétation. (No Title) (1969).
- Groves RH, Di Castri F. Biogeography of Mediterranean invasions. (1991): Cambridge University Press.

Références bibliographiques

- Guo Z, Yan Z, He R, Yang H, Ci H, Wang R. Impacts of Land Use Conversion on Soil Erosion in the Urban Agglomeration on the Northern Slopes of the Tianshan Mountains. *Land* (2024) 13:550.
- HACHEMI B. Reconstruction et Segmentation Tridimensionnelle à partir de coupes d'images 2D: Application aux Images Médicales (2022).
- Haichour R. Stress thermique et limite écologique du Chêne vert en Algérie. Magister dissertation, Department of Biology, University of Constantine, Constantine, 180p (2009).
- Hanbury-Brown AR, Ward RE, Kueppers LM. Forest regeneration within Earth system models: current process representations and ways forward. *New Phytologist* (2022) 235:20-40.
- Hansen M, et al. Monitoring conterminous United States (CONUS) land cover change with web-enabled Landsat data (WELD). *Remote sensing of Environment* (2014) 140:466-484.
- Hansen MC, et al. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* (2013a) 342:850-853.
- Hansen MC, et al. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *science* (2013b) 342:850-853.
- Hassani F. Impact des techniques de restauration écologique sur la dynamique des écosystèmes dégradés des monts de Saïda: Cas des forêts de Doui Thabet–(Ouest Algérie) (2021): Université de TLEMCE.
- Healey S. Comparison of Tasseled Cap-based Landsat data structures for use in forest disturbance detection. *Remote Sens. Environ.* (2006) 101:115-126.
- Hemati M, Hasanlou M, Mahdianpari M, Mohammadimanesh F. A systematic review of landsat data for change detection applications: 50 years of monitoring the earth. *Remote sensing* (2021) 13:2869.
- Hennekens SM, Schaminée JH. TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. *Journal of vegetation science* (2001) 12:589-591.
- Hernández-Blanco M, et al. Ecosystem health, ecosystem services, and the well-being of humans and the rest of nature. *Global change biology* (2022) 28:5027-5040.
- Hill MO. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* (1973) 54:427-432.
- Hillel D. Introduction to environmental soil physics. (2003): Elsevier.
- Hokili YM. Occupation du sol et risques de dégradation par l'érosion hydrique du site de la communauté urbaine de Gamboma dans le département des Plateaux (république du Congo). *Revue Internationale de la Recherche Scientifique (Revue-IRS)* (2024) 2:1351-1365.

Références bibliographies

- Holling CS. Resilience and stability of ecological systems. (1973).
- Hooper DU, et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs* (2005) 75:3-35.
- Horstkotte T, et al. Pastures under pressure: Effects of other land users and the environment. In: *Reindeer Husbandry and Global Environmental Change* (2022): Routledge. 76-98.
- Houghton RA, Goetz SJ. New satellites help quantify carbon sources and sinks. *Eos, Transactions American Geophysical Union* (2008) 89:417-418.
- Hu W, et al. Aridity-driven shift in biodiversity–soil multifunctionality relationships. *Nature Communications* (2021) 12:5350.
- Huang C, Goward SN, Schleeeweis K, Thomas N, Masek JG, Zhu Z. Dynamics of national forests assessed using the Landsat record: Case studies in eastern United States. *Remote sensing of Environment* (2009) 113:1430-1442.
- Huggett R, Shuttleworth E. *Fundamentals of geomorphology*. (2022): Routledge.
- Hunt L, McIvor J, Grice A, Bray SG. Principles and guidelines for managing cattle grazing in the grazing lands of northern Australia: stocking rates, pasture resting, prescribed fire, paddock size and water points—a review. *The Rangeland Journal* (2014) 36:105-119.
- Huntley BJ. Soil, water and nutrients. In: *Ecology of Angola: Terrestrial biomes and ecoregions* (2023): Springer. 127-147.
- Inatimi SA. The need to conserve and protect forest resources: African perspective. In: *Sustainable Utilization and Conservation of Africa's Biological Resources and Environment* (2023): Springer. 203-233.
- Ipbes W. Intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services. Summary for Policy Makers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES Secretariat, Bonn, Germany (2019).
- Jafari M, Tahmoures M, Ehteram M, Ghorbani M, Panahi F. Agroforestry and its role in soil erosion biological control. In: *Soil erosion control in drylands* (2022): Springer. 649-700.
- Jakovac CC, Junqueira AB, Crouzeilles R, Peña-Claros M, Mesquita RC, Bongers F. The role of land-use history in driving successional pathways and its implications for the restoration of tropical forests. *Biological Reviews* (2021) 96:1114-1134.
- Jentsch A, et al. Disturbances and disturbance regimes. In: *Disturbance ecology* (2022): Springer. 11-40.
- Jiagho ER, Banoho L. Facteurs de déforestation et de la dégradation du couvert ligneux dans le Parc National de Waza et sa périphérie, Cameroun. *Afrique SCIENCE* (2021) 18:14-37.
- Johnson RA, Wichern DW. *Applied multivariate statistical analysis*. (2002).

Références bibliographiques

- Jonathan L, Adeline F, Andyne L, Céline P, Hugues C. Prediction of forest nutrient and moisture regimes from understory vegetation with random forest classification models. *Ecological Indicators* (2022) 144:109446.
- Joshi N, et al. Mapping dynamics of deforestation and forest degradation in tropical forests using radar satellite data. *Environmental Research Letters* (2015) 10:034014.
- Kadi H. La dégradation des parcours dans les zones forestières et pré-forestières : cas de la chênaie dans l'Ouest algérien. Institut National de la Recherche Forestière (INRF). (2000).
- Kadik B. Les espèces ligneuses à usages multiples de la zone méditerranéenne. Rapport de mission. Saragosse. Disponible à l' ENGREF de Montpellier. (1987):41.
- Karamage F, Zhang C, Liu T, Maganda A, Isabwe A. Soil erosion risk assessment in Uganda. *Forests* (2017) 8:52.
- Karger DN, Kessler M, Lehnert M, Jetz W. Limited protection and ongoing loss of tropical cloud forest biodiversity and ecosystems worldwide. *Nature Ecology & Evolution* (2021) 5:854-862.
- Kaya Z, Raynal DJ. Biodiversity and conservation of Turkish forests. *Biological conservation* (2001) 97:131-141.
- Kefif T. Etude préliminaire sur caractérisation morphologique du chene vert (*Quercus Ilex*, L) dans le parc national de theniet el had et le parc régional de ain antar-tissemsilt (2021).
- Kefifa A. Contribution à l'étude et à la cartographie de l'impact des pressions anthropozoogènes et climatiques sur les ressources naturelles des monts de Saïda (Algérie) (2015): Université de Tlemcen-Abou Bekr Belkaid.
- Kimmins JP. Forest ecology. Fishes and forestry: Worldwide watershed interactions and management (2004):17-43.
- Kouba Y. Contribution à l'étude de la filière liège en Algérie. PFE cycle ingénieur, Université Mouloud Memmari de Tizi-Ouzou, Algérie (2005).
- Koutsias N, Allgöwer B, Kalabokidis K, Mallinis G, Balatsos P, Goldammer JG. Fire occurrence zoning from local to global scale in the European Mediterranean basin: implications for multi-scale fire management and policy. *iForest-Biogeosciences and Forestry* (2015) 9:195.
- Kumar R, Kumar A, Saikia P. Deforestation and forests degradation impacts on the environment. In: *Environmental degradation: Challenges and strategies for mitigation* (2022): Springer. 19-46.
- Labani A. Cartographie écologique et évaluation permanente des ressources naturelles et des espaces productifs dans la wilaya de Saida (2005): Ph. D. Thesis, Sidi Bel Abbes University.
- Ladier J, Boisseau B. Typologie des stations forestières du massif Sainte Victoire. *Forêt Méditerranéenne* (1993) 14:275-290.

Références bibliographiques

- Lagarde C, Meyer S, Chassany V, Renard B. Forêt: biodiversité, dynamique et gestion. (2024): Dunod.
- Lal R. Soil erosion and the global carbon budget. *Environment international* (2003) 29:437-450.
- Larson J, Vigren C, Wallerman J, Ågren AM, Appiah Mensah A, Laudon H. Tree growth potential and its relationship with soil moisture conditions across a heterogeneous boreal forest landscape. *Scientific Reports* (2024) 14:10611.
- Laurance WF, Bierregaard RO. Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. (1997): University of Chicago Press.
- Le Hourerou H, de Cooperation Culturelle A. Bioclimatologie et biogéographie des steppes arides du Nord de l'Afrique: diversité biologique, développement durable et désertisation. (1995).
- Leverkus AB, et al. Tamm review: Does salvage logging mitigate subsequent forest disturbances? *Forest Ecology and Management* (2021) 481:118721.
- Li D, Chen X, Tao T, Tan W, Ma L. Quantifying the sheet-rill erosion process along a saturated soil slope. *Catena* (2022) 219:106631.
- Lier M, Köhl M, Korhonen KT, Linser S, Prins K, Talarczyk A. The new EU Forest strategy for 2030: a new understanding of sustainable forest management? *Forests* (2022) 13:245.
- Liiv J, Mefti M, Poolakese M, Rikmann E, Shanskiy M. Innovative Reforestation Strategies to Combat Desertification in Algeria: Insights from the Djelfa Region. *Sustainability* (2025) 17:715.
- Likens GE, Bormann FH, Likens GE, Bormann FH. Ecosystem Analysis. Biogeochemistry of a Forested Ecosystem (1995):1-14.
- Lindenmayer D, Likens G. Effective Ecological Monitoring.,(CSIRO Publishing: Melbourne.). (2010).
- LINRA LdRF, Institut National de la Recherche Agronomique). Études écologiques et sylvicoles sur les chênaies vertes d'Algérie. Alger. (1992).
- Long T, et al. 30 m resolution global annual burned area mapping based on Landsat Images and Google Earth Engine. *Remote Sensing* (2019) 11:489.
- Lozano FD, Schwartz MW. Patterns of rarity and taxonomic group size in plants. *Biological Conservation* (2005) 126:146-154.
- Luo Y, Peng Q, Li K, Gong Y, Liu Y, Han W. Patterns of nitrogen and phosphorus stoichiometry among leaf, stem and root of desert plants and responses to climate and soil factors in Xinjiang, China. *Catena* (2021) 199:105100.
- Magurran AE. Measuring biological diversity. (2003): John Wiley & Sons.

Références bibliographiques

- Maire R, Viollette M. Carte phytogéographique de l'Algérie et de la Tunisie. (1926).
- Malesky DM, et al. Effects of climate change on ecological disturbances. Climate change vulnerability and adaptation in the intermountain region: Part II. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-375. US Department of Agriculture, Forest Service, Fort Collins (2018):199-263.
- Malhi Y, Roberts JT, Betts RA, Killeen TJ, Li W, Nobre CA. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *science* (2008) 319:169-172.
- Mamour I, Naegelen E. Rapport de synthèse scientifique: Gestion environnementale des milieux forestiers (2025): Université Jean Monnet de Saint Etienne.
- Marakova V, Wolak-Tuzimek A, Tučková Z. Corporate social responsibility as a source of competitive advantage in large enterprises. *Journal of Competitiveness* (2021).
- Marín AI, Malak DA, Bastrup-Birk A, Chirici G, Barbati A, Kleeschulte S. Mapping forest condition in Europe: Methodological developments in support to forest biodiversity assessments. *Ecological Indicators* (2021) 128:107839.
- Martín-García J, Barbaro L, Diez JJ, Jactel H. Contribution of poplar plantations to bird conservation in riparian landscapes. *Silva Fennica* (2013) 47.
- Martin-Gousset L, Terracol J, Roux J-P. Habitats et dynamiques de végétation en ubac du Mont-Ventoux—Étude de la Réserve biologique intégrale. *Naturae* (2019) 2019:113-164.
- Martínez SR. Les étages bioclimatiques de la végétation de la Péninsule Ibérique. In: *Anales del Jardín Botánico de Madrid* (1980): Real Jardín Botánico. 251-268.
- Matson PA, Parton WJ, Power AG, Swift MJ. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* (1997) 277:504-509.
- Mebarki F. L'élevage extensif dans les zones steppiques et forestières d'Algérie : enjeux et mutations.
- Thèse de Magistère, Université de Tizi-Ouzou, Département des Sciences Agronomiques. (2007).
- Medail F, Quezel P. Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden* (1997):112-127.
- Meddour R, Meddour-Sahar O, Zeraia L, Mucina L. Syntaxonomic synopsis of the forest and tall scrub vegetation of Northern Algeria. *Lazaroa* (2017) 38:127-163.
- Medjahdi B. Réponse de la végétation du littoral oranais aux perturbations: cas des monts des Traras (Nordde Tlemcen. Algérie, 309p (2010).
- Miah MD. Re-afforestation. (2021).
- Midekisa A, et al. Mapping land cover change over continental Africa using Landsat and Google Earth Engine cloud computing. *PloS one* (2017) 12:e0184926.

Références bibliographies

- Midekisa A, Senay GB, Wimberly MC. Multisensor earth observations to characterize wetlands and malaria epidemiology in Ethiopia. *Water resources research* (2014) 50:8791-8806.
- Mishra SP, et al. Multivariate statistical data analysis-principal component analysis (PCA). *International Journal of Livestock Research* (2017) 7:60-78.
- Mohamed Amara MA, Mohamed Bouazza MB. The synergistic action of aridity and human impacts on plant biodiversity in the Algerian extreme northwest (tellian plain of maghnia). (2016).
- Montseny M. Active ecological restoration of cold-water corals: techniques, challenges, costs and future directions. *Frontiers in Marine Science* (2021) 8:621151.
- Montserrat-Martí G, Palacio S, Milla R, Giménez-Benavides L. Meristem growth, phenology, and architecture in chamaephytes of the Iberian Peninsula: insights into a largely neglected life form. *Folia Geobotanica* (2011) 46:117-136.
- Moreira F, et al. Landscape–wildfire interactions in southern Europe: implications for landscape management. *Journal of environmental management* (2011) 92:2389-2402.
- Moreno JM, Oechel WC. *The role of fire in Mediterranean-type ecosystems*. (2012): Springer Science & Business Media.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GA, Kent J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* (2000) 403:853-858.
- Nagelkerken I, Connell SD. Ocean acidification drives global reshuffling of ecological communities. *Global Change Biology* (2022) 28:7038-7048.
- Nasrallah Y. Caractérisation de la variabilité morphologique de 21 provenances algériennes de chêne vert (*Quercus rotundifolia* Lam.), évaluation de leur adaptation écologique dans la région semi aride de Saïda (2014): Ecole Nationale Supérieure agronomique-Khalef Abdellah alias Kasdi Merbah.
- Nedjraoui D. Profil fourrager. Université des sciences et de la technologie H. Boumediene (USTHB). Alger (2003).
- Neidermeier A, Zagaria C, Pampanoni V, West T, Verburg P. Mapping opportunities for the use of land management strategies to address fire risk in Europe. *Journal of environmental management* (2023) 346:118941.
- Neuville R, Bates JS, Jonard F. Estimating forest structure from UAV-mounted LiDAR point cloud using machine learning. *Remote sensing* (2021) 13:352.
- Newton A. *Forest ecology and conservation: a handbook of techniques*. (2007): Oxford University Press, USA.
- Nocentini S, Ciancio O, Portoghesi L, Corona P. Historical roots and the evolving science of forest management under a systemic perspective. *Canadian journal of forest research* (2021) 51:163-171.

Références bibliographiques

- O'Sullivan JL, Foster CN, Blanchard W, Florance D, Michael DR, Lindenmayer DB. Reversing habitat loss: An experimental test of the interactive effects of grazing exclusion and surface rock restoration on reptile conservation. *Journal of Applied Ecology* (2023) 60:1778-1789.
- Oikonomou P, Karathanassi V, Andronis V, Papoutsis I. Assessing and Forecasting Natural Regeneration in Mediterranean Landscapes After Wildfires. *Remote Sensing* (2025) 17:897.
- Osman KT. Forest types and their associated soils. In: *Forest Soils: Properties and Management* (2013): Springer. 123-155.
- Osman KT. *Soil degradation, conservation and remediation*. (2014): Springer.
- Ozenda P. *Les végétaux dans la biosphère*. (1982).
- Panwar R, Ober H, Pinkse J. The uncomfortable relationship between business and biodiversity: Advancing research on business strategies for biodiversity protection. *Business Strategy and the Environment* (2023) 32:2554-2566.
- Papadopoulou C-I, Loizou E, Chatzitheodoridis F. Priorities in bioeconomy strategies: a systematic literature review. *Energies* (2022) 15:7258.
- Pardo C. DU RURAL À L'URBAIN. INTÉGRATIONS, USAGES ET GESTIONS DE L'ARBRE DANS LES PAYSAGES DE LA MÉDITERRANÉE NORD-OCCIDENTALE (2005): Université Paul Valéry-Montpellier III.
- Parois S, Van Der Zande L, Knol E, Kemp B, Rodenburg T, Bolhuis J. A multi-suckling system combined with an enriched housing environment during the growing period promotes resilience to various challenges in pigs. *Scientific Reports* (2022) 12:6804.
- Patz JA, Norris D. Land use change and human health. In: *Ecosystems and Land Use Change, 2004* (2004): Blackwell Publishing Ltd. 159-167.
- Penuelas J, et al. Intégration des effets du changement climatique sur les forêts méditerranéennes: observation, expérimentation, modélisation et gestion. *Forêt méditerranéenne* (2010) 31:351-356.
- Peñuelas J, Sardans J. Global change and forest disturbances in the Mediterranean basin: Breakthroughs, knowledge gaps, and recommendations. *Forests* (2021) 12:603.
- Peñuelas J, et al. Impacts of global change on Mediterranean forests and their services. *Forests* (2017) 8:463.
- Petrișor A-I, Ianoș I, Iurea D, Văidianu M-N. Applications of principal component analysis integrated with GIS. *Procedia Environmental Sciences* (2012) 14:247-256.
- Pielke Sr RA, et al. Land use/land cover changes and climate: modeling analysis and observational evidence. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* (2011) 2:828-850.

Références bibliographiques

- Pielou E. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* (1967) 15:177-177.
- Pimm SL. The complexity and stability of ecosystems. *Nature* (1984) 307:321-326.
- Pinson AO, AuBuchon JS. A new method for calculating C factor when projecting future soil loss using the Revised Universal soil loss equation (RUSLE) in semi-arid environments. *Catena* (2023) 226:107067.
- Pollitt T. Faculty of Science and Technology.
- Pompeu J, de Oliveira Portella R. Genetic viability and habitat suitability of the critically endangered southern muriqui (*Brachyteles arachnoides*) in the Atlantic Forest's fragmented landscapes under land use and climate change scenarios. *Climate Change Ecology* (2023) 5:100065.
- Pretty J, Smith D. Social capital in biodiversity conservation and management. *Conservation biology* (2004) 18:631-638.
- Putz FE, Sist P, Fredericksen T, Dykstra D. Reduced-impact logging: challenges and opportunities. *Forest ecology and management* (2008) 256:1427-1433.
- Quézel P. Analysis of the flora of Mediterranean and Saharan Africa. *Annals of the Missouri Botanical Garden* (1978):479-534.
- Quézel P. *Réflexions sur l'évolution de la flore et de la végétation au Maghreb méditerranéen.* (2000): Ibis press Paris.
- Quézel P, Barbero M. Definition and characterization of Mediterranean-type ecosystems. *Ecologia mediterranea* (1982) 8:15-29.
- Quezel P, Barbero M, Loisel R. Les reboisements en région méditerranéenne. Incidences biologiques et économiques. *Forêt méditerranéenne* (1990) 12:103-114.
- Quezel P, Medail F. *Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen.* Edit (2003): Elsevier, Paris. 571p.
- Quezel P, Médail F. Que faut-il entendre par " forêts méditerranéennes"? *Forêt méditerranéenne* (2003) 24:11-31.
- Quézel P, Pesson P. Biogéographie et écologie des conifères sur le pourtour méditerranéen. *Actualités d'écologie forestière.* Gauthier-Villars, Paris (1980):205-255.
- Quézel P, Santa S. *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques.* (1961-1962) Centre nat edn. Paris.
- Ramankutty N, Foley JA. Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global biogeochemical cycles* (1999) 13:997-1027.
- Rameau J-C. *Les études stationnelles forestières en France.* ENGREF Nancy (1986).

Références bibliographiques

- Rameau J-C, Mansion, D., & Dumé, G. Flore forestière française – Guide écologique illustré. IDF.
- (Cet ouvrage développe la notion de mosaïque de stations et l'importance d'adapter les unités de gestion aux conditions écologiques locales). (2000).
- Raven PH. The evolution of Mediterranean floras. In: Mediterranean type ecosystems: origin and structure (1973): Springer. 213-224.
- Razafindrazaka T, St-Jean É, Ratsimbazafy C. Une analyse comparative de la résilience des écosystèmes entrepreneuriaux: Ambositra, Antananarivo, Antsiranana. *Revue de l'Entrepreneuriat/Review of Entrepreneurship* (2023) 2:177-208.
- Reddy M, Singh O, Ahmad PI, Sofi A. Criteria and indicators for assessment of forest degradation in dry-tropical forests of India. *Plant Archives* (09725210) (2021) 21.
- Rehman A, Farooq M, Lee D-J, Siddique KH. Sustainable agricultural practices for food security and ecosystem services. *Environmental Science and Pollution Research* (2022) 29:84076-84095.
- Reid WV, et al. Ecosystems and human well-being-Synthesis: A report of the Millennium Ecosystem Assessment. (2005): Island Press.
- Renard KG, Lane LJ, Foster GR, Laflen JM. Soil loss estimation. In: Soil erosion, conservation, and rehabilitation (2023): CRC Press. 169-202.
- Richardson DM, Pyšek P. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in physical geography* (2006) 30:409-431.
- Richardson JE, et al. Rapid and recent origin of species richness in the Cape flora of South Africa. *Nature* (2001) 412:181-183.
- Ringler AT, et al. Achievements and prospects of global broadband seismographic networks after 30 years of continuous geophysical observations. *Reviews of Geophysics* (2022) 60:e2021RG000749.
- Robert A. Paysages et services écosystémiques: les apports d'une approche croisée pour la connaissance des interrelations nature-sociétés. *Cybergeog: European Journal of Geography* (2018).
- Robine J-M. Ageing populations: We are living longer lives, but are we healthier. *United Nations* (2021) 2.
- Roche PK, Campagne CS, Ganteaume A. Post-fire Recovery Dynamics and Resilience of Ecosystem Services Capacity in Mediterranean-Type Ecosystems. *Ecosystems* (2024) 27:833-847.
- Roleček J, Tichý L, Zelený D, Chytrý M. Modified TWINSpan classification in which the hierarchy respects cluster heterogeneity. *Journal of vegetation science* (2009) 20:596-602.

Références bibliographiques

- Rossetti I, Cogoni D, Calderisi G, Fenu G. Short-Term Effects and Vegetation Response after a Megafire in a Mediterranean Area. *Land* (2022) 11:2328.
- Royer J-M. Petit précis de phytosociologie sigmatiste. (2009): Société Botanique du Centre-Ouest.
- Rundel PW, Arroyo MT, Cowling RM, Keeley JE, Lamont BB, Vargas P. Mediterranean biomes: evolution of their vegetation, floras, and climate. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* (2016) 47:383-407.
- S.A.T.E.C. Etude développement intégré de la daïra de Saida. Rapport technique. (1976):93.
- Saadaoui I, Ilahi H, Rejeb H. Contribution à l'étude de la flore à l'Ouest tunisien: dynamique paysagère et évaluation de la biodiversité floristique de la montagne de Bouchebka.
- Saidi A, Keifa A. Floristic diversity of vascular plants in the Mimouna Forest (north-western Algeria). *Biodiversity: Research and Conservation* (2024) 73:13-22.
- Sakib S. LiDAR Technology-An Overview. *IUP Journal of Electrical & Electronics Engineering* (2022) 15.
- Salgueiro-Simon M. Dynamiques de recolonisation et structuration des petits marais littoraux après dépollérisation: approches croisées (2024): Université de Bretagne occidentale-Brest.
- Sanders SK, van Kleunen M, Allan E, Thakur MP. Effects of extreme drought on the invasion dynamics of by non-native plants. *Trends in Plant Science* (2024).
- Sanz M. UN-REDD, the United Nations programme to reduce emissions from deforestation and forest degradation (2008-2015). *Unasylva* (2016) 67:31.
- Sayer J, et al. Ten principles for a landscape approach to reconciling agriculture, conservation, and other competing land uses. *Proceedings of the national academy of sciences* (2013) 110:8349-8356.
- Scarascia-Mugnozza G, Oswald H, Piussi P, Radoglou K. Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and management* (2000) 132:97-109.
- Seidl R, Turner MG. Post-disturbance reorganization of forest ecosystems in a changing world. *Proceedings of the National Academy of Sciences* (2022) 119:e2202190119.
- Seigue A. La foret circummediterraneenne et ses problemes. (1985a).
- Seigue A. La forêt circumméditerranéenne et ses problèmes. (1985b): Maisonneuve & Larose.
- SELTZER P. Le climat de l'Algérie. *Inst. Météor. et de Phys. du Globe. Alger.* . (1946):219.
- Sevrin É, Saintonge F-X, Schmuck H, Legay M. «Partage d'outils de diagnostic et d'aide à la décision en situation de crise»: synthèse de l'atelier. *Revue forestière française* (2023) 74:281-287.

Références bibliographiques

- Shao T, Qu Y, Du J. A low-cost integrated sensor for measuring tree diameter at breast height (DBH). *Computers and Electronics in Agriculture* (2022) 199:107140.
- Shirazi MA, Boersma L. A unifying quantitative analysis of soil texture. *Soil Science Society of America Journal* (1984) 48:142-147.
- Silvain J-F. Érosion de la biodiversité et fonctionnement des sociétés: du constat aux recommandations. Les enseignements tirés de l'évaluation mondiale réalisée par l'IPBES en 2019. In: *Annales des Mines-Responsabilité et environnement* (2020): Cairn/Softwin. 8-14.
- Simard D, Molokopeeva T, Zhang YQ. Production d'autoreformulations autoamorçées par des apprenants adultes du français et capacité de mémoire de travail. *Canadian Journal of Applied Linguistics* (2021) 24:138-158.
- Simonson WD, Miller E, Jones A, García-Rangel S, Thornton H, McOwen C. Enhancing climate change resilience of ecological restoration—A framework for action. *Perspectives in Ecology and Conservation* (2021) 19:300-310.
- Smith B, Wilson JB. A consumer's guide to evenness indices. *Oikos* (1996):70-82.
- Solomon N, et al. Revitalizing Ethiopia's highland soil degradation: a comprehensive review on land degradation and effective management interventions. *Discover Sustainability* (2024) 5:106.
- Solomou AD, PROUSTOS, N.D., KARTSOS, G. and TSAGARI, K. Effect of climate change on vegetation in mediteranean forets. *International journal of Envrinment, Agriculture and Biotechnology*, 2 (1) : 240-247. (2017).
- Solonenko AM, Podorozhniy SM, Bren OG, Siruk IM, Zhukov OV. Effect of Stand Density and Diversity on the Tree Ratio of Height to Diameter Relationship in the Park Stands of Southern Ukraine. *Ecologia Balkanica* (2021) 13.
- Somerfield P, Clarke K, Warwick R. Simpson index. In: *Encyclopedia of ecology* (2008): Elsevier. 3252-3255.
- Sonderegger T, Pfister S. Global assessment of agricultural productivity losses from soil compaction and water erosion. *Environmental Science & Technology* (2021) 55:12162-12171.
- Souza-Alonso P, Saiz G, García RA, Pauchard A, Ferreira A, Merino A. Post-fire ecological restoration in Latin American forest ecosystems: Insights and lessons from the last two decades. *Forest Ecology and Management* (2022) 509:120083.
- Storch F, et al. Linking structure and species richness to support forest biodiversity monitoring at large scales. *Annals of Forest Science* (2023) 80:3.
- Suárez-Muñoz M, Bonet-García F, Navarro-Cerrillo R, Herrero J, Mina M. Forest management scenarios drive future dynamics of Mediterranean planted pine forests under climate change. *Landscape Ecology* (2023) 38:2069-2084.

Références bibliographiques

- Sublemontier J-H. Classification non supervisée: de la multiplicité des données à la multiplicité des analyses (2012): Université d'Orléans.
- Suding KN, Hobbs RJ. Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. *Trends in ecology & evolution* (2009) 24:271-279.
- Tachikawa T, et al. ASTER global digital elevation model version 2-summary of validation results (2011): NASA.
- Tan C, Xu B, Hong G, Wu X. Integrating habitat risk and landscape resilience in forest protection and restoration planning for biodiversity conservation. *Landscape and Urban Planning* (2024) 248:105111.
- Tapsoba A, Kokou K, Sanou Z. Dynamique spatiale d'occupation du sol à la périphérie du barrage de Bagré au Burkina Faso. *Rev. Ivoi. Sci. Technol* (2023):66-82.
- Terras M. Typologie, cartographie des stations forestières et modélisations des peuplements forestiers. Cas des massifs forestiers de la wilaya de Saida (Algérie) (2011a).
- Terras M. Typologie, cartographie des stations forestières et modélisations des peuplements forestiers. Cas des massifs forestiers de la wilaya de Saida (Algérie) (2011b): UNIVERSITE ABOU BAKR BELKAID TLEMCEN. 401.
- Terras M. Typology, mapping of forest stations and modeling of forest stands. For forests in the province of Saida (2011c).
- Thomas PA, Garcia-Martí X, Mukassabi TA, Tous J. International Biological Flora: *Ceratonia siliqua*: No. 4. *Journal of Ecology* (2024) 112:1885-1922.
- Thompson I, Mackey B, McNulty S, Mosseler A. Forest resilience, biodiversity, and climate change. In: A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series (2009). 1-67.
- Thompson ID, et al. An operational framework for defining and monitoring forest degradation. *Ecology and Society* (2013) 18.
- Thompson JD. Plant evolution in the Mediterranean: insights for conservation. (2020): Oxford University Press, USA.
- Tilman D. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology* (1999) 80:1455-1474.
- Tran LT, Knight CG, O'Neill RV, Smith ER, Riitters KH, Wickham J. Fuzzy decision analysis for integrated environmental vulnerability assessment of the Mid-Atlantic region. *Environmental management* (2002) 29:845-859.

Références bibliographiques

- Turmine V, Binet T, Failler P. L'usage de la télédétection pour l'évaluation économique des écosystèmes marins: application à l'aire marine protégée de Tristão en Guinée. VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement (2012) 11.
- Turner BL, Lambin EF, Reenberg A. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences* (2007) 104:20666-20671.
- Turner MG. Landscape ecology in North America: past, present, and future. *Ecology* (2005) 86:1967-1974.
- Turner MG. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* (2010) 91:2833-2849.
- Tutin T, et al. 1980, 1993. *Flora europaea* (1964) 1:5.
- UNFCCC. United Nations Framework Convention on Climate Change. Report of the conference of the parties on its thirteenth session, The United Nations Climate Change Conference Bali (2007).
- UNFCCC. United Nations Framework Convention on Climate Change. Fact sheet: Reducing emissions from deforestation in developing countries: approaches to stimulate action (2011).
- Valladares F, et al. Global change and Mediterranean forests: current impacts and potential responses. *Forests and global change* (2014):47-75.
- Vallé C, Le Viol I, Nabias J, Princé K, Gosselin F. Tree species identity shapes the relationship between canopy cover and herb-layer species in temperate forests. *Journal of Ecology* (2025) 113:582-597.
- Vasiliev D. The role of biodiversity in ecosystem resilience. In: *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (2022): IOP Publishing. 012012.
- Vásquez-Grandón A, Donoso PJ, Gerding V. Forest degradation: when is a forest degraded? *Forests* (2018) 9:726.
- Viedma O. The influence of topography and fire in controlling landscape composition and structure in Sierra de Gredos (Central Spain). *Landscape Ecology* (2008) 23:657-672.
- VILAIN-CARLOTTI P, LAGE AD. Forêts et sociétés dans les environnements méditerranéens: une ardente vulnérabilité? *Méditerranée. Revue géographique des pays méditerranéens/Journal of Mediterranean geography* (2013):23-32.
- Vitousek PM, Howarth RW. Nitrogen limitation on land and in the sea: how can it occur? *Biogeochemistry* (1991) 13:87-115.
- Wang L, et al. Effects of the rainfall intensity and slope gradient on soil erosion and nitrogen loss on the sloping fields of miyun reservoir. *Plants* (2023) 12:423.

Références bibliographies

- Wang L, Wei F, Tagesson T, Fang Z, Svenning J-C. Transforming forest management through rewilding: Enhancing biodiversity, resilience, and biosphere sustainability under global change. *One Earth* (2025) 8.
- Wani AM, Sahoo G. Forest ecosystem services and biodiversity. *Spatial modeling in forest resources management: Rural livelihood and sustainable development* (2021):529-552.
- Waters R, Allen R, Bastiaanssen W, Tasumi M, Trezza R. Sebal. Surface energy balance algorithms for land. Idaho implementation. *Advanced Training and Users Manual*, Idaho, USA (2002).
- Wisheu IC, Rosenzweig ML, Olsvig-Whittaker L, Shmida A. What makes nutrient-poor Mediterranean heathlands so rich in plant diversity? *Evolutionary Ecology Research* (2000) 2:935-955.
- Xiang B, et al. Automated forest inventory: Analysis of high-density airborne LiDAR point clouds with 3D deep learning. *Remote Sensing of Environment* (2024) 305:114078.
- Xiong M, Leng G, Tang Q. Global analysis of the cover-management factor for soil erosion modeling. *Remote Sensing* (2023) 15:2868.
- Xu R, Wunsch D. Survey of clustering algorithms. *IEEE Transactions on neural networks* (2005) 16:645-678.
- Yan H, et al. Impact of precipitation patterns on biomass and species richness of annuals in a dry steppe. *PLoS One* (2015) 10:e0125300.
- Yedilova A, et al. Evaluating the Status of *Humulus Lupulus* Populations in Kazakhstan: Implications for Conservation, Sustainability and Forest Ecosystem Management. *ES Energy & Environment* (2025) 27:1426.
- Young DJ, Koontz MJ, Weeks J. Optimizing aerial imagery collection and processing parameters for drone-based individual tree mapping in structurally complex conifer forests. *Methods in Ecology and Evolution* (2022) 13:1447-1463.
- Yun Z, Zheng G, Geng Q, Moskal LM, Wu B, Gong P. Dynamic stratification for vertical forest structure using aerial laser scanning over multiple spatial scales. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* (2022) 114:103040.
- Zavala MA. A model of stand dynamics for holm oak-Aleppo pine forests. In: *Ecology of Mediterranean evergreen oak forests* (1999): Springer. 105-117.
- Zhang W-P, et al. Diversified cropping systems with complementary root growth strategies improve crop adaptation to and remediation of hostile soils. *Plant and Soil* (2024) 502:7-30.
- Zhang X, Wang G, Xue B. Changes in vegetation cover and its influencing factors in the inner Mongolia reach of the yellow river basin from 2001 to 2018. *Environmental Research* (2022) 215:114253.
- Zhu Z, Woodcock CE. Object-based cloud and cloud shadow detection in Landsat imagery. *Remote sensing of environment* (2012) 118:83-94.

Références bibliographies
