

DEMOCRATIC AND POPULAR ALGERIAN REPUBLIC

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

MINISTRY OF HIGHER EDUCATION AND SCIENTIFIC RESEARCH

جامعة الشاذلي بن جديد - الطارف

CHADLI BENDJEDID EL TARF UNIVERSITY

كلية علوم الطبيعة والحياة

FACULTY OF NATURE AND LIFE SCIENCES

قسم علوم فلاحية

DEPARTMENT OF AGRONOMY SCIENCES



Mémoire de Fin d'Études

Présenté en vue de l'obtention d'un Diplôme de Master en

« **Ecologie Forestière** »

Thème

Dépérissement du pin maritime dans la région d'El Tarf

Présenté Par : **Faten Boutaba**

Soutenue publiquement le :

devant le jury composé de :

NOM et Prénom	Grade	Etablissement	Qualité
Boutabia Lamia	PR	Université Chadli Bendjedid-El-Tarf	Président
Ayaichia Fethi	MCB	Université Chadli Bendjedid-El-Tarf	Directeur de mémoire
Aouadi Abdallah	MCB	Université Chadli Bendjedid-El-Tarf	Co-Directeur de mémoire
Telailia Salah	PR	Université Chadli Bendjedid-El-Tarf	Examineur

DEMOCRATIC AND POPULAR ALGERIAN REPUBLIC

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

MINISTRY OF HIGHER EDUCATION AND SCIENTIFIC RESEARCH

جامعة الشاذلي بن جديد - الطارف

CHADLI BENDJEDID EL TARF UNIVERSITY

كلية علوم الطبيعة والحياة

FACULTY OF NATURE AND LIFE SCIENCES

قسم علوم فلاحية

DEPARTMENT OF AGRONOMY SCIENCES



Année universitaire : 2025/2026

Remerciements

Avant tout nous adressons nos remerciements à bon Dieu, le tout puissant pour la volonté, la santé et la

Patience qu'il nous a donnée durant cette année d'étude et pour la réalisation de ce travail.

Il est agréable au moment de présenter ce travail d'adresser nos remerciements à notre encadreur Mr

''Dr Ayaichia fethi '' qui a bien voulu diriger ce travail pour

Il est agréable au moment de présenter ce travail d'adresser nos remerciements à notre Co-encadreur

Mr ''Dr Aouadi Abedallah'' qui a bien voulu diriger ce travail.

Tous ses précieux conseils et aides durant toute la période du travail. On le remercie également pour sa patience avec nous et les conditions qui nous ont offert pour mener à bien ce travail

Nous tenons à exprimer notre grande reconnaissance aux personnes de forêt. Nos remerciements toute personne ayant de près ou de loin contribué à la réussite de ce travail



*Nous adressons également nos plus sincères
remerciements aux membres du jury,
’’ Pr Boutabia Lamia’’, et’’ Pr Telailia Salah’’.*

*Nous sommes reconnaissants à tous ceux qui
ont participé et nous ont aidés tout au long de
ce voyage académique. Vos contributions, quelles
qu’elles soient, ont été inestimables. Enfin, nous
remercions nos familles*



Dédicace

*Je dédie ce travail à : A mes parents qui ont
toujours présent pour m'encouragé à
poursuivre mes études, que dieu les garde
A mon frère, A mon sœurs et amis, A toute
ma famille pour leur présence et leur soutien
indéfectible*

TABLE DES MATIÈRES

Section	Titre	Page
	Dédicaces	—
	Remerciements	—
	Résumé (français / anglais)	—
	Liste des abréviations	—
	Table des matières	—
	Liste des figures	—
	Liste des tableaux	—
	Introduction générale	1
 CHAPITRE I SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE		
1.1	Présentation du pin maritime (<i>Pinus pinaster</i> Aiton)	4
1.1.1	Taxonomie	4
1.1.2	Morphologie	5
1.1.3	Écologie	7
1.1.4	Répartition mondiale	7
1.1.5	Répartition en Algérie	8
1.1.6	Rôle dans les reboisements.....	9
1.1.7	Facteurs de vulnérabilité et dépérissement dans la région d'El Tarf	10
	a) Facteurs climatiques	10
	b) Facteurs biotiques	11
	c) Facteurs anthropiques	12
1.2	Le phénomène de dépérissement forestier	13
1.2.1	Définition et cadre conceptuel	13
1.2.2	Symptômes et indicateurs visuels	14
1.2.3		15
1.3	Causes du dépérissement.....	15
1.3.1	Facteurs abiotiques	15

Section	Titre	Page
	a) Sécheresse et stress hydrique	15
	b) Températures extrêmes	16
	c) Incendies de forêt	16
	d) Dégradation des sols	17
1.3.2	Facteurs biotiques	17
	a) Insectes xylophages et scolytes	17
	b) La processionnaire du pin	18
	c) Champignons pathogènes et maladies racinaires	18
1.4	Dépérissement des pins méditerranéens : état des connaissances	19
1.4.1	Études dans le bassin méditerranéen	19
1.4.2	Études en Algérie et au Maghreb.....	20
1.4.3	Utilisation de la télédétection pour le suivi du dépérissement.....	20
1.5	Techniques de diagnostic du dépérissement forestier	21
1.5.1	Observation visuelle et notation de la vitalité	21
1.5.2	Dendrométrie	21
1.5.3	Télédétection	22
1.5.4	Systèmes d'Information Géographique (SIG)	22
CHAPITRE II MATÉRIEL ET MÉTHODES		
2.1	Présentation de la région d'étude	24
2.1.1	Localisation géographique	24
2.1.2	Géomorphologie et relief.....	24
2.1.3	Climatologie	25
2.1.4	Végétation et écosystèmes forestiers	26
2.2	Dispositif d'échantillonnage	27
2.2.1	Origine et nature des données	27
2.2.2	Stratification et critères d'échantillonnage	27
2.2.3	Traitement des données et évaluation du dépérissement	28
2.2.4	Analyses des données	29

Section	Titre	Page
CHAPITRE III RÉSULTATS ET DISCUSSION		
3.1	Distribution spatiale des superficies dépéries	30
3.2	Cartographie de l'intensité du dépérissement dans le massif d'El Tarf.....	31
3.3	Caractéristiques topographiques des zones de dépérissement.....	33
3.4	Dynamique du dépérissement selon le NDVI	35
3.5	Caractéristiques d'âge des peuplements dépérissant.....	37
3.6	Répartition spatiale des surfaces dépéries.....	38
3.7	Distribution spatiale des arbres dépéris.....	39
3.8	Influence de l'âge sur le dépérissement.....	41
3.9	Structure d'âge des peuplements dépéris par commune.....	42
3.10	Analyse multivariée des facteurs de dépérissement	43
	Conclusion générale	46
	Références bibliographiques	47

LISTE DES FIGURES

N°	Titre de la figure	Page
Figure 01	Pin maritime (<i>Pinus pinaster</i>) — photo originale (2025)	6
Figure 02	Écorce de pin maritime — photo originale (2025)	6
Figure 03	Aire de répartition du pin maritime dans le monde (Quézel & Médail, 2003)	8
Figure 04	Carte de localisation de la wilaya d'El Tarf, Nord-Est algérien (ARFA et al., 2018)	24
Figure 05	Diagramme pluviothermique de Gaussen de la région d'El Kala (1995–2012) (Ayaichia, 2017)	25
Figure 06	Carte de répartition spatiale des superficies dépéries de pin maritime dans la région d'El Tarf	30
Figure 07	Distribution spatiale du nombre de sujets dépéris de pin maritime dans la région d'El Tarf	32
Figure 08	Caractérisation topographique des peuplements de <i>Pinus pinaster</i> dépéris : altitude, exposition et pente dans la région d'El Tarf	34
Figure 09	Évolution diachronique du NDVI moyen et classification du dépérissement de <i>Pinus pinaster</i> par télédétection (2017–2025), région d'El Tarf	36
Figure 10	Distribution de la densité des âges des peuplements de <i>Pinus pinaster</i> dans la région d'El Tarf	37
Figure 11	Surface dépérie (ha) par site forestier dans la région d'El Tarf	38
Figure 12	Nombre de sujets dépéris par site forestier dans la région d'El Tarf	40
Figure 13	Relation entre l'âge du peuplement et la surface dépérie chez <i>Pinus pinaster</i> dans la région d'El Tarf	41
Figure 14	Distribution des âges des peuplements de <i>Pinus pinaster</i> par commune dans la région d'El Tarf	43
Figure 15	Analyse en Composantes Principales (ACP) des facteurs environnementaux associés au dépérissement de <i>Pinus pinaster</i> dans la région d'El Tarf	45

RÉSUMÉ

Cette étude analyse le dépérissement du pin maritime (*Pinus pinaster* Aiton) dans la wilaya d'El Tarf (Nord-Est algérien). Elle s'appuie sur des données phytosanitaires de la Conservation des Forêts (2015–2022), des images satellites (Sentinel-2/Landsat) pour calculer le NDVI diachronique (2017–2025), et des méthodes statistiques multivariées (ACP, régression, densité de noyau).

Les résultats montrent une distribution spatiale hétérogène du dépérissement, avec un épïcéntré marqué dans la partie centrale-occidentale du massif, notamment au site de Draouch (40 ha dépéris, 10 000 sujets morts). Au total, 18 sites ont été inventoriés, couvrant plus de 295 ha de surface dépéris et plus de 60 000 individus affectés.

L'analyse topographique indique que les peuplements les plus vulnérables se situent à basse altitude (< 100 m), sur des terrains plats et des expositions sud (adret), conditions qui aggravent le déficit hydrique estival. L'évolution temporelle du NDVI moyen révèle un stress chronique, avec une valeur minimale de 0,44 en 2021 et une absence de récupération complète jusqu'en 2025.

La distribution des âges, centrée sur 49,41 ans, témoigne de peuplements équiennes issus des reboisements des années 1960-1980, dont la maturité accroît la vulnérabilité. L'analyse en composantes principales (62,9 % de variance expliquée) confirme le caractère multifactoriel du dépérissement, structuré par un gradient opposant les indices NDVI aux variables de stress thermique et hydrique.

Ces résultats s'inscrivent dans le modèle de déclin en spirale de Manion (1981), où le stress hydrique, la sénescence des peuplements, les attaques de scolytes (*Orthotomicus erosus*, *Tomicus* spp.) et les pathogènes fongiques (*Diplodia pinea*, *Armillaria mellea*) agissent de manière synergique.

Cette étude fournit une base scientifique pour prioriser les interventions sylvicoles adaptatives face au changement climatique en Méditerranée.

Mots-clés : *Pinus pinaster*, dépérissement forestier, El Tarf, télédétection, NDVI, ACP, stress hydrique, insectes xylophages, Algérie méditerranéenne.

تتناول هذه الدراسة ظاهرة تدهور الصنوبر البحري (*Pinus pinaster Aiton*) في ولاية الطارف (شمال شرق الجزائر). واعتمدت على المعطيات الصحية الغابية الصادرة عن محافظة الغابات خلال الفترة (2015–2022)، وصور الأقمار الصناعية Sentinel-2 و Landsat لحساب مؤشر الغطاء النباتي المعياري (NDVI) بشكل زمني خلال الفترة (2017–2025)، إضافة إلى استخدام أساليب إحصائية متعددة المتغيرات مثل تحليل المكونات الرئيسية (ACP)، والانحدار، وتحليل كثافة النواة.

أظهرت النتائج وجود توزيع مكاني غير متجانس لظاهرة التدهور، مع بؤرة رئيسية واضحة في الجزء الأوسط الغربي من الكتلة الغابية، خاصة بموقع الدراوش، حيث سُجل تدهور 40 هكتارًا ووفاة حوالي 10,000 شجرة. وقد تم جرد 18 موقعًا متضررًا، تغطي أكثر من 295 هكتارًا من المساحات المتدهورة وأكثر من 60,000 فرد متأثر.

وأوضحت الدراسة الطبوغرافية أن التجمعات الغابية الأكثر هشاشة تقع في المناطق منخفضة الارتفاع (أقل من 100 م)، وعلى الأراضي المستوية والمنحدرات الجنوبية (المعرضة للشمس)، وهي ظروف تزيد من حدة العجز المائي خلال فصل الصيف. كما أظهر التطور الزمني لمتوسط مؤشر NDVI وجود إجهاد مزمن للنباتات، حيث سُجلت أدنى قيمة (0.44) سنة 2021، دون حدوث تعافٍ كامل إلى غاية سنة 2025.

وأبرز توزيع الأعمار، بمتوسط قدره 49.41 سنة، أن أغلب هذه الغابات متجانسة العمر ونتاجت عن عمليات التشجير المنجزة خلال الفترة 1960–1980، مما يزيد من قابليتها للتدهور مع التقدم في العمر. كما أكد تحليل المكونات الرئيسية، الذي فسّر 62.9% من التباين الكلي، الطبيعة متعددة العوامل لهذه الظاهرة، حيث يتقابل تراجع مؤشر NDVI مع مؤشرات الإجهاد الحراري والمائي.

وتتوافق هذه النتائج مع نموذج التدهور الحلزوني لمانيون (1981)، الذي يفسر التدهور من خلال التفاعل المتزامن بين الإجهاد المائي، وشيخوخة الغابات، وهجمات خنافس اللحاء (*Orthotomicus erosus*) و (*Tomicus spp.*، إضافة إلى الفطريات الممرضة (*Diplodia pinea*) و (*Armillaria mellea*).

توفر هذه الدراسة أساسًا علميًا لتحديد أولويات التدخلات الحرجية التكيفية في مواجهة آثار التغير المناخي في منطقة البحر الأبيض المتوسط.

الكلمات المفتاحية: الصنوبر البحري، التدهور الغابي، الطارف، الاستشعار عن بعد، مؤشر NDVI، تحليل المكونات الرئيسية، الإجهاد المائي، الحشرات الخشبية، الجزائر المتوسطية.

Abstract

This study investigates the decline of maritime pine (*Pinus pinaster Aiton*) in the El Tarf region (Northeastern Algeria). It is based on forest health data provided by the Forest Conservation Department (2015–2022), satellite imagery (Sentinel-2 and Landsat) used to calculate diachronic NDVI values (2017–2025), and multivariate statistical methods including Principal Component Analysis (PCA), regression analysis, and kernel density estimation.

The results reveal a heterogeneous spatial distribution of forest decline, with a major hotspot located in the central-western part of the forest massif, particularly at the Draouch site, where 40 hectares were affected and approximately 10,000 trees died. In total, 18 affected sites were identified, covering more than 295 hectares of declining forest and over 60,000 impacted trees.

Topographic analysis showed that the most vulnerable stands are located at low altitudes (<100 m), on flat terrain and south-facing slopes (adret), conditions that intensify summer water deficits. The temporal evolution of the mean NDVI indicates chronic vegetation stress, reaching a minimum value of 0.44 in 2021, with no complete recovery observed by 2025.

The age structure, centered around a mean age of 49.41 years, reflects even-aged stands established through reforestation programs conducted between the 1960s and 1980s. Their increasing maturity contributes to greater vulnerability. Principal Component Analysis, explaining 62.9% of the total variance, confirms the multifactorial nature of the decline process, structured by a gradient opposing NDVI values to thermal and hydric stress variables.

These findings are consistent with Manion's spiral decline model (1981), in which water stress, stand senescence, bark beetle attacks (*Orthotomicus erosus* and *Tomicus* spp.), and fungal pathogens (*Diplodia pinea* and *Armillaria mellea*) interact synergistically to drive forest decline.

This study provides a scientific basis for prioritizing adaptive silvicultural interventions aimed at mitigating the impacts of climate change in Mediterranean forest ecosystems.

Keywords: *Pinus pinaster*, forest decline, El Tarf, remote sensing, NDVI, PCA, water stress, xylophagous insects, Mediterranean Algeria.

Introduction

Les écosystèmes forestiers méditerranéens figurent parmi les milieux naturels les plus remarquables de la planète. Le bassin méditerranéen est en effet reconnu comme l'un des trente-six points chauds (*hotspots*) de la biodiversité mondiale, abritant plus de 25 000 espèces végétales dont environ 13 000 endémiques (Myers et al., 2000). Couvrant environ 82 millions d'hectares, ces forêts assurent des fonctions écosystémiques fondamentales : protection des sols contre l'érosion, régulation du cycle hydrologique, stockage du carbone et maintien des équilibres climatiques régionaux (Quézel & Médail, 2003 ; FAO, 2020). Sur le plan climatique global, ils constituent un puits de carbone non négligeable dont la dégradation ou la disparition se traduirait par une conversion en sources nettes de CO₂, amplifiant ainsi le réchauffement en cours (Pan et al., 2011).

Toutefois, ces écosystèmes sont aujourd'hui soumis à des pressions croissantes et convergentes. Les projections climatiques les plus récentes prévoient, pour le bassin méditerranéen, une hausse des températures moyennes de 1,5 à 4 °C et une réduction des précipitations annuelles de l'ordre de 10 à 30 % d'ici la fin du XXI^e siècle (IPCC, 2021). Ces évolutions favorisent la multiplication des épisodes de sécheresse intense, des incendies de forêt et des phénomènes de dépérissement forestier, remettant en question la stabilité et la résilience à long terme de ces milieux (Lloret et al., 2012 ; Cramer et al., 2018). La compréhension et la gestion de ces phénomènes s'inscrivent dès lors parmi les enjeux scientifiques et opérationnels les plus urgents.

Parmi les essences emblématiques de la région méditerranéenne occidentale, le pin maritime (*Pinus pinaster* Aiton) occupe une place de premier plan, aussi bien sur le plan écologique qu'économique. Espèce pionnière et héliophile, particulièrement adaptée aux substrats siliceux et aux conditions de xéricité modérée, il joue un rôle majeur dans la stabilisation des cordons dunaires côtiers, la lutte contre l'érosion éolienne et la restauration des milieux dégradés par les perturbations (Boudy, 1952 ; Tapias et al., 2001). Sa capacité de régénération naturelle après incendie, conférée par ses cônes sérotineux, lui assure un avantage compétitif dans les paysages méditerranéens perturbés (Tapias et al., 2001 ; Meliani et al., 2021). Sur le plan économique, il constitue une ressource ligneuse d'importance considérable, exploitée pour la production de bois de trituration, de bois de construction et de résine à l'échelle du bassin méditerranéen (Rodríguez-González et al., 2020).

La situation des forêts algériennes illustre de façon particulièrement saisissante la vulnérabilité de ces écosystèmes. Avec environ 4 millions d'hectares de couvert forestier, l'Algérie possède l'un des patrimoines boisés les plus importants d'Afrique du Nord (DGF, 2022), mais ce chiffre contraste avec les estimations historiques qui évaluaient la forêt algérienne à plus de 7 millions d'hectares au début du XX^e siècle (Peyerimhoff, 1941, cité dans Madoui, 2002). La réduction du taux de boisement, passé de 27 % à moins de 11 % du territoire en un siècle, traduit l'ampleur d'une dégradation multifactorielle liée aux incendies récurrents — plus de 100 000 hectares détruits lors du seul été 2021 (DGF, 2021) —, au surpâturage, aux défrichements illégaux et aux effets de la sécheresse chronique (Madoui, 2002 ; Louni, 1994). Le dépérissement forestier touche désormais plusieurs essences emblématiques, parmi lesquelles le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*) dans les Aurès (Bentouati, 2008 ; Kherchouche et al., 2013), le pin d'Alep (*Pinus halepensis*) dans de nombreuses wilayas (Borsali et al., 2012), et le pin maritime dans le Nord-Est du pays.

La situation est particulièrement préoccupante dans la wilaya d'El Tarf, qui abrite, avec 197 031 hectares de superficie forestière représentant 62 % de son territoire (BNEDER, 2008), l'un des massifs forestiers les plus denses d'Algérie. Ce patrimoine exceptionnel, composé de subéraies à chêne-liège (*Quercus suber*), de zénaies à chêne zéen (*Quercus canariensis*) et de pineraies à pin maritime (*Pinus pinaster*), est étroitement associé aux zones humides du Parc National d'El Kala, classé réserve de biosphère par l'UNESCO (Conservation des Forêts d'El Tarf, 2008). Or, au cours des dernières années, les peuplements de pin maritime de cette wilaya ont présenté des signes croissants et alarmants de dépérissement : défoliation progressive, dessèchement des cimes, présence de galeries de scolytes sous les écorces et mortalité par taches d'extension croissante, sous l'effet probable de sécheresses récurrentes, d'incendies répétés et d'attaques d'agents biotiques opportunistes (Meliani et al., 2021 ; Talbi, 2015).

Dans ce contexte d'intensification des changements climatiques et de dégradation progressive des forêts méditerranéennes, l'étude du dépérissement du pin maritime à El Tarf s'impose comme une nécessité scientifique et une urgence gestionnaire. Selon le modèle de déclin en spirale de Manion (1981), ce phénomène résulte de l'interaction de facteurs prédisposants chroniques — déficit hydrique, dégradation des sols, vieillissement des peuplements —, de facteurs d'incitation ponctuels — épisodes de sécheresse sévère, vagues de chaleur, incendies — et de facteurs de contribution biotiques — insectes xylophages,

champignons pathogènes. Démêler la part respective de ces facteurs et en évaluer l'ampleur spatiale représente un enjeu central pour la conservation de cet écosystème.

Le présent travail a ainsi pour objectif général d'analyser le phénomène de dépérissement du pin maritime dans différentes stations représentatives de la wilaya d'El Tarf, en caractérisant ses manifestations, en évaluant son intensité et en déterminant l'influence des facteurs abiotiques et biotiques susceptibles d'y contribuer. L'intégration des observations de terrain, des techniques de dendrométrie, de télédétection (images Sentinel-2 et Landsat) et des Systèmes d'Information Géographique permettra d'appréhender la distribution spatiale du phénomène et d'en améliorer le suivi à différentes échelles. Les résultats attendus fourniront des bases scientifiques pour l'élaboration de stratégies de gestion, de conservation et de restauration adaptées, visant à renforcer la résilience des peuplements de pin maritime face aux changements environnementaux actuels et futurs.

Afin de répondre à la problématique posée et d'atteindre les objectifs fixés, ce mémoire est structuré en trois chapitres principaux, suivis d'une conclusion générale.

Le premier chapitre est consacré à une synthèse bibliographique portant sur le pin maritime (*Pinus pinaster* Aiton) et le phénomène de dépérissement forestier. Il présente notamment la taxonomie, la morphologie, l'écologie et la répartition géographique de cette essence, tant à l'échelle mondiale qu'en Algérie. Ce chapitre aborde également les concepts liés au dépérissement forestier, ses principales manifestations, les facteurs abiotiques et biotiques impliqués dans son développement, ainsi que l'état des connaissances sur ce phénomène dans le bassin méditerranéen et en Algérie.

Le deuxième chapitre décrit le matériel et les méthodes mis en œuvre dans le cadre de cette étude. Il comprend la présentation de la zone d'étude, le choix des stations d'échantillonnage, les paramètres mesurés sur le terrain, les méthodes de collecte des données ainsi que les approches utilisées pour leur traitement et leur analyse.

Le troisième chapitre est consacré à la présentation, à l'analyse et à la discussion des résultats obtenus, en mettant en évidence les variations observées du dépérissement et les facteurs susceptibles d'expliquer sa distribution.

Enfin, une conclusion générale synthétise les principaux résultats de l'étude et propose des perspectives de recherche et de gestion pour une meilleure conservation des peuplements de pin maritime dans la région d'El Tarf.

CHAPITRE I : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

1.1 Présentation du pin maritime (*Pinus pinaster* Aiton)

1.1.1 Taxonomie

Pinus pinaster Aiton est une espèce appartenant à la famille des Pinaceae, l'une des familles de conifères les plus diversifiées et les plus répandues au monde. Sa position taxinomique est établie comme suit (Critchfield & Little, 1966 ; APG IV, 2016) :

Règne : Plantae

Sous-règne : *Tracheobionta* (plantes vasculaires)

Division : *Coniferophyta* (conifères)

Classe : *Pinopsida*

Ordre : *Pinales*

Famille : *Pinaceae*

Genre : *Pinus* L.

Sous-genre : *Pinus* (pins durs, feuilles par fascicules de 2 ou 3)

Section : *Pinus* (sous-section *Pinaster*)

Espèce : *Pinus pinaster* Aiton, 1789

L'épithète spécifique *pinaster* (du latin *pinus* = pin, et *-aster* = sauvage, rustique) signifie littéralement « pin sauvage » ou « pin des rochers » (Boudy, 1952). L'espèce a été décrite pour la première fois par William Aiton dans l'ouvrage *Hortus Kewensis* en 1789, bien que des descriptions antérieures sous le synonyme *Pinus maritima* Mill. soient attestées dès le XVIII^e siècle.

D'un point de vue biogéographique, *P. pinaster* appartient au groupe écologique des pins méditerranéens thermophiles, aux côtés de *Pinus halepensis* Mill. (pin d'Alep), *Pinus brutia* Ten. (pin de Calabre) et *Pinus pinea* L. (pin parasol). Ces quatre espèces constituent l'essentiel des pinèdes méditerranéennes de basse et moyenne altitude (Quézel, 2000 ; Barbero et al., 1998).

Plusieurs sous-espèces ou variétés géographiques de *P. pinaster* ont été proposées, notamment la variété atlantique (Aquitaine, péninsule Ibérique) et la variété méditerranéenne (Maroc, Algérie, Tunisie), présentant des différences morphologiques, physiologiques et de sensibilité au stress hydrique (Correia et al., 2008 ; Santos-del-Blanco et al., 2012).

1.1.2 Morphologie

Pinus pinaster (**figure 01**) est un pin de grand développement, atteignant 20 à 40 mètres de hauteur à maturité (Quézel & Santa, 1963). Son port est variable selon l'âge et les conditions stationnelles : élancé et pyramidal chez les sujets jeunes, étalé et majestueux chez les vieux arbres.

L'écorce est épaisse (5 à 10 cm), profondément crevassée et de couleur brun rougeâtre à gris foncé (**figure 02**), formant des plaques rectangulaires caractéristiques. Cette épaisseur constitue une adaptation remarquable à la résistance aux feux de surface (Pausas, 2015). Chez les jeunes arbres, l'écorce est plus lisse et de teinte rougeâtre.

Les feuilles sont des aiguilles de grande taille (15 à 25 cm, parfois jusqu'à 30 cm), robustes, légèrement torsadées, de couleur vert foncé, groupées par fascicules de deux. La longueur des aiguilles est l'un des caractères les plus distinctifs de l'espèce par rapport aux autres pins méditerranéens (Quézel & Santa, 1963 ; Barbero et al., 1998).

Les cônes (strobiles) sont ovoïdes à coniques, de grande taille (8 à 20 cm de long), symétriques, luisants, brun rougeâtre, persistants sur les rameaux pendant plusieurs années. Chaque écaille porte un umbo proéminent et un mucron robuste. Les cônes peuvent être sérotineux, c'est-à-dire rester fermés jusqu'à l'action de la chaleur d'un incendie, ce qui libère les graines dans un milieu où la concurrence végétale a été éliminée – une adaptation post-feu remarquable (Tapias et al., 2001).

Le système racinaire est pivotant et profond, permettant à l'espèce d'exploiter les réserves en eau des couches profondes du sol. Cette architecture racinaire, bien qu'avantageuse en conditions de sécheresse modérée, peut être altérée dans les reboisements artificiels par le phénomène d'enroulement racinaire, particulièrement fréquent lorsque les plants sont mal préparés en pépinière (Talbi, 2015).



Figure 01 : Pin maritime (Pinus pinaster) (photo originale ,2025)



Figure 02 : Ecorce de pin maritime (photo originale ,2025)

1.1.3 Écologie

Pinus pinaster est une espèce thermophile et héliophile, exigeant une luminosité intense. Elle est intolérante à l'ombrage, ce qui explique sa régression naturelle dans les successions forestières au profit d'espèces plus sciaphiles (Barbero et al., 1998 ; Quézel, 2000).

Du point de vue édaphique, l'espèce présente une nette préférence pour les sols siliceux, sableux ou à dominante sableuse, pauvres en calcaire actif. C'est essentiellement une espèce calcifuge ou acidophile, contrairement au pin d'Alep (*P. halepensis*) qui tolère les substrats calcaires (Boudy, 1952 ; Quézel & Santa, 1963). Cette préférence pour les substrats siliceux explique sa prédominance sur les cordons dunaires sableux du littoral nord-algérien.

Sur le plan bioclimatique, le pin maritime se développe principalement dans les étages subhumide et humide, avec des précipitations annuelles comprises entre 600 et 1 200 mm. Il supporte des températures moyennes annuelles de 10 à 17 °C et résiste aux gelées hivernales modérées (jusqu'à -10 °C, voire -15 °C pour des froids brefs). En Algérie, son optimum se situe dans les bioclimats humide et subhumide à variante fraîche (Quézel & Santa, 1963 ; Ozenda, 2004).

L'espèce présente des adaptations remarquables aux perturbations : ses cônes sérotineux permettent une régénération abondante post-incendie, et son écorce épaisse lui confère une certaine résistance aux feux de surface. Cependant, face à des épisodes de sécheresse répétés et prolongés, *P. pinaster* voit ses capacités de défense immunitaire significativement affaiblies, la rendant vulnérable aux attaques d'insectes xylophages et de champignons pathogènes (Sanguesa-Barreda et al., 2015 ; Allen et al., 2010).

1.1.4 Répartition mondiale

La répartition naturelle du pin maritime couvre l'ensemble du bassin méditerranéen occidental, des îles atlantiques jusqu'aux côtes nord-africaines. L'espèce est présente sur une superficie totale estimée entre 3,5 et 4,5 millions d'hectares, dont la majorité se concentre dans la péninsule Ibérique (environ 2,2 millions ha) et en France (1 million ha dans le massif des Landes) (Rodríguez-González et al., 2020).

L'aire de distribution naturelle du pin maritime (**figure 03**) comprend : la péninsule Ibérique (Espagne, Portugal), où il constitue la principale espèce forestière exploitée ; le sud-ouest de la France (massif landais, Pyrénées, Provence) ; l'Italie (Ligurie, Toscane, Sardaigne) ; la Corse et les îles Baléares ; le Maroc (Rif, Moyen Atlas) ; l'Algérie (littoral nord-oriental) ;

la Tunisie (massifs de Kroumirie) (Barbero et al., 1998 ; Tapias et al., 2001). Des plantations introduites existent également en Australie, Afrique du Sud, Argentine et Nouvelle-Zélande.

Les études sur la différenciation génétique de l'espèce révèlent une importante variabilité infraspécifique, liée aux refuges glaciaires distincts (péninsule Ibérique, Maghreb, Italie) qui ont servi de zones de recolonisation postglaciaire (Burban & Petit, 2003). Cette diversité génétique est d'une importance capitale pour les programmes de conservation et de sélection en vue de l'adaptation au changement climatique.



Figure 03 : Aire de de répartition de pin martine de le monde (Quezel et Medail, 2003).

1.1.5 Répartition en Algérie.

En Algérie, le pin maritime est présent à l'état naturel et en plantation principalement dans le Nord-Est du pays, correspondant à la zone de bioclimat humide et subhumide de la région atlantico-méditerranéenne (Quézel & Santa, 1963 ; Boudy, 1952). Sa distribution est discontinue et fragmentée, liée aux substrats siliceux du littoral oriental.

Les principaux massifs de pin maritime algérien se situent dans les wilayas d'El Tarf, Skikda, Annaba et Guelma. Dans la wilaya d'El Tarf, les peuplements de pin maritime sont particulièrement importants sur le cordon dunaire côtier, s'étendant de Ben M'Hidi à la frontière tunisienne, ainsi que dans plusieurs forêts domaniales (Boumezbeur, 2004 cité dans Meliani et al., 2021). L'espèce colonise également les surfaces incendiées des subéraies, où elle s'est

révélée plus compétitive que le chêne-liège (*Quercus suber*) sur les pentes fortes et les substrats appauvris (Meliani et al., 2021).

La superficie totale des peuplements de pin maritime en Algérie est difficile à estimer précisément du fait de la mixité des peuplements et de l'absence d'un inventaire forestier national actualisé. Les données du BNEDER (2008) pour la seule wilaya d'El Tarf indiquent que le pin maritime constitue une composante significative du cordon forestier côtier, en association avec d'autres espèces de la garrigue littorale. Dans les wilayas voisines, des reboisements artificiels de pin maritime ont été réalisés dans le cadre du Plan National de Reboisement (PNR), notamment à Guelma et Souk Ahras (Talbi, 2015).

1.1.6 Rôle dans les reboisements

Le pin maritime (*Pinus pinaster* Aiton) a occupé une place centrale dans les programmes de reboisement conduits en Algérie au cours de la seconde moitié du XX^e siècle, en raison de sa croissance rapide, de sa plasticité écologique et de sa tolérance aux substrats pauvres et dégradés (Boudy, 1952 ; Quézel & Santa, 1963). Dans le cadre du Plan National de Reboisement (PNR), lancé en 2000 avec pour objectif le reboisement de 1,245 million d'hectares à l'horizon 2020, le pin maritime a été largement mobilisé comme essence pionnière de première installation sur les terrains sableux et les versants érodés du Nord-Est algérien (DGF, 2005). Son utilisation massive en reboisement repose sur plusieurs atouts biologiques reconnus : une germination rapide, une croissance juvénile soutenue, une bonne résistance aux vents littoraux et une capacité avérée à stabiliser les dunes côtières mobiles (Tapias et al., 2001 ; Meliani et al., 2021).

Dans la wilaya d'El Tarf, le pin maritime a été planté principalement sur le cordon dunaire côtier, de Ben M'Hidi jusqu'à la frontière tunisienne, dans l'objectif de fixer les dunes, de protéger les zones agricoles adjacentes et de prévenir l'ensablement des zones humides du Parc National d'El Kala (Conservation des Forêts d'El Tarf, 2008). Ces reboisements, réalisés essentiellement entre les années 1970 et 1990, constituent aujourd'hui des peuplements âgés de 30 à 50 ans, dont la gestion sylvicole a souvent été insuffisante, voire inexistante, en l'absence d'éclaircie, d'entretien ou de renouvellement planifié (Talbi, 2015). Par ailleurs, l'espèce a naturellement colonisé de larges surfaces au sein des subéraies dégradées par les incendies, comme l'a documenté Meliani et al. (2021) dans la subéraie de Haddada, où le pin maritime a progressivement supplanté le chêne-liège (*Quercus suber*) sur les zones brûlées en 1994,

illustrant à la fois son dynamisme post-perturbation et les transformations profondes que son expansion induit sur la composition et la structure des écosystèmes forestiers de la région.

Cependant, si le pin maritime présente d'indéniables qualités pour le reboisement en milieu méditerranéen, son utilisation en plantation monospécifique dense sur substrats sableux pauvres génère des peuplements structurellement fragiles, à faible diversité génétique et fortement exposés aux stress abiotiques et biotiques (Borsali et al., 2012 ; Talbi, 2015).

Des défauts techniques observés lors de certaines opérations de plantation — notamment l'enroulement racinaire des plants issus de sachets de pépinière mal préparés et la non-suppression des sachets plastiques au moment de la mise en terre — ont compromis le développement racinaire d'une fraction significative des plants, réduisant leur ancrage et leur accès aux ressources hydriques profondes (Talbi, 2015). Ces handicaps structurels de départ constituent des facteurs prédisposants majeurs au dépérissement ultérieur des peuplements.

1.1.7 Facteurs de vulnérabilité et dépérissement dans la région d'El Tarf

a) Facteurs climatiques

Le dépérissement du pin maritime dans la région d'El Tarf s'inscrit dans un contexte de modification profonde et progressive des conditions climatiques régionales. Les analyses des séries pluviométriques et thermométriques disponibles pour le Nord-Est algérien révèlent, depuis les années 1980, une tendance significative à la baisse des précipitations annuelles et à l'augmentation des températures estivales moyennes et maximales, conformément aux projections des modèles climatiques pour le bassin méditerranéen (IPCC, 2021 ; Giorgi, 2006). Cette évolution se traduit concrètement par l'allongement et l'intensification de la période de sécheresse estivale, qui constitue le principal facteur de stress hydrique pour les peuplements forestiers de la région (Bréda et al., 2006).

La sécheresse agit sur le pin maritime selon deux mécanismes physiologiques complémentaires et synergiques bien documentés dans la littérature. D'une part, la fermeture prolongée des stomates en réponse au déficit hydrique réduit drastiquement les échanges gazeux et la photosynthèse, entraînant un épuisement progressif des réserves carbonées de l'arbre — phénomène désigné sous le terme de famine carbonée (carbon starvation) (McDowell et al., 2008). D'autre part, la déshydratation des tissus vasculaires provoque la cavitation du xylème, c'est-à-dire la formation d'embolies dans les vaisseaux conducteurs de sève brute, qui interrompt l'alimentation hydrique des parties aériennes et conduit à leur dessèchement progressif

(Hartmann et al., 2015). Ces deux mécanismes, dont les effets se cumulent lors d'épisodes de sécheresse intense et prolongée, aboutissent à une réduction irréversible de la vitalité des arbres et, dans les cas les plus graves, à leur mort (Allen et al., 2010 ; Cailleret et al., 2017).

Sur le cordon dunaire d'El Tarf, la vulnérabilité climatique des peuplements de pin maritime est aggravée par les caractéristiques édaphiques des substrats sableux, dont la très faible capacité de rétention hydrique limite considérablement les réserves en eau disponibles pour les arbres en période estivale (Meliani et al., 2021). L'exposition aux vents marins chauds et desséchants du secteur est-sud-est, fréquents en été, amplifie encore les pertes en eau par évapotranspiration. À l'échelle interannuelle, des épisodes climatiques extrêmes — sécheresses pluriannuelles, vagues de chaleur — constituent des facteurs d'incitation au sens de Manion (1981), déclenchant ou accélérant brutalement un processus de déclin latent, jusqu'alors maintenu sous le seuil de visibilité par les capacités de résilience de l'arbre.

Les incendies de forêt, dont la fréquence et l'intensité sont exacerbées par l'aridification progressive du climat, représentent un facteur perturbateur additionnel majeur : en affaiblissant directement les arbres survivants par les dommages thermiques infligés au cambium et en détruisant la litière et les horizons organiques superficiels du sol, ils réduisent durablement la capacité de régénération des peuplements et amplifient leur vulnérabilité aux stress ultérieurs (Lloret et al., 2012 ; Turco et al., 2017).

b) Facteurs biotiques

Les facteurs biotiques interviennent principalement comme agents de contribution au sens du modèle de Manion (1981), s'attaquant de manière opportuniste aux arbres préalablement affaiblis par les stress climatiques. Dans les pineraies méditerranéennes du Nord-Est algérien, deux groupes d'organismes parasites exercent une pression particulièrement significative sur les peuplements de pin maritime.

Les insectes xylophages, et en premier lieu les scolytes (Coléoptères, Curculionidae, Scolytinae), constituent la principale menace biotique directe pour les pineraies dépérissantes. Parmi les espèces les plus redoutées, *Orthotomicus erosus* (Wollaston, 1857) et les espèces du genre *Tomicus* — notamment *Tomicus piniperda* (L., 1758) et *Tomicus destruens* (Wollaston, 1857) — ont été signalées dans les pinèdes du Nord-Est algérien et ont été documentées comme agents majeurs de mortalité des pins dans l'ensemble du bassin méditerranéen (Sanguesa-Barreda et al., 2015 ; Borsali et al., 2012). Ces insectes exploitent la réduction de la production de résine induite par le stress hydrique : un arbre normalement hydraté produit suffisamment

de résine pour expulser physiquement les insectes perforant son écorce, tandis qu'un arbre stressé, dont la production résinifère peut chuter de plus de 50 %, devient incapable de résister aux attaques et est colonisé avec succès (Hanks, 1999). Les galeries creusées sous l'écorce par les adultes et les larves interrompent la circulation de la sève élaborée dans le phloème, entraînant la mort rapide des arbres infestés.

La chenille processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa* Denis & Schiffermüller, 1775) représente un autre agent biotique de première importance dans les reboisements de pin maritime du Nord-Est algérien. Défoliateur majeur des *Pinus* spp. en région méditerranéenne, ce lépidoptère provoque, lors de pullulations répétées, des défoliations sévères qui réduisent significativement la capacité photosynthétique des arbres, épuisent leurs réserves carbonées et les prédisposent aux attaques ultérieures de scolytes et de champignons pathogènes (Battisti et al., 2005). Dans les reboisements artificiels de pin maritime de la région de Guelma, wilaya limitrophe d'El Tarf, la processionnaire du pin a été identifiée comme un facteur aggravant significatif du dépérissement des jeunes peuplements (Talbi, 2015).

Le réchauffement climatique favorise par ailleurs l'expansion altitudinale et latitudinale de cette espèce vers des zones jusqu'alors épargnées, élargissant ainsi son impact potentiel sur les pineraies algériennes (Battisti et al., 2005).

Sur le plan fongique, plusieurs pathogènes racinaires et foliaires sont susceptibles d'intervenir dans le processus de dépérissement des pineraies d'El Tarf. *Armillaria mellea* sensu lato, responsable de la pourriture blanche des racines et du collet, peut provoquer la mort des arbres par destruction progressive du système racinaire, et son inoculum persiste dans le sol sous forme de rhizomorphes pendant plusieurs décennies, rendant sa gestion particulièrement difficile (Manion, 1981). *Diplodia pinea* (Desm.) Kickx, agent de la maladie des tiges et des cônes des pins, est pour sa part particulièrement virulent sur les arbres soumis à un stress hydrique intense, provoquant le dessèchement rapide des pousses apicales et des cônes (Wyka & Munck, 2019).

c) Facteurs anthropiques

Les facteurs anthropiques exercent une influence déterminante sur la vulnérabilité des peuplements de pin maritime d'El Tarf, en interagissant avec les facteurs climatiques et biotiques pour amplifier et accélérer les processus de dépérissement. Plusieurs types de pressions d'origine humaine ont été identifiés comme particulièrement significatifs dans ce contexte.

Le surpâturage constitue l'une des menaces anthropiques les plus anciennes et les plus documentées pesant sur les forêts du Nord-Est algérien. Le passage répété du bétail sous les pinèdes compacte les horizons superficiels du sol, réduit sa porosité et sa perméabilité, limite l'infiltration des eaux pluviales et diminue la disponibilité en eau pour les racines des arbres (Bréda et al., 2006). Il détruit également la régénération naturelle, compromettant le renouvellement des peuplements après mortalité ou perturbation, et favorise l'érosion par ruissellement sur les substrats sableux littoraux. Ces effets combinés constituent des facteurs prédisposants chroniques au dépérissement, au sens du modèle de Manion (1981).

Les incendies d'origine anthropique, qu'ils soient accidentels ou volontaires, représentent le facteur perturbateur le plus immédiatement destructeur pour les forêts de la région. La wilaya d'El Tarf est régulièrement frappée par des incendies de grande ampleur, dont les effets sur la composition et la structure des peuplements forestiers ont été documentés par Meliani et al. (2021) dans le cas de la subéraie de Haddada. Ces incendies répétés modifient profondément les conditions stationnelles — destruction de la litière, minéralisation accélérée de la matière organique, modification des propriétés physico-chimiques du sol — et altèrent durablement les capacités de résistance des arbres survivants aux stress ultérieurs (Lloret et al., 2012).

La gestion sylvicole déficiente des reboisements artificiels constitue enfin un facteur anthropique de vulnérabilité spécifique aux peuplements issus des programmes de reboisement. L'absence d'éclaircies régulières dans les plantations denses de pin maritime génère une compétition intraspécifique intense pour les ressources en eau et en lumière, qui affaiblit l'ensemble des arbres du peuplement et amplifie leur sensibilité aux stress climatiques et biotiques (Sangüesa-Barreda et al., 2023).

Les défauts techniques de plantation observés dans certains reboisements — enroulement racinaire, non-retrait des sachets plastiques, choix inadapté des provenances — ont durablement compromis le développement racinaire et la vitalité des arbres, constituant un facteur prédisposant structurel au dépérissement à moyen et long terme (Talbi, 2015).

1.2 Le phénomène de dépérissement forestier

1.2.1 Définition et cadre conceptuel

Le terme dépérissement forestier (forest decline ou forest dieback en anglais) désigne un processus de détérioration progressive et souvent irréversible de la santé et de la vitalité des

arbres ou des peuplements forestiers, allant du simple affaiblissement jusqu'à la mort des arbres (Manion, 1981). Il se distingue des dommages ponctuels causés par un seul facteur en ce qu'il résulte généralement d'une cascade d'interactions entre facteurs prédisposants, déclenchants et aggravants.

Le modèle de spirale de déclin (decline spiral) proposé par Manion (1981) est le cadre conceptuel de référence en pathologie forestière. Il distingue trois catégories de facteurs

- **Facteurs prédisposants** : conditions abiotiques chroniquement défavorables (déficit hydrique, carence nutritive, sols compactés, vieillissement des peuplements) qui affaiblissent durablement les défenses naturelles des arbres ;
- **Facteurs d'incitation** : événements climatiques extrêmes ponctuels (sécheresses sévères, vagues de chaleur, épisodes de gel tardif, tempêtes) qui déclenchent ou accélèrent le processus de déclin ;
- **Facteurs de contribution** : agents biotiques opportunistes (insectes xylophages, champignons pathogènes) qui s'attaquent aux arbres déjà affaiblis et précipitent leur mort.

Ce modèle a été largement validé et enrichi par des travaux ultérieurs (Bréda et al., 2006 ; Allen et al., 2010 ; Lloret et al., 2012 ; Cailleret et al., 2017), confirmant la nature multifactorielle et souvent synergique des processus de dépérissement dans les écosystèmes forestiers.

1.2.2 Symptômes et indicateurs visuels

Le dépérissement forestier se manifeste par une série de symptômes visuels observables sur les arbres individuels et à l'échelle du peuplement. Ces symptômes, classés par ordre de gravité croissante, constituent la base des systèmes d'évaluation visuelle utilisés en pathologie forestière (Dobbertin, 2005) :

- **Défoliation** : réduction de la densité du feuillage (exprimée en pourcentage de perte foliaire par rapport à un arbre de référence en pleine santé). Selon la grille européenne de la Commission Économique des Nations Unies (CEE-ONU, 2015), on distingue : stade 0 = défoliation < 10 % (normal) ; stade 1 = 10-25 % (léger) ; stade 2 = 25-60 % (modéré) ; stade 3 = > 60 % (sévère) ; stade 4 = arbre mort ;
- **Décoloration du feuillage** : jaunissement (chlorose), brunissement ou rougissement des aiguilles, indicateurs de dysfonctionnements nutritifs ou hydriques ; Dessèchement en

cime (Dieback) : mort des rameaux et des branches du sommet de la couronne, progressant de haut en bas – signe d'un dysfonctionnement hydrique grave ;

- **Présence de galeries de scolytes** : mise en évidence de systèmes de galeries sous l'écorce, de trous d'émergence et de sciure caractéristiques des insectes xylophages ;
- **Réduction de la croissance radiale** : amincissement des cernes annuels observable en dendrochronologie, reflet de la réponse des arbres aux stress successifs ;
- **Mortalité** : mort complète de l'arbre, identifiée par la perte totale du feuillage, le dessèchement de l'écorce et le début de la décomposition du tronc.

1.2.3 Conséquences écologiques

Les conséquences écologiques du dépérissement forestier sont multiples et potentiellement irréversibles à l'échelle des temps humains. Sur le plan de la biodiversité, la mort d'arbres matures affecte l'ensemble des espèces associées : lichens épiphytes, oiseaux cavicoles, insectes saproxyliques et mammifères forestiers (Pausas & Keeley, 2009). Dans le cas des pineraies méditerranéennes du Nord-Est algérien, la perte de peuplements de pin maritime menace directement des espèces emblématiques comme le cerf de Barbarie (*Cervus elaphus barbarus*), la loutre (*Lutra lutra*) et de nombreuses espèces ornithologiques nichant dans les canopées de pins (Boumezbeur, 2004).

Sur le plan des services écosystémiques, le dépérissement des pineraies côtières d'El Tarf entraîne une déstabilisation des cordons dunaires, une augmentation de l'érosion éolienne et une menace directe sur les zones humides du Parc National d'El Kala classé réserve de biosphère (Meliani et al., 2021). La disparition du couvert forestier favorise également le ruissellement, les inondations et la perte de la fertilité des sols. Enfin, les peuplements dépérissants constituent des réservoirs de matière combustible, augmentant le risque d'incendies de forêt, qui constituent à leur tour un facteur aggravant du dépérissement (Allen et al., 2010 ; Lloret et al., 2012).

1.3 Causes du dépérissement

1.3.1 Facteurs abiotiques

a) Sécheresse et stress hydrique

La sécheresse est unanimement reconnue comme le principal facteur prédisposant du dépérissement forestier dans les écosystèmes méditerranéens (Allen et al., 2010 ; Bréda et al.,

2006). Dans un contexte de changement climatique, les épisodes de sécheresse en Méditerranée se font plus fréquents, plus intenses et plus prolongés, dépassant régulièrement les seuils de tolérance des espèces arborées (IPCC, 2021).

Physiologiquement, la sécheresse induit dans les arbres un double dysfonctionnement : la cavitation du xylème (formation d'embolies dans les vaisseaux conducteurs de sève brute), qui réduit drastiquement les capacités de transport de l'eau, et l'épuisement des réserves carbonées (famine carbonée), résultant de la fermeture prolongée des stomates pour limiter les pertes d'eau (McDowell et al., 2008 ; Hartmann et al., 2015). Ces deux mécanismes, souvent couplés, aboutissent à la mort de l'arbre.

Pour *Pinus pinaster*, des études dendrochronologiques menées dans la péninsule Ibérique ont démontré que les épisodes de sécheresse de la fin du XXe siècle ont entraîné une réduction significative de la croissance radiale et une augmentation de la mortalité dans les peuplements xériques (Lloret et al., 2012 ; Sanguesa-Barreda et al., 2015 ; Martinez-Vilalta et al., 2012). Les modèles climatiques prévoient une aggravation de ces conditions pour le Maghreb, avec une réduction des précipitations de 10 à 30 % d'ici 2100 (IPCC, 2021).

b) Températures extrêmes

Les vagues de chaleur constituent un facteur d'incitation majeur du dépérissement des résineux méditerranéens. Des températures estivales supérieures à 40 °C, de plus en plus fréquentes en Algérie du Nord depuis les années 1990, induisent des dommages directs aux tissus foliaires (brûlures thermiques), augmentent l'évapotranspiration et aggravent le déficit hydrique (Lloret et al., 2012 ; Turco et al., 2017). La conjonction de sécheresse et de chaleur extrême (événements dits hot drought) est considérée comme le scénario le plus létal pour les forêts méditerranéennes (Giorgi, 2006 ; Cramer et al., 2018).

c) Incendies de forêt

Les incendies de forêt exercent un double effet sur la santé des peuplements de pin maritime en Algérie. À court terme, les feux de forte intensité causent la mort immédiate des arbres (mortalité directe). À moyen terme, les feux de surface affaiblissent les arbres survivants en endommageant le cambium à la base du tronc et en réduisant les réserves carbonées, les rendant vulnérables aux attaques d'insectes xylophages (Hanks, 1999 ; Zúñiga-Vásquez et al., 2023).

En Algérie, la fréquence des incendies de forêt dans le Nord-Est est particulièrement élevée. La wilaya d'El Tarf est régulièrement touchée par des incendies de grande ampleur ; celui de 1994 dans la subéraie de Haddada a ainsi initié l'invasion par le pin maritime documentée par Meliani et al. (2021). À l'échelle nationale, plus de 100 000 hectares ont été parcourus par les feux durant le seul été 2021 (DGF, 2021), illustrant la gravité de ce facteur perturbateur.

d) Dégradation des sols

La qualité du sol influence directement la vitalité des peuplements forestiers. Les sols dégradés – compactés par le piétinement du bétail, appauvris en matière organique suite aux incendies répétés ou érodés par le ruissellement – limitent l'alimentation hydrique et minérale des arbres, amplifiant leur vulnérabilité aux stress climatiques (Bréda et al., 2006). Dans les reboisements artificiels de pin maritime sur dunes côtières (substrats sableux pauvres en éléments nutritifs), la nutrition racinaire est particulièrement contrainte (Talbi, 2015)..

1.3.2 Facteurs biotiques

a) Insectes xylophages et scolytes

Les insectes xylophages (Coléoptères) constituent les principaux agents de contribution au dépérissement des pineraies méditerranéennes. Parmi eux, les scolytes (famille Curculionidae, sous-famille Scolytinae) occupent une place prépondérante. Deux espèces sont particulièrement redoutées dans les pineraies méditerranéennes de la péninsule Ibérique et du Maghreb :

Orthotomicus erosus (Wollaston, 1857) : scolyte multivoltin à haute capacité reproductive, colonisant les pins affaiblis sous toutes leurs formes. Sa densité de galeries est directement corrélée au niveau de stress hydrique des arbres hôtes (Sanguesa-Barreda et al., 2015). Cette espèce est présente en Algérie et signalée dans les pineraies du Nord-Est.

Tomicus piniperda (L., 1758) et *Tomicus destruens* (Wollaston, 1857) : dénommés shoot beetles, ces espèces se nourrissent des pousses apicales du pin pendant leur phase de maturation sexuelle, causant des dommages directs à la croissance des arbres avant de coloniser les troncs pour la reproduction (Carle, 1975).

Les mécanismes d'interaction entre sécheresse et scolytes sont bien documentés : la sécheresse réduit la production de résine des pins, leur premier mécanisme de défense contre les perforations des scolytes. Des arbres dont la production de résine est réduite de plus de 50 % par rapport à des arbres sains ne peuvent plus expulser les insectes par flux résineux et sont colonisés avec succès (Hanks, 1999 ; Sangüesa-Barreda et al., 2015 ; Sangüesa-Barreda et al., 2015).

b) La processionnaire du pin

Thaumetopoea pityocampa (Denis & Schiffermüller, 1775), la chenille processionnaire du pin, est l'un des défoliateurs les plus importants des pineraies méditerranéennes. Elle peut affecter tous les pins du genre *Pinus*, mais *P. pinaster* et *P. halepensis* sont parmi ses hôtes préférés. Les défoliations répétées réduisent les réserves carbonées des arbres et fragilisent leur système immunitaire, les prédisposant aux attaques de scolytes et à d'autres pathogènes (Arnaldo et al., 2010 cité dans Carle, 1975).

Dans les reboisements de pin maritime de la région de Guelma (wilaya voisine d'El Tarf), la processionnaire du pin a été signalée comme facteur aggravant du dépérissement de jeunes peuplements (Talbi, 2015). Le réchauffement climatique favorise l'expansion de cette espèce vers des altitudes et des latitudes plus élevées, avec des conséquences potentiellement graves pour les peuplements algériens (Battisti et al., 2005).

c) Champignons pathogènes et maladies racinaires

Plusieurs espèces fongiques sont associées au dépérissement des pins méditerranéens. Parmi les plus significatives :

Armillaria mellea sensu lato : complexe d'espèces de champignons lignicoles responsables de la pourriture blanche des racines et du collet. Ce pathogène, présent dans les sols forestiers méditerranéens, provoque la mort des arbres par destruction du système racinaire et peut persister sous forme de rhizomorphes dans le sol pendant des décennies (Manion, 1981).

Diplodia pinea (ancien *Sphaeropsis sapinea*) : champignon parasite necrotrophique provoquant la maladie des tiges de pins (pine top blight) caractérisée par le dessèchement des pousses et des cônes. Il est particulièrement virulent sur les arbres stressés par la sécheresse (Wyka & Munck, 2019).

Lophodermium pinastri, Cyclaneusma minus et autres champignons foliaires peuvent causer des chutes d'aiguilles prématurées, réduisant la capacité photosynthétique des arbres et contribuant à leur affaiblissement progressif (Dobbertin, 2005).

1.4 Dépérissement des pins méditerranéens : état des connaissances

1.4.1 Études dans le bassin méditerranéen

Le dépérissement du pin maritime a fait l'objet de nombreuses études dans son aire de distribution naturelle, en particulier en péninsule Ibérique et en France. Lloret et al. (2012) ont démontré, à partir d'analyses dendrochronologiques portant sur 31 placettes en Espagne, que les peuplements de *P. pinaster* situés à la limite xérique de leur aire de distribution présentaient des signes de dépérissement irréversible depuis les années 1990, en lien avec l'augmentation des températures estivales et les déficits pluviométriques accrus.

En France, une étude pionnière sur le dépérissement du pin maritime dans la forêt des Pays de Monts (Vendée) a mis en évidence l'influence néfaste des pluies d'hiver et de printemps sur la croissance radiale, ainsi que la présence de deux origines génétiques distinctes (Aquitaine et péninsule Ibérique), avec des différences significatives de résistance au stress (Becker et al., 1991). Cette étude a également démontré que les rapports calcium/sodium et potassium/sodium dans les aiguilles discriminaient les populations dépérissantes des populations saines.

Sanguesa-Barreda et al. (2015) ont analysé les interactions entre sécheresse et scolytes dans des pineraies espagnoles de *P. halepensis* et *P. pinaster*, montrant que les arbres infestés par *Orthotomicus erosus* et *Tomicus piniperda* présentaient une réduction de leur sensibilité climatique à la croissance, interprétée comme une dysfonction physiologique préalable à la mort. Des résultats similaires ont été obtenus par Martinez-Vilalta et al. (2012) dans les Pyrénées, renforçant le paradigme du déclin synergique abiotique-biotique.

Une étude récente de Sangüesa-Barreda et al. (2023), publiée dans *Forest Ecology and Management*, a démontré que la mortalité de *P. pinaster* dans des forêts mixtes ibériques était positivement corrélée à la densité du peuplement et à la distance aux lisières, soulignant l'importance de la compétition intraspécifique comme facteur prédisposant en conditions de stress hydrique.

1.4.2 Études en Algérie et au Maghreb

En Algérie, les études sur le dépérissement des pins sont relativement récentes comparées à la littérature européenne. Borsali et al. (2012) ont étudié le dépérissement du pin d'Alep (*Pinus halepensis*) dans la région de Saida (Algérie occidentale), identifiant le stress hydrique estival et les attaques de *Tomicus destruens* comme principaux facteurs de mortalité. Ces travaux constituent une référence méthodologique pour l'étude du dépérissement des pins algériens.

Le dépérissement du pin maritime dans la région de Guelma a été documenté par Talbi (2015) dans un rapport technique de la Direction Générale des Forêts, portant sur des reboisements artificiels de la commune de Roknia. L'auteur a identifié plusieurs causes concomitantes : les défauts de plantation (enroulement racinaire, collet encore emballé dans les sachets de pépinière), les conditions climatiques défavorables à la régénération de la végétation climacique, et les impacts anthropiques négatifs. Cette étude montre que les reboisements artificiels de pin maritime présentent une fragilité structurelle plus prononcée que les peuplements naturels.

Dans le domaine de la dynamique post-incendie, Meliani et al. (2021) ont montré, pour la subéraie de Haddada (El Tarf), que le pin maritime a profité de l'incendie de 1994 pour coloniser les zones brûlées au détriment du chêne-liège, illustrant à la fois sa forte plasticité post-feu et les interactions complexes entre perturbations et dynamiques forestières au sein du Nord-Est algérien. Cette dynamique d'invasion par le pin maritime des subéraies dégradées constitue un contexte important pour comprendre l'état sanitaire actuel des peuplements de cette espèce dans la région.

Au Maroc, des études dans les subéraies du Rif et de la Maâmora ont documenté le dépérissement du chêne-liège et des pins associés, en lien avec les sécheresses récurrentes, le surpâturage et les attaques fongiques (Benabid, 2000). Ces travaux offrent des éléments de comparaison pertinents pour l'analyse des écosystèmes forestiers algériens.

1.4.3 Utilisation de la télédétection pour le suivi du dépérissement

Les outils de télédétection offrent des possibilités remarquables pour le suivi à grande échelle de la santé forestière. Espinoza-Faustino et al. (2021), dans une étude publiée dans *Science of the Total Environment*, ont utilisé une série temporelle Landsat de 31 ans (1990-2020) sur des peuplements méditerranéens xériques de *P. pinaster* en Espagne pour analyser les liens entre

indices spectraux (NDVI, EVI, SAVI, NMDI, TCW) et le dépérissement évalué sur le terrain. Leurs résultats ont montré que les indices de verdure (NDVI, EVI) et d'humidité (TCW) constituaient de meilleurs indicateurs précoces du dépérissement que les mesures de terrain classiques, détectant la dégradation 5 à 7 ans avant les premiers symptômes visuels.

En Méditerranée occidentale, plusieurs études ont démontré l'efficacité des images Sentinel-2 (résolution 10 m, 12 bandes spectrales) pour cartographier la mortalité forestière avec une précision supérieure à 85 % (Immitzer et al., 2016). L'indice NDWI (Normalized Difference Water Index) et le Red-Edge Chlorophyll Index se sont révélés particulièrement sensibles aux variations de teneur en eau et en chlorophylle des feuilles associées au dépérissement.

1.5 Techniques de diagnostic du dépérissement forestier

1.5.1 Observation visuelle et notation de la vitalité

L'observation visuelle directe constitue la méthode de base pour l'évaluation de l'état sanitaire des peuplements. Elle repose sur la notation de la défoliation (perte foliaire) et de la décoloration selon des grilles standardisées. Le Manuel d'Observation des Forêts de la Commission Économique des Nations Unies pour l'Europe (CEE-ONU/ICP Forests, 2015) définit les protocoles de référence pour l'évaluation visuelle, utilisés dans les réseaux de surveillance forestière européens et adaptés aux contextes méditerranéens.

En Algérie, l'indice de dépérissement utilisé dans les études de terrain est généralement dérivé de la classification européenne : il exprime le pourcentage moyen de défoliation sur un échantillon d'arbres représentatif du peuplement. Un indice de dépérissement supérieur à 25 % est considéré comme un signal d'alarme nécessitant une intervention sylvicole (Dobbertin, 2005).

1.5.2 Dendrométrie

La dendrométrie fournit des indicateurs objectifs et quantifiables de l'état des peuplements forestiers. Les paramètres dendrométriques couramment mesurés dans le cadre des études de dépérissement comprennent : le diamètre à hauteur de poitrine (DHP, mesuré à 1,30 m du sol), la hauteur totale et dominante, la surface terrière du peuplement, la densité (nombre de tiges/ha), l'accroissement radial annuel (par carottage des tiges) et le taux de mortalité (Dobbertin, 2005).

La dendrochronologie – analyse des cernes annuels de croissance – est un outil particulièrement puissant pour reconstituer l'historique des stress subis par les arbres et les relier aux événements

climatiques (épisodes de sécheresse, incendies). Des études de dépérissement sur *P. pinaster* ont utilisé avec succès des carottes de bois pour analyser les variations de croissance en relation avec les chroniques climatiques (Lloret et al., 2012 ; Martinez-Vilalta et al., 2012).

1.5.3 Télédétection

La télédétection spatiale permet une évaluation synoptique et répétée de l'état sanitaire des forêts à des échelles spatiales non accessibles aux méthodes de terrain. Les indices de végétation dérivés d'images satellitaires multispectrales sont les indicateurs les plus utilisés :

- NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) : indice le plus couramment utilisé, sensible à la biomasse foliaire verte et à la chlorophylle. Sa formule est $NDVI = (PIR - R) / (PIR + R)$, où PIR = proche infrarouge et R = rouge ;
- EVI (Enhanced Vegetation Index) : version améliorée du NDVI, moins saturée dans les zones à forte biomasse ;
- NDWI (Normalized Difference Water Index) : sensible à la teneur en eau des feuilles, indicateur précoce du stress hydrique ;
- NBR (Normalized Burn Ratio) : utilisé pour l'évaluation de la sévérité des incendies.

Les satellites Sentinel-2 (ESA, résolution 10-20 m, revisite tous les 5 jours) et Landsat (USGS, résolution 30 m, archives depuis 1972) constituent les sources de données de référence pour le suivi de la santé forestière en Algérie (ASAL, 2022). La combinaison d'analyses multitemporelles de ces données permet de détecter les tendances de dégradation avant l'apparition des symptômes visuels perceptibles au sol.

1.5.4 Systèmes d'Information Géographique (SIG)

Les SIG constituent des outils indispensables pour l'analyse spatiale du dépérissement forestier, permettant de croiser et d'analyser simultanément de multiples couches thématiques : cartes d'occupation du sol, modèles numériques de terrain (pente, exposition, altitude), données climatiques spatialisées, cartes des feux historiques, cartes d'inventaire forestier. Ils permettent également la modélisation de la vulnérabilité spatiale des peuplements et la priorisation des zones d'intervention sylvicole.

En Algérie, l'utilisation des SIG en foresterie est en développement. Des travaux comme ceux de Meliani et al. (2021) sur la cartographie de l'invasion par le pin maritime à El Tarf, ou ceux de Laribi et al. (sur le risque incendie dans le Nord-Est algérien), illustrent le potentiel de

ces approches pour la gestion des forêts algériennes. Le couplage SIG-télédétection constitue aujourd'hui la méthode de référence pour le diagnostic territorial du dépérissement forestier.

CHAPITRE I : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

1.1 Présentation du pin maritime (*Pinus pinaster* Aiton)

1.1.1 Taxonomie

Pinus pinaster Aiton est une espèce appartenant à la famille des Pinaceae, l'une des familles de conifères les plus diversifiées et les plus répandues au monde. Sa position taxinomique est établie comme suit (Critchfield & Little, 1966 ; APG IV, 2016) :

Règne : Plantae

Sous-règne : *Tracheobionta* (plantes vasculaires)

Division : *Coniferophyta* (conifères)

Classe : *Pinopsida*

Ordre : *Pinales*

Famille : *Pinaceae*

Genre : *Pinus* L.

Sous-genre : *Pinus* (pins durs, feuilles par fascicules de 2 ou 3)

Section : *Pinus* (sous-section *Pinaster*)

Espèce : *Pinus pinaster* Aiton, 1789

L'épithète spécifique *pinaster* (du latin *pinus* = pin, et *-aster* = sauvage, rustique) signifie littéralement « pin sauvage » ou « pin des rochers » (Boudy, 1952). L'espèce a été décrite pour la première fois par William Aiton dans l'ouvrage *Hortus Kewensis* en 1789, bien que des descriptions antérieures sous le synonyme *Pinus maritima* Mill. soient attestées dès le XVIII^e siècle.

D'un point de vue biogéographique, *P. pinaster* appartient au groupe écologique des pins méditerranéens thermophiles, aux côtés de *Pinus halepensis* Mill. (pin d'Alep), *Pinus brutia* Ten. (pin de Calabre) et *Pinus pinea* L. (pin parasol). Ces quatre espèces constituent l'essentiel des pinèdes méditerranéennes de basse et moyenne altitude (Quézel, 2000 ; Barbero et al., 1998).

Plusieurs sous-espèces ou variétés géographiques de *P. pinaster* ont été proposées, notamment la variété atlantique (Aquitaine, péninsule Ibérique) et la variété méditerranéenne (Maroc, Algérie, Tunisie), présentant des différences morphologiques, physiologiques et de sensibilité au stress hydrique (Correia et al., 2008 ; Santos-del-Blanco et al., 2012).

1.1.2 Morphologie

Pinus pinaster (**figure 01**) est un pin de grand développement, atteignant 20 à 40 mètres de hauteur à maturité (Quézel & Santa, 1963). Son port est variable selon l'âge et les conditions stationnelles : élancé et pyramidal chez les sujets jeunes, étalé et majestueux chez les vieux arbres.

L'écorce est épaisse (5 à 10 cm), profondément crevassée et de couleur brun rougeâtre à gris foncé (**figure 02**), formant des plaques rectangulaires caractéristiques. Cette épaisseur constitue une adaptation remarquable à la résistance aux feux de surface (Pausas, 2015). Chez les jeunes arbres, l'écorce est plus lisse et de teinte rougeâtre.

Les feuilles sont des aiguilles de grande taille (15 à 25 cm, parfois jusqu'à 30 cm), robustes, légèrement torsadées, de couleur vert foncé, groupées par fascicules de deux. La longueur des aiguilles est l'un des caractères les plus distinctifs de l'espèce par rapport aux autres pins méditerranéens (Quézel & Santa, 1963 ; Barbero et al., 1998).

Les cônes (strobiles) sont ovoïdes à coniques, de grande taille (8 à 20 cm de long), symétriques, luisants, brun rougeâtre, persistants sur les rameaux pendant plusieurs années. Chaque écaille porte un umbo proéminent et un mucron robuste. Les cônes peuvent être sérotineux, c'est-à-dire rester fermés jusqu'à l'action de la chaleur d'un incendie, ce qui libère les graines dans un milieu où la concurrence végétale a été éliminée – une adaptation post-feu remarquable (Tapias et al., 2001).

Le système racinaire est pivotant et profond, permettant à l'espèce d'exploiter les réserves en eau des couches profondes du sol. Cette architecture racinaire, bien qu'avantageuse en conditions de sécheresse modérée, peut être altérée dans les reboisements artificiels par le phénomène d'enroulement racinaire, particulièrement fréquent lorsque les plants sont mal préparés en pépinière (Talbi, 2015).



Figure 01 : Pin maritime (Pinus pinaster) (photo originale ,2025)



Figure 02 : Ecorce de pin maritime (photo originale ,2025)

1.1.3 Écologie

Pinus pinaster est une espèce thermophile et héliophile, exigeant une luminosité intense. Elle est intolérante à l'ombrage, ce qui explique sa régression naturelle dans les successions forestières au profit d'espèces plus sciaphiles (Barbero et al., 1998 ; Quézel, 2000).

Du point de vue édaphique, l'espèce présente une nette préférence pour les sols siliceux, sableux ou à dominante sableuse, pauvres en calcaire actif. C'est essentiellement une espèce calcifuge ou acidophile, contrairement au pin d'Alep (*P. halepensis*) qui tolère les substrats calcaires (Boudy, 1952 ; Quézel & Santa, 1963). Cette préférence pour les substrats siliceux explique sa prédominance sur les cordons dunaires sableux du littoral nord-algérien.

Sur le plan bioclimatique, le pin maritime se développe principalement dans les étages subhumide et humide, avec des précipitations annuelles comprises entre 600 et 1 200 mm. Il supporte des températures moyennes annuelles de 10 à 17 °C et résiste aux gelées hivernales modérées (jusqu'à -10 °C, voire -15 °C pour des froids brefs). En Algérie, son optimum se situe dans les bioclimats humide et subhumide à variante fraîche (Quézel & Santa, 1963 ; Ozenda, 2004).

L'espèce présente des adaptations remarquables aux perturbations : ses cônes sérotineux permettent une régénération abondante post-incendie, et son écorce épaisse lui confère une certaine résistance aux feux de surface. Cependant, face à des épisodes de sécheresse répétés et prolongés, *P. pinaster* voit ses capacités de défense immunitaire significativement affaiblies, la rendant vulnérable aux attaques d'insectes xylophages et de champignons pathogènes (Sanguesa-Barreda et al., 2015 ; Allen et al., 2010).

1.1.4 Répartition mondiale

La répartition naturelle du pin maritime couvre l'ensemble du bassin méditerranéen occidental, des îles atlantiques jusqu'aux côtes nord-africaines. L'espèce est présente sur une superficie totale estimée entre 3,5 et 4,5 millions d'hectares, dont la majorité se concentre dans la péninsule Ibérique (environ 2,2 millions ha) et en France (1 million ha dans le massif des Landes) (Rodríguez-González et al., 2020).

L'aire de distribution naturelle du pin maritime (**figure 03**) comprend : la péninsule Ibérique (Espagne, Portugal), où il constitue la principale espèce forestière exploitée ; le sud-ouest de la France (massif landais, Pyrénées, Provence) ; l'Italie (Ligurie, Toscane, Sardaigne) ; la Corse et les îles Baléares ; le Maroc (Rif, Moyen Atlas) ; l'Algérie (littoral nord-oriental) ;

la Tunisie (massifs de Kroumirie) (Barbero et al., 1998 ; Tapias et al., 2001). Des plantations introduites existent également en Australie, Afrique du Sud, Argentine et Nouvelle-Zélande.

Les études sur la différenciation génétique de l'espèce révèlent une importante variabilité infraspécifique, liée aux refuges glaciaires distincts (péninsule Ibérique, Maghreb, Italie) qui ont servi de zones de recolonisation postglaciaire (Burban & Petit, 2003). Cette diversité génétique est d'une importance capitale pour les programmes de conservation et de sélection en vue de l'adaptation au changement climatique.



Figure 03 : Aire de de répartition de pin martine de le monde (Quezel et Medail, 2003).

1.1.5 Répartition en Algérie.

En Algérie, le pin maritime est présent à l'état naturel et en plantation principalement dans le Nord-Est du pays, correspondant à la zone de bioclimat humide et subhumide de la région atlantico-méditerranéenne (Quézel & Santa, 1963 ; Boudy, 1952). Sa distribution est discontinue et fragmentée, liée aux substrats siliceux du littoral oriental.

Les principaux massifs de pin maritime algérien se situent dans les wilayas d'El Tarf, Skikda, Annaba et Guelma. Dans la wilaya d'El Tarf, les peuplements de pin maritime sont particulièrement importants sur le cordon dunaire côtier, s'étendant de Ben M'Hidi à la frontière tunisienne, ainsi que dans plusieurs forêts domaniales (Boumezbeur, 2004 cité dans Meliani et al., 2021). L'espèce colonise également les surfaces incendiées des subéraies, où elle s'est

révélée plus compétitive que le chêne-liège (*Quercus suber*) sur les pentes fortes et les substrats appauvris (Meliani et al., 2021).

La superficie totale des peuplements de pin maritime en Algérie est difficile à estimer précisément du fait de la mixité des peuplements et de l'absence d'un inventaire forestier national actualisé. Les données du BNEDER (2008) pour la seule wilaya d'El Tarf indiquent que le pin maritime constitue une composante significative du cordon forestier côtier, en association avec d'autres espèces de la garrigue littorale. Dans les wilayas voisines, des reboisements artificiels de pin maritime ont été réalisés dans le cadre du Plan National de Reboisement (PNR), notamment à Guelma et Souk Ahras (Talbi, 2015).

1.1.6 Rôle dans les reboisements

Le pin maritime (*Pinus pinaster* Aiton) a occupé une place centrale dans les programmes de reboisement conduits en Algérie au cours de la seconde moitié du XX^e siècle, en raison de sa croissance rapide, de sa plasticité écologique et de sa tolérance aux substrats pauvres et dégradés (Boudy, 1952 ; Quézel & Santa, 1963). Dans le cadre du Plan National de Reboisement (PNR), lancé en 2000 avec pour objectif le reboisement de 1,245 million d'hectares à l'horizon 2020, le pin maritime a été largement mobilisé comme essence pionnière de première installation sur les terrains sableux et les versants érodés du Nord-Est algérien (DGF, 2005). Son utilisation massive en reboisement repose sur plusieurs atouts biologiques reconnus : une germination rapide, une croissance juvénile soutenue, une bonne résistance aux vents littoraux et une capacité avérée à stabiliser les dunes côtières mobiles (Tapias et al., 2001 ; Meliani et al., 2021).

Dans la wilaya d'El Tarf, le pin maritime a été planté principalement sur le cordon dunaire côtier, de Ben M'Hidi jusqu'à la frontière tunisienne, dans l'objectif de fixer les dunes, de protéger les zones agricoles adjacentes et de prévenir l'ensablement des zones humides du Parc National d'El Kala (Conservation des Forêts d'El Tarf, 2008). Ces reboisements, réalisés essentiellement entre les années 1970 et 1990, constituent aujourd'hui des peuplements âgés de 30 à 50 ans, dont la gestion sylvicole a souvent été insuffisante, voire inexistante, en l'absence d'éclaircie, d'entretien ou de renouvellement planifié (Talbi, 2015). Par ailleurs, l'espèce a naturellement colonisé de larges surfaces au sein des subéraies dégradées par les incendies, comme l'a documenté Meliani et al. (2021) dans la subéraie de Haddada, où le pin maritime a progressivement supplanté le chêne-liège (*Quercus suber*) sur les zones brûlées en 1994,

illustrant à la fois son dynamisme post-perturbation et les transformations profondes que son expansion induit sur la composition et la structure des écosystèmes forestiers de la région.

Cependant, si le pin maritime présente d'indéniables qualités pour le reboisement en milieu méditerranéen, son utilisation en plantation monospécifique dense sur substrats sableux pauvres génère des peuplements structurellement fragiles, à faible diversité génétique et fortement exposés aux stress abiotiques et biotiques (Borsali et al., 2012 ; Talbi, 2015).

Des défauts techniques observés lors de certaines opérations de plantation — notamment l'enroulement racinaire des plants issus de sachets de pépinière mal préparés et la non-suppression des sachets plastiques au moment de la mise en terre — ont compromis le développement racinaire d'une fraction significative des plants, réduisant leur ancrage et leur accès aux ressources hydriques profondes (Talbi, 2015). Ces handicaps structurels de départ constituent des facteurs prédisposants majeurs au dépérissement ultérieur des peuplements.

1.1.7 Facteurs de vulnérabilité et dépérissement dans la région d'El Tarf

a) Facteurs climatiques

Le dépérissement du pin maritime dans la région d'El Tarf s'inscrit dans un contexte de modification profonde et progressive des conditions climatiques régionales. Les analyses des séries pluviométriques et thermométriques disponibles pour le Nord-Est algérien révèlent, depuis les années 1980, une tendance significative à la baisse des précipitations annuelles et à l'augmentation des températures estivales moyennes et maximales, conformément aux projections des modèles climatiques pour le bassin méditerranéen (IPCC, 2021 ; Giorgi, 2006). Cette évolution se traduit concrètement par l'allongement et l'intensification de la période de sécheresse estivale, qui constitue le principal facteur de stress hydrique pour les peuplements forestiers de la région (Bréda et al., 2006).

La sécheresse agit sur le pin maritime selon deux mécanismes physiologiques complémentaires et synergiques bien documentés dans la littérature. D'une part, la fermeture prolongée des stomates en réponse au déficit hydrique réduit drastiquement les échanges gazeux et la photosynthèse, entraînant un épuisement progressif des réserves carbonées de l'arbre — phénomène désigné sous le terme de famine carbonée (carbon starvation) (McDowell et al., 2008). D'autre part, la déshydratation des tissus vasculaires provoque la cavitation du xylème, c'est-à-dire la formation d'embolies dans les vaisseaux conducteurs de sève brute, qui interrompt l'alimentation hydrique des parties aériennes et conduit à leur dessèchement progressif

(Hartmann et al., 2015). Ces deux mécanismes, dont les effets se cumulent lors d'épisodes de sécheresse intense et prolongée, aboutissent à une réduction irréversible de la vitalité des arbres et, dans les cas les plus graves, à leur mort (Allen et al., 2010 ; Cailleret et al., 2017).

Sur le cordon dunaire d'El Tarf, la vulnérabilité climatique des peuplements de pin maritime est aggravée par les caractéristiques édaphiques des substrats sableux, dont la très faible capacité de rétention hydrique limite considérablement les réserves en eau disponibles pour les arbres en période estivale (Meliani et al., 2021). L'exposition aux vents marins chauds et desséchants du secteur est-sud-est, fréquents en été, amplifie encore les pertes en eau par évapotranspiration. À l'échelle interannuelle, des épisodes climatiques extrêmes — sécheresses pluriannuelles, vagues de chaleur — constituent des facteurs d'incitation au sens de Manion (1981), déclenchant ou accélérant brutalement un processus de déclin latent, jusqu'alors maintenu sous le seuil de visibilité par les capacités de résilience de l'arbre.

Les incendies de forêt, dont la fréquence et l'intensité sont exacerbées par l'aridification progressive du climat, représentent un facteur perturbateur additionnel majeur : en affaiblissant directement les arbres survivants par les dommages thermiques infligés au cambium et en détruisant la litière et les horizons organiques superficiels du sol, ils réduisent durablement la capacité de régénération des peuplements et amplifient leur vulnérabilité aux stress ultérieurs (Lloret et al., 2012 ; Turco et al., 2017).

b) Facteurs biotiques

Les facteurs biotiques interviennent principalement comme agents de contribution au sens du modèle de Manion (1981), s'attaquant de manière opportuniste aux arbres préalablement affaiblis par les stress climatiques. Dans les pineraies méditerranéennes du Nord-Est algérien, deux groupes d'organismes parasites exercent une pression particulièrement significative sur les peuplements de pin maritime.

Les insectes xylophages, et en premier lieu les scolytes (Coléoptères, Curculionidae, Scolytinae), constituent la principale menace biotique directe pour les pineraies dépérissantes. Parmi les espèces les plus redoutées, *Orthotomicus erosus* (Wollaston, 1857) et les espèces du genre *Tomicus* — notamment *Tomicus piniperda* (L., 1758) et *Tomicus destruens* (Wollaston, 1857) — ont été signalées dans les pinèdes du Nord-Est algérien et ont été documentées comme agents majeurs de mortalité des pins dans l'ensemble du bassin méditerranéen (Sanguesa-Barreda et al., 2015 ; Borsali et al., 2012). Ces insectes exploitent la réduction de la production de résine induite par le stress hydrique : un arbre normalement hydraté produit suffisamment

de résine pour expulser physiquement les insectes perforant son écorce, tandis qu'un arbre stressé, dont la production résinifère peut chuter de plus de 50 %, devient incapable de résister aux attaques et est colonisé avec succès (Hanks, 1999). Les galeries creusées sous l'écorce par les adultes et les larves interrompent la circulation de la sève élaborée dans le phloème, entraînant la mort rapide des arbres infestés.

La chenille processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa* Denis & Schiffermüller, 1775) représente un autre agent biotique de première importance dans les reboisements de pin maritime du Nord-Est algérien. Défoliateur majeur des *Pinus* spp. en région méditerranéenne, ce lépidoptère provoque, lors de pullulations répétées, des défoliations sévères qui réduisent significativement la capacité photosynthétique des arbres, épuisent leurs réserves carbonées et les prédisposent aux attaques ultérieures de scolytes et de champignons pathogènes (Battisti et al., 2005). Dans les reboisements artificiels de pin maritime de la région de Guelma, wilaya limitrophe d'El Tarf, la processionnaire du pin a été identifiée comme un facteur aggravant significatif du dépérissement des jeunes peuplements (Talbi, 2015).

Le réchauffement climatique favorise par ailleurs l'expansion altitudinale et latitudinale de cette espèce vers des zones jusqu'alors épargnées, élargissant ainsi son impact potentiel sur les pineraies algériennes (Battisti et al., 2005).

Sur le plan fongique, plusieurs pathogènes racinaires et foliaires sont susceptibles d'intervenir dans le processus de dépérissement des pineraies d'El Tarf. *Armillaria mellea* sensu lato, responsable de la pourriture blanche des racines et du collet, peut provoquer la mort des arbres par destruction progressive du système racinaire, et son inoculum persiste dans le sol sous forme de rhizomorphes pendant plusieurs décennies, rendant sa gestion particulièrement difficile (Manion, 1981). *Diplodia pinea* (Desm.) Kickx, agent de la maladie des tiges et des cônes des pins, est pour sa part particulièrement virulent sur les arbres soumis à un stress hydrique intense, provoquant le dessèchement rapide des pousses apicales et des cônes (Wyka & Munck, 2019).

c) Facteurs anthropiques

Les facteurs anthropiques exercent une influence déterminante sur la vulnérabilité des peuplements de pin maritime d'El Tarf, en interagissant avec les facteurs climatiques et biotiques pour amplifier et accélérer les processus de dépérissement. Plusieurs types de pressions d'origine humaine ont été identifiés comme particulièrement significatifs dans ce contexte.

Le surpâturage constitue l'une des menaces anthropiques les plus anciennes et les plus documentées pesant sur les forêts du Nord-Est algérien. Le passage répété du bétail sous les pinèdes compacte les horizons superficiels du sol, réduit sa porosité et sa perméabilité, limite l'infiltration des eaux pluviales et diminue la disponibilité en eau pour les racines des arbres (Bréda et al., 2006). Il détruit également la régénération naturelle, compromettant le renouvellement des peuplements après mortalité ou perturbation, et favorise l'érosion par ruissellement sur les substrats sableux littoraux. Ces effets combinés constituent des facteurs prédisposants chroniques au dépérissement, au sens du modèle de Manion (1981).

Les incendies d'origine anthropique, qu'ils soient accidentels ou volontaires, représentent le facteur perturbateur le plus immédiatement destructeur pour les forêts de la région. La wilaya d'El Tarf est régulièrement frappée par des incendies de grande ampleur, dont les effets sur la composition et la structure des peuplements forestiers ont été documentés par Meliani et al. (2021) dans le cas de la subéraie de Haddada. Ces incendies répétés modifient profondément les conditions stationnelles — destruction de la litière, minéralisation accélérée de la matière organique, modification des propriétés physico-chimiques du sol — et altèrent durablement les capacités de résistance des arbres survivants aux stress ultérieurs (Lloret et al., 2012).

La gestion sylvicole déficiente des reboisements artificiels constitue enfin un facteur anthropique de vulnérabilité spécifique aux peuplements issus des programmes de reboisement. L'absence d'éclaircies régulières dans les plantations denses de pin maritime génère une compétition intraspécifique intense pour les ressources en eau et en lumière, qui affaiblit l'ensemble des arbres du peuplement et amplifie leur sensibilité aux stress climatiques et biotiques (Sangüesa-Barreda et al., 2023).

Les défauts techniques de plantation observés dans certains reboisements — enroulement racinaire, non-retrait des sachets plastiques, choix inadapté des provenances — ont durablement compromis le développement racinaire et la vitalité des arbres, constituant un facteur prédisposant structurel au dépérissement à moyen et long terme (Talbi, 2015).

1.2 Le phénomène de dépérissement forestier

1.2.1 Définition et cadre conceptuel

Le terme dépérissement forestier (*forest decline* ou *forest dieback* en anglais) désigne un processus de détérioration progressive et souvent irréversible de la santé et de la vitalité des

arbres ou des peuplements forestiers, allant du simple affaiblissement jusqu'à la mort des arbres (Manion, 1981). Il se distingue des dommages ponctuels causés par un seul facteur en ce qu'il résulte généralement d'une cascade d'interactions entre facteurs prédisposants, déclenchants et aggravants.

Le modèle de spirale de déclin (decline spiral) proposé par Manion (1981) est le cadre conceptuel de référence en pathologie forestière. Il distingue trois catégories de facteurs

- **Facteurs prédisposants** : conditions abiotiques chroniquement défavorables (déficit hydrique, carence nutritive, sols compactés, vieillissement des peuplements) qui affaiblissent durablement les défenses naturelles des arbres ;
- **Facteurs d'incitation** : événements climatiques extrêmes ponctuels (sécheresses sévères, vagues de chaleur, épisodes de gel tardif, tempêtes) qui déclenchent ou accélèrent le processus de déclin ;
- **Facteurs de contribution** : agents biotiques opportunistes (insectes xylophages, champignons pathogènes) qui s'attaquent aux arbres déjà affaiblis et précipitent leur mort.

Ce modèle a été largement validé et enrichi par des travaux ultérieurs (Bréda et al., 2006 ; Allen et al., 2010 ; Lloret et al., 2012 ; Cailleret et al., 2017), confirmant la nature multifactorielle et souvent synergique des processus de dépérissement dans les écosystèmes forestiers.

1.2.2 Symptômes et indicateurs visuels

Le dépérissement forestier se manifeste par une série de symptômes visuels observables sur les arbres individuels et à l'échelle du peuplement. Ces symptômes, classés par ordre de gravité croissante, constituent la base des systèmes d'évaluation visuelle utilisés en pathologie forestière (Dobbertin, 2005) :

- **Défoliation** : réduction de la densité du feuillage (exprimée en pourcentage de perte foliaire par rapport à un arbre de référence en pleine santé). Selon la grille européenne de la Commission Économique des Nations Unies (CEE-ONU, 2015), on distingue : stade 0 = défoliation < 10 % (normal) ; stade 1 = 10-25 % (léger) ; stade 2 = 25-60 % (modéré) ; stade 3 = > 60 % (sévère) ; stade 4 = arbre mort ;
- **Décoloration du feuillage** : jaunissement (chlorose), brunissement ou rougissement des aiguilles, indicateurs de dysfonctionnements nutritifs ou hydriques ; Dessèchement en

cime (Dieback) : mort des rameaux et des branches du sommet de la couronne, progressant de haut en bas – signe d'un dysfonctionnement hydrique grave ;

- **Présence de galeries de scolytes** : mise en évidence de systèmes de galeries sous l'écorce, de trous d'émergence et de sciure caractéristiques des insectes xylophages ;
- **Réduction de la croissance radiale** : amincissement des cernes annuels observable en dendrochronologie, reflet de la réponse des arbres aux stress successifs ;
- **Mortalité** : mort complète de l'arbre, identifiée par la perte totale du feuillage, le dessèchement de l'écorce et le début de la décomposition du tronc.

1.2.3 Conséquences écologiques

Les conséquences écologiques du dépérissement forestier sont multiples et potentiellement irréversibles à l'échelle des temps humains. Sur le plan de la biodiversité, la mort d'arbres matures affecte l'ensemble des espèces associées : lichens épiphytes, oiseaux cavicoles, insectes saproxyliques et mammifères forestiers (Pausas & Keeley, 2009). Dans le cas des pineraies méditerranéennes du Nord-Est algérien, la perte de peuplements de pin maritime menace directement des espèces emblématiques comme le cerf de Barbarie (*Cervus elaphus barbarus*), la loutre (*Lutra lutra*) et de nombreuses espèces ornithologiques nichant dans les canopées de pins (Boumezbeur, 2004).

Sur le plan des services écosystémiques, le dépérissement des pineraies côtières d'El Tarf entraîne une déstabilisation des cordons dunaires, une augmentation de l'érosion éolienne et une menace directe sur les zones humides du Parc National d'El Kala classé réserve de biosphère (Meliani et al., 2021). La disparition du couvert forestier favorise également le ruissellement, les inondations et la perte de la fertilité des sols. Enfin, les peuplements dépérissants constituent des réservoirs de matière combustible, augmentant le risque d'incendies de forêt, qui constituent à leur tour un facteur aggravant du dépérissement (Allen et al., 2010 ; Lloret et al., 2012).

1.3 Causes du dépérissement

1.3.1 Facteurs abiotiques

a) Sécheresse et stress hydrique

La sécheresse est unanimement reconnue comme le principal facteur prédisposant du dépérissement forestier dans les écosystèmes méditerranéens (Allen et al., 2010 ; Bréda et al.,

2006). Dans un contexte de changement climatique, les épisodes de sécheresse en Méditerranée se font plus fréquents, plus intenses et plus prolongés, dépassant régulièrement les seuils de tolérance des espèces arborées (IPCC, 2021).

Physiologiquement, la sécheresse induit dans les arbres un double dysfonctionnement : la cavitation du xylème (formation d'embolies dans les vaisseaux conducteurs de sève brute), qui réduit drastiquement les capacités de transport de l'eau, et l'épuisement des réserves carbonées (famine carbonée), résultant de la fermeture prolongée des stomates pour limiter les pertes d'eau (McDowell et al., 2008 ; Hartmann et al., 2015). Ces deux mécanismes, souvent couplés, aboutissent à la mort de l'arbre.

Pour *Pinus pinaster*, des études dendrochronologiques menées dans la péninsule Ibérique ont démontré que les épisodes de sécheresse de la fin du XXe siècle ont entraîné une réduction significative de la croissance radiale et une augmentation de la mortalité dans les peuplements xériques (Lloret et al., 2012 ; Sanguesa-Barreda et al., 2015 ; Martinez-Vilalta et al., 2012). Les modèles climatiques prévoient une aggravation de ces conditions pour le Maghreb, avec une réduction des précipitations de 10 à 30 % d'ici 2100 (IPCC, 2021).

b) Températures extrêmes

Les vagues de chaleur constituent un facteur d'incitation majeur du dépérissement des résineux méditerranéens. Des températures estivales supérieures à 40 °C, de plus en plus fréquentes en Algérie du Nord depuis les années 1990, induisent des dommages directs aux tissus foliaires (brûlures thermiques), augmentent l'évapotranspiration et aggravent le déficit hydrique (Lloret et al., 2012 ; Turco et al., 2017). La conjonction de sécheresse et de chaleur extrême (événements dits hot drought) est considérée comme le scénario le plus létal pour les forêts méditerranéennes (Giorgi, 2006 ; Cramer et al., 2018).

c) Incendies de forêt

Les incendies de forêt exercent un double effet sur la santé des peuplements de pin maritime en Algérie. À court terme, les feux de forte intensité causent la mort immédiate des arbres (mortalité directe). À moyen terme, les feux de surface affaiblissent les arbres survivants en endommageant le cambium à la base du tronc et en réduisant les réserves carbonées, les rendant vulnérables aux attaques d'insectes xylophages (Hanks, 1999 ; Zúñiga-Vásquez et al., 2023).

En Algérie, la fréquence des incendies de forêt dans le Nord-Est est particulièrement élevée. La wilaya d'El Tarf est régulièrement touchée par des incendies de grande ampleur ; celui de 1994 dans la subéraie de Haddada a ainsi initié l'invasion par le pin maritime documentée par Meliani et al. (2021). À l'échelle nationale, plus de 100 000 hectares ont été parcourus par les feux durant le seul été 2021 (DGF, 2021), illustrant la gravité de ce facteur perturbateur.

d) Dégradation des sols

La qualité du sol influence directement la vitalité des peuplements forestiers. Les sols dégradés – compactés par le piétinement du bétail, appauvris en matière organique suite aux incendies répétés ou érodés par le ruissellement – limitent l'alimentation hydrique et minérale des arbres, amplifiant leur vulnérabilité aux stress climatiques (Bréda et al., 2006). Dans les reboisements artificiels de pin maritime sur dunes côtières (substrats sableux pauvres en éléments nutritifs), la nutrition racinaire est particulièrement contrainte (Talbi, 2015)..

1.3.2 Facteurs biotiques

a) Insectes xylophages et scolytes

Les insectes xylophages (Coléoptères) constituent les principaux agents de contribution au dépérissement des pineraies méditerranéennes. Parmi eux, les scolytes (famille Curculionidae, sous-famille Scolytinae) occupent une place prépondérante. Deux espèces sont particulièrement redoutées dans les pineraies méditerranéennes de la péninsule Ibérique et du Maghreb :

Orthotomicus erosus (Wollaston, 1857) : scolyte multivoltin à haute capacité reproductive, colonisant les pins affaiblis sous toutes leurs formes. Sa densité de galeries est directement corrélée au niveau de stress hydrique des arbres hôtes (Sanguesa-Barreda et al., 2015). Cette espèce est présente en Algérie et signalée dans les pineraies du Nord-Est.

Tomicus piniperda (L., 1758) et *Tomicus destruens* (Wollaston, 1857) : dénommés shoot beetles, ces espèces se nourrissent des pousses apicales du pin pendant leur phase de maturation sexuelle, causant des dommages directs à la croissance des arbres avant de coloniser les troncs pour la reproduction (Carle, 1975).

Les mécanismes d'interaction entre sécheresse et scolytes sont bien documentés : la sécheresse réduit la production de résine des pins, leur premier mécanisme de défense contre les perforations des scolytes. Des arbres dont la production de résine est réduite de plus de 50 % par rapport à des arbres sains ne peuvent plus expulser les insectes par flux résineux et sont colonisés avec succès (Hanks, 1999 ; Sanguesa-Barreda et al., 2015 ; Sangüesa-Barreda et al., 2015).

b) La processionnaire du pin

Thaumetopoea pityocampa (Denis & Schiffermüller, 1775), la chenille processionnaire du pin, est l'un des défoliateurs les plus importants des pineraies méditerranéennes. Elle peut affecter tous les pins du genre *Pinus*, mais *P. pinaster* et *P. halepensis* sont parmi ses hôtes préférés. Les défoliations répétées réduisent les réserves carbonées des arbres et fragilisent leur système immunitaire, les prédisposant aux attaques de scolytes et à d'autres pathogènes (Arnaldo et al., 2010 cité dans Carle, 1975).

Dans les reboisements de pin maritime de la région de Guelma (wilaya voisine d'El Tarf), la processionnaire du pin a été signalée comme facteur aggravant du dépérissement de jeunes peuplements (Talbi, 2015). Le réchauffement climatique favorise l'expansion de cette espèce vers des altitudes et des latitudes plus élevées, avec des conséquences potentiellement graves pour les peuplements algériens (Battisti et al., 2005).

c) Champignons pathogènes et maladies racinaires

Plusieurs espèces fongiques sont associées au dépérissement des pins méditerranéens. Parmi les plus significatives :

Armillaria mellea sensu lato : complexe d'espèces de champignons lignicoles responsables de la pourriture blanche des racines et du collet. Ce pathogène, présent dans les sols forestiers méditerranéens, provoque la mort des arbres par destruction du système racinaire et peut persister sous forme de rhizomorphes dans le sol pendant des décennies (Manion, 1981).

Diplodia pinea (ancien *Sphaeropsis sapinea*) : champignon parasite necrotrophique provoquant la maladie des tiges de pins (pine top blight) caractérisée par le dessèchement des pousses et des cônes. Il est particulièrement virulent sur les arbres stressés par la sécheresse (Wyka & Munck, 2019).

Lophodermium pinastri, Cyclaneusma minus et autres champignons foliaires peuvent causer des chutes d'aiguilles prématurées, réduisant la capacité photosynthétique des arbres et contribuant à leur affaiblissement progressif (Dobbertin, 2005).

1.4 Dépérissement des pins méditerranéens : état des connaissances

1.4.1 Études dans le bassin méditerranéen

Le dépérissement du pin maritime a fait l'objet de nombreuses études dans son aire de distribution naturelle, en particulier en péninsule Ibérique et en France. Lloret et al. (2012) ont démontré, à partir d'analyses dendrochronologiques portant sur 31 placettes en Espagne, que les peuplements de *P. pinaster* situés à la limite xérique de leur aire de distribution présentaient des signes de dépérissement irréversible depuis les années 1990, en lien avec l'augmentation des températures estivales et les déficits pluviométriques accrus.

En France, une étude pionnière sur le dépérissement du pin maritime dans la forêt des Pays de Monts (Vendée) a mis en évidence l'influence néfaste des pluies d'hiver et de printemps sur la croissance radiale, ainsi que la présence de deux origines génétiques distinctes (Aquitaine et péninsule Ibérique), avec des différences significatives de résistance au stress (Becker et al., 1991). Cette étude a également démontré que les rapports calcium/sodium et potassium/sodium dans les aiguilles discriminaient les populations dépérissantes des populations saines.

Sanguesa-Barreda et al. (2015) ont analysé les interactions entre sécheresse et scolytes dans des pineraies espagnoles de *P. halepensis* et *P. pinaster*, montrant que les arbres infestés par *Orthotomicus erosus* et *Tomicus piniperda* présentaient une réduction de leur sensibilité climatique à la croissance, interprétée comme une dysfonction physiologique préalable à la mort. Des résultats similaires ont été obtenus par Martinez-Vilalta et al. (2012) dans les Pyrénées, renforçant le paradigme du déclin synergique abiotique-biotique.

Une étude récente de Sangüesa-Barreda et al. (2023), publiée dans *Forest Ecology and Management*, a démontré que la mortalité de *P. pinaster* dans des forêts mixtes ibériques était positivement corrélée à la densité du peuplement et à la distance aux lisières, soulignant l'importance de la compétition intraspécifique comme facteur prédisposant en conditions de stress hydrique.

1.4.2 Études en Algérie et au Maghreb

En Algérie, les études sur le dépérissement des pins sont relativement récentes comparées à la littérature européenne. Borsali et al. (2012) ont étudié le dépérissement du pin d'Alep (*Pinus halepensis*) dans la région de Saida (Algérie occidentale), identifiant le stress hydrique estival et les attaques de *Tomicus destruens* comme principaux facteurs de mortalité. Ces travaux constituent une référence méthodologique pour l'étude du dépérissement des pins algériens.

Le dépérissement du pin maritime dans la région de Guelma a été documenté par Talbi (2015) dans un rapport technique de la Direction Générale des Forêts, portant sur des reboisements artificiels de la commune de Roknia. L'auteur a identifié plusieurs causes concomitantes : les défauts de plantation (enroulement racinaire, collet encore emballé dans les sachets de pépinière), les conditions climatiques défavorables à la régénération de la végétation climacique, et les impacts anthropiques négatifs. Cette étude montre que les reboisements artificiels de pin maritime présentent une fragilité structurelle plus prononcée que les peuplements naturels.

Dans le domaine de la dynamique post-incendie, Meliani et al. (2021) ont montré, pour la subéraie de Haddada (El Tarf), que le pin maritime a profité de l'incendie de 1994 pour coloniser les zones brûlées au détriment du chêne-liège, illustrant à la fois sa forte plasticité post-feu et les interactions complexes entre perturbations et dynamiques forestières au sein du Nord-Est algérien. Cette dynamique d'invasion par le pin maritime des subéraies dégradées constitue un contexte important pour comprendre l'état sanitaire actuel des peuplements de cette espèce dans la région.

Au Maroc, des études dans les subéraies du Rif et de la Maâmora ont documenté le dépérissement du chêne-liège et des pins associés, en lien avec les sécheresses récurrentes, le surpâturage et les attaques fongiques (Benabid, 2000). Ces travaux offrent des éléments de comparaison pertinents pour l'analyse des écosystèmes forestiers algériens.

1.4.3 Utilisation de la télédétection pour le suivi du dépérissement

Les outils de télédétection offrent des possibilités remarquables pour le suivi à grande échelle de la santé forestière. Espinoza-Faustino et al. (2021), dans une étude publiée dans *Science of the Total Environment*, ont utilisé une série temporelle Landsat de 31 ans (1990-2020) sur des peuplements méditerranéens xériques de *P. pinaster* en Espagne pour analyser les liens entre

indices spectraux (NDVI, EVI, SAVI, NMDI, TCW) et le dépérissement évalué sur le terrain. Leurs résultats ont montré que les indices de verdure (NDVI, EVI) et d'humidité (TCW) constituaient de meilleurs indicateurs précoces du dépérissement que les mesures de terrain classiques, détectant la dégradation 5 à 7 ans avant les premiers symptômes visuels.

En Méditerranée occidentale, plusieurs études ont démontré l'efficacité des images Sentinel-2 (résolution 10 m, 12 bandes spectrales) pour cartographier la mortalité forestière avec une précision supérieure à 85 % (Immitzer et al., 2016). L'indice NDWI (Normalized Difference Water Index) et le Red-Edge Chlorophyll Index se sont révélés particulièrement sensibles aux variations de teneur en eau et en chlorophylle des feuilles associées au dépérissement.

1.5 Techniques de diagnostic du dépérissement forestier

1.5.1 Observation visuelle et notation de la vitalité

L'observation visuelle directe constitue la méthode de base pour l'évaluation de l'état sanitaire des peuplements. Elle repose sur la notation de la défoliation (perte foliaire) et de la décoloration selon des grilles standardisées. Le Manuel d'Observation des Forêts de la Commission Économique des Nations Unies pour l'Europe (CEE-ONU/ICP Forests, 2015) définit les protocoles de référence pour l'évaluation visuelle, utilisés dans les réseaux de surveillance forestière européens et adaptés aux contextes méditerranéens.

En Algérie, l'indice de dépérissement utilisé dans les études de terrain est généralement dérivé de la classification européenne : il exprime le pourcentage moyen de défoliation sur un échantillon d'arbres représentatif du peuplement. Un indice de dépérissement supérieur à 25 % est considéré comme un signal d'alarme nécessitant une intervention sylvicole (Dobbertin, 2005).

1.5.2 Dendrométrie

La dendrométrie fournit des indicateurs objectifs et quantifiables de l'état des peuplements forestiers. Les paramètres dendrométriques couramment mesurés dans le cadre des études de dépérissement comprennent : le diamètre à hauteur de poitrine (DHP, mesuré à 1,30 m du sol), la hauteur totale et dominante, la surface terrière du peuplement, la densité (nombre de tiges/ha), l'accroissement radial annuel (par carottage des tiges) et le taux de mortalité (Dobbertin, 2005).

La dendrochronologie – analyse des cernes annuels de croissance – est un outil particulièrement puissant pour reconstituer l'historique des stress subis par les arbres et les relier aux événements

climatiques (épisodes de sécheresse, incendies). Des études de dépérissement sur *P. pinaster* ont utilisé avec succès des carottes de bois pour analyser les variations de croissance en relation avec les chroniques climatiques (Lloret et al., 2012 ; Martinez-Vilalta et al., 2012).

1.5.3 Télédétection

La télédétection spatiale permet une évaluation synoptique et répétée de l'état sanitaire des forêts à des échelles spatiales non accessibles aux méthodes de terrain. Les indices de végétation dérivés d'images satellitaires multispectrales sont les indicateurs les plus utilisés :

- NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) : indice le plus couramment utilisé, sensible à la biomasse foliaire verte et à la chlorophylle. Sa formule est $NDVI = (PIR - R) / (PIR + R)$, où PIR = proche infrarouge et R = rouge ;
- EVI (Enhanced Vegetation Index) : version améliorée du NDVI, moins saturée dans les zones à forte biomasse ;
- NDWI (Normalized Difference Water Index) : sensible à la teneur en eau des feuilles, indicateur précoce du stress hydrique ;
- NBR (Normalized Burn Ratio) : utilisé pour l'évaluation de la sévérité des incendies.

Les satellites Sentinel-2 (ESA, résolution 10-20 m, revisite tous les 5 jours) et Landsat (USGS, résolution 30 m, archives depuis 1972) constituent les sources de données de référence pour le suivi de la santé forestière en Algérie (ASAL, 2022). La combinaison d'analyses multitemporelles de ces données permet de détecter les tendances de dégradation avant l'apparition des symptômes visuels perceptibles au sol.

1.5.4 Systèmes d'Information Géographique (SIG)

Les SIG constituent des outils indispensables pour l'analyse spatiale du dépérissement forestier, permettant de croiser et d'analyser simultanément de multiples couches thématiques : cartes d'occupation du sol, modèles numériques de terrain (pente, exposition, altitude), données climatiques spatialisées, cartes des feux historiques, cartes d'inventaire forestier. Ils permettent également la modélisation de la vulnérabilité spatiale des peuplements et la priorisation des zones d'intervention sylvicole.

En Algérie, l'utilisation des SIG en foresterie est en développement. Des travaux comme ceux de Meliani et al. (2021) sur la cartographie de l'invasion par le pin maritime à El Tarf, ou ceux de Laribi et al. (sur le risque incendie dans le Nord-Est algérien), illustrent le potentiel de

ces approches pour la gestion des forêts algériennes. Le couplage SIG-télédétection constitue aujourd'hui la méthode de référence pour le diagnostic territorial du dépérissement forestier.

CHAPITRE II : MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Présentation de la région d'étude

2.1.1 Localisation géographique

La wilaya d'El Tarf est localisée dans l'extrême Nord-Est de l'Algérie, entre les latitudes 36°26'N et 37°01'N et les longitudes 7°50'E et 8°40'E (**Figure 04**). Elle est limitée au nord par la mer Méditerranée sur une façade côtière de 90 km, à l'est par la République Tunisienne, au sud par les wilayas de Guelma et Souk Ahras, et à l'ouest par la wilaya d'Annaba. La wilaya couvre une superficie de 289 175 ha, dont 179 031 ha de superficie forestière, soit un taux de couverture forestière exceptionnel de 62 % (BNEDER, 2008).

Le chef-lieu de wilaya, la ville d'El Tarf (anciennement La Calle), est situé à environ 85 km à l'est d'Annaba et à 700 km à l'est d'Alger. La wilaya comprend onze daïras et vingt-quatre communes, présentant une grande diversité de milieux naturels : littoral méditerranéen, zones humides d'importance internationale, cordons dunaires, massifs forestiers et plaines agricoles.



Figure 04 : Carte de localisation de la wilaya d'El Tarf Nord-Est algérien (ARFA et al. 2018)

2.1.2 Géomorphologie et relief

Le relief de la wilaya d'El Tarf est caractérisé par une succession d'unités morphologiques contrastées, s'étendant du niveau de la mer jusqu'à plus de 1 200 m d'altitude. On distingue, du nord vers le sud : le cordon dunaire côtier (0-20 m), constitué de dunes stabilisées par des peuplements de pin maritime et de chêne-kermès ; les plaines littorales (0-50 m), à vocation essentiellement agricole ; les collines subhumides de moyenne altitude (200-

600 m), support des principales subéraies et pineraies ; les reliefs de Djebel Gourrah et Djebel Dyr (600-1 250 m), couverts de forêts de chênes zéen et de peuplements mixtes (Conservation des Forêts d'El Tarf, 2008).

2.1.3 Climatologie

Le climat est un facteur du milieu très important. Il a une influence directe sur la faune et la flore (**Touati, 2008**). Le complexe des zones humides de la Numidie possède un climat typiquement méditerranéen (**Chaib, 2002**).

La wilaya d'El Tarf bénéficie d'un climat méditerranéen subhumide à humide (**figure 05**), parmi les plus pluvieux d'Algérie. Les précipitations annuelles varient de 700 à plus de 1 200 mm selon l'altitude et l'exposition, avec une saison sèche estivale bien marquée (juin à septembre). Les températures moyennes annuelles oscillent entre 17 et 19 °C en plaine côtière, avec des maxima estivaux pouvant dépasser 38 °C. Les gelées hivernales sont peu fréquentes et de faible intensité sur le littoral (Boudy, 1952 ; Ozenda, 2004).

D'après cet auteur, la température dépend de l'altitude, de la distance du littoral et de la topographie. Les précipitations sont régulées par trois autres facteurs : l'altitude, la longitude (elles augmentent d l'Ouest vers l'Est), et la distance à la mer (**Menai, 2005**).

La région d'El Kala est caractérisée par son appartenance au climat méditerranéen à l'étage de végétation subhumide, connu par une saison humide avec une pluviosité abondante durant l'hiver et une sécheresse durant l'été, avec alternance d'une saison pluvieuse et d'une saison sèche, due à l'action combinée de différents facteurs climatiques. D'une manière générale, le PNEK est située dans le méditerranéen sub-humide caractériser par un hiver doux. En effet les températures les plus basses sont naturellement enregistrées en altitude durant l'hiver au Djebel Ghorra, avec environ 5 à 6 mois de gelée blanche par an.

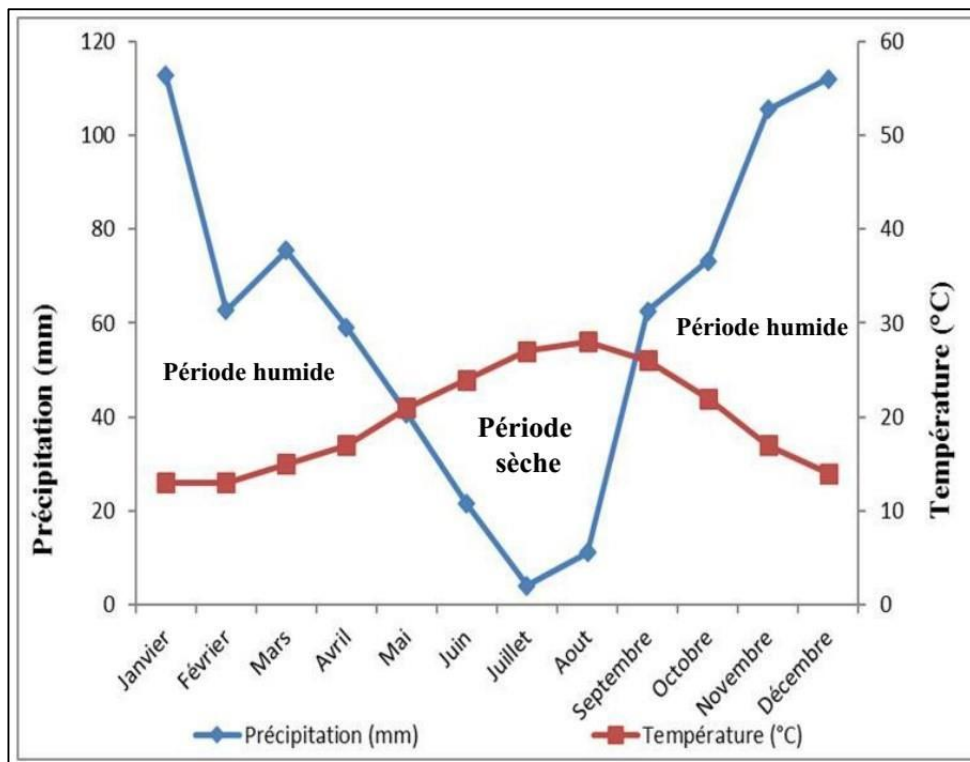


Figure 05 : Diagramme pluviothermique de Gaussen de la région d'El Kala (1995-2012). (Ayaichia, 2017)

2.1.4 Végétation et écosystèmes forestiers

La wilaya d'El Tarf est dotée de l'un des patrimoines forestiers les plus riches d'Algérie, organisé en plusieurs sous-écosystèmes distincts. Selon l'Inventaire Forestier National (BNEDER, 2008), les massifs forestiers couvrent 197 031 ha (62 % du territoire), répartis comme suit :

- **Subéraies à chêne-liège (*Quercus suber*)** : dominant sur environ 40 % de la superficie forestière, en peuplements purs sur les collines et plaines littorales ou en mélange avec le chêne zéen (*Quercus canariensis*) sur les reliefs élevés de Djebel Gourrah et Djebel Dyr ;
- **Pineraies à pin maritime (*Pinus pinaster*)** : principalement sur le cordon dunaire côtier et dans les surfaces post-incendie envahies ;
- **Zénaies à chêne zéen (*Quercus canariensis*)** : sur les versants les plus humides et les reliefs > 600 m ;

- **Formations hygrophiles** : aulnaies, aulnaie-frênaies, ripisylves le long des cours d'eau (Ain Khiair, Oued El-Kébir, Oued Bougous) ;
- **Maquis et garrigues** : formations secondaires liées à la dégradation des forêts par les incendies et le pâturage.

Le Parc National d'El Kala (PNEK), créé en 1983 et classé réserve de biosphère par l'UNESCO en 1990, couvre une superficie de 76 438 ha dans la partie nord-est de la wilaya. Il héberge une biodiversité remarquable, avec plus de 1 300 espèces végétales inventoriées et une avifaune d'importance internationale (DGF, 2022).

2.2. Dispositif d'échantillonnage

2.2.1 Origine et nature des données

Les données utilisées dans cette étude proviennent de la Conservation des Forêts de la wilaya d'El Tarf (Algérie), dans le cadre du suivi phytosanitaire des forêts pour les campagnes allant de 2015 à 2022. L'objectif était de diagnostiquer le dépérissement des principaux peuplements forestiers, en particulier les subéraies à *Quercus suber*, mais également les plantations d'Eucalyptus et de Pin maritime. Au total, 68 relevés ont été exploités, correspondant aux lignes 1 à 68 du tableau fourni. Pour chaque relevé, plusieurs paramètres ont été extraits, notamment les coordonnées géographiques, la commune, le nom de la forêt et le lieu-dit, l'espèce ou les espèces dépériées, la superficie totale du peuplement en hectares, la superficie dépérie en hectares, le nombre de sujets dépéris lorsque celui-ci était renseigné, l'âge du peuplement en années ou par classes d'âge, le type de peuplement (naturel ou artificiel), ainsi que l'ancienneté du dépérissement.

2.2.2 Stratification et critères d'échantillonnage

Un échantillonnage non probabiliste de type raisonné a été mis en œuvre, fondé sur la présence avérée de symptômes de dépérissement tels que la défoliation, le dessèchement des branches ou la mortalité des arbres.

La stratification implicite du dispositif repose sur plusieurs critères directement déduits des données disponibles. Il s'agit notamment de la commune et de la forêt, avec quinze communes concernées telles qu'Asfour, Chihani, Bougous, Zitouna, El Kala ou encore

Berrihenne, et plusieurs massifs forestiers comme la FD Bouabed, la FNF Chihani, Oued Bougous, Djebel Dyr ou Khanguet Aoun. L'espèce principale varie selon les placettes, le chêne liège étant largement majoritaire, mais on trouve également du chêne Zeen, de l'eucalyptus et du pin maritime. L'âge du peuplement est très variable, allant de 7 ans pour certaines plantations d'eucalyptus à plus de 100 ans pour les subéraies matures. La superficie totale du peuplement et la superficie déperie sont également renseignées, la première pouvant aller de 20 à plus de 2172 hectares et la seconde de 1,5 à 500 hectares. L'ancienneté du dépérissement est mentionnée soit par une année précise (2015, 2017, 2021 ou 2022), soit par des durées comme « dix ans » ou « deux années ». Enfin, le type de peuplement, naturel ou artificiel, est signalé respectivement par un astérisque ou par un « x ».

2.2.3 Traitement des données et évaluation du dépérissement

Les relevés ont été réalisés sur le terrain à l'aide de coordonnées géographiques systématiquement renseignées pour chaque point d'observation, sous forme de degrés décimaux ou de degrés minutes secondes.

L'intensité du dépérissement n'étant pas directement codée en classes dans la base de données initiale, elle a été déduite à partir du rapport entre la superficie déperie et la superficie totale du peuplement, ainsi que du nombre de sujets dépéris. Cette approche a permis une classification ultérieure en dépérissement faible lorsque moins de dix pour cent de la surface était touchée, modéré entre dix et trente pour cent, et sévère au-delà de trente pour cent.

Les données ont ensuite été intégrées dans un système d'information géographique, QGIS, à partir des coordonnées fournies, afin de cartographier la répartition spatiale des foyers de dépérissement et d'analyser leur proximité avec d'éventuels facteurs environnementaux. Ces derniers, bien que non présents dans la base de données originale, pourront être croisés ultérieurement avec des couches externes telles que l'altitude, la pente ou l'exposition.

Il convient de souligner qu'aucune placette circulaire standardisée de 500 mètres carrés n'a été utilisée sur le terrain, l'unité d'échantillonnage correspondant ici à une zone homogène de dépérissement identifiée par les agents forestiers, dont la superficie est variable, allant de 1,5 à 500 hectares. Cette approche, bien que moins fine qu'un inventaire systématique, présente

l'avantage de couvrir une large gamme de conditions écologiques et de pressions sanitaires sur l'ensemble de la wilaya d'El Tarf.

2.2.4 Analyses des données

L'analyse des données a été réalisée en plusieurs étapes. Une analyse descriptive a d'abord été conduite pour calculer les effectifs de sujets dépéris par site et par commune, ainsi que la densité des âges des peuplements. Une analyse de la relation entre l'âge du peuplement et la superficie dépérie a ensuite été effectuée à l'aide d'un nuage de points et d'un lissage local. Une analyse comparative entre communes a été menée en calculant les totaux et les moyennes des sujets dépéris par commune. Une analyse en composantes principales a été réalisée afin d'explorer les relations multivariées entre les variables quantitatives disponibles. Les variables actives intégrées dans l'ACP sont la superficie totale du peuplement, la superficie dépérie, le nombre de sujets dépéris, l'âge du peuplement, ainsi que le rapport entre la superficie dépérie et la superficie totale.

Une analyse spatiale a été réalisée à partir des coordonnées géographiques des placettes. Une carte de répartition des foyers de dépérissement a été produite dans un système d'information géographique. Les coordonnées ont été converties en format degrés décimaux, puis projetées dans un système de coordonnées adapté à la zone d'étude. Des classes de dépérissement ont été définies à partir des effectifs de sujets dépéris, puis reportées sur la carte sous forme de cercles proportionnels. L'ensemble de ces analyses a été effectué à l'aide du logiciel R pour les traitements statistiques et de QGIS pour les analyses spatiales.

Chapitre III : Résultats et Discussion

3. 1 Distribution spatiale des foyers de dépérissement de *Pinus pinaster* dans la région d'El Tarf

La carte de distribution spatiale du dépérissement du pin maritime (*Pinus pinaster* Aiton) dans la région d'El Tarf (**figure 06**) met en évidence une répartition hétérogène des foyers affectés. Les zones les plus sévèrement touchées, correspondant aux superficies de 30 à 40 ha, se concentrent principalement dans la partie centrale-occidentale du massif forestier, suggérant l'existence d'un épïcentre du dépérissement.

À l'inverse, les foyers de plus faible superficie (0,3 à 20 ha) sont dispersés en périphérie, notamment vers l'est. Cette distribution non aléatoire indique que le phénomène n'affecte pas uniformément les peuplements et pourrait être lié à des conditions stationnelles locales, telles que l'exposition, la pente, les caractéristiques du sol ou la densité des peuplements.

Ces facteurs peuvent favoriser l'action des contraintes biotiques et abiotiques et expliquer les différences de vulnérabilité observées entre les secteurs du massif.

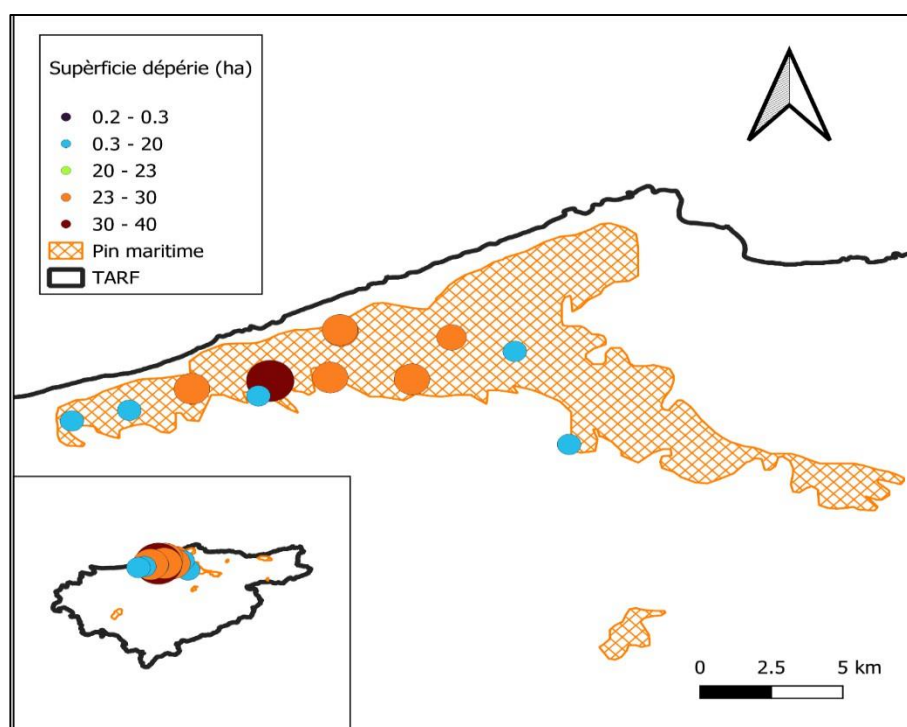


Figure 06 : Carte de répartition spatiale des superficies dépériées de pin maritime dans la région d'El Tarf

La distribution spatiale du dépérissement observée dans la Figure 6 révèle une répartition hétérogène des foyers affectant les peuplements de pin maritime de la région d'El Tarf. La concentration des zones les plus touchées dans la partie centrale du massif pourrait être liée à l'effet combiné du stress hydrique, des températures élevées et de l'action d'agents biotiques tels que les insectes xylophages, facteurs fréquemment associés au dépérissement des forêts méditerranéennes (Lloret et al., 2004 ; Allen et al., 2010). Ces observations concordent avec les travaux réalisés en Algérie et dans le bassin méditerranéen, qui soulignent le rôle déterminant des sécheresses et des ravageurs dans la dégradation des peuplements forestiers (Benabdeli, 1996 ; Chakali et al., 2002).

La présence de foyers secondaires dispersés suggère également une extension progressive du phénomène. Ces résultats mettent en évidence l'intérêt de la télédétection et des systèmes d'information géographique pour le suivi du dépérissement et l'identification des zones prioritaires d'intervention sylvicole (Lausch et al., 2016).

3.2 Cartographie de l'intensité du dépérissement par nombre de sujets affectés dans le massif d'El Tarf

La **Figure 07** met en évidence une répartition spatiale hétérogène du dépérissement du pin maritime (*Pinus pinaster* Aiton) dans la région d'El Tarf. Les foyers les plus sévères, regroupant entre 4 800 et 10 000 sujets dépéris, se concentrent principalement dans la partie centrale du massif, tandis que les foyers intermédiaires (3 300–4 800 sujets), les plus nombreux, sont répartis selon un axe ouest-est.

Les foyers de faible importance (15–2 400 sujets) se localisent surtout en périphérie orientale et dans les extensions méridionales. Cette distribution traduit une intensité variable du dépérissement selon les stations forestières et suggère un stade plus avancé du phénomène dans la zone centrale-occidentale. Le gradient décroissant du nombre de sujets dépéris de l'ouest vers l'est pourrait également refléter une propagation progressive du dépérissement sous l'influence des conditions écologiques locales.

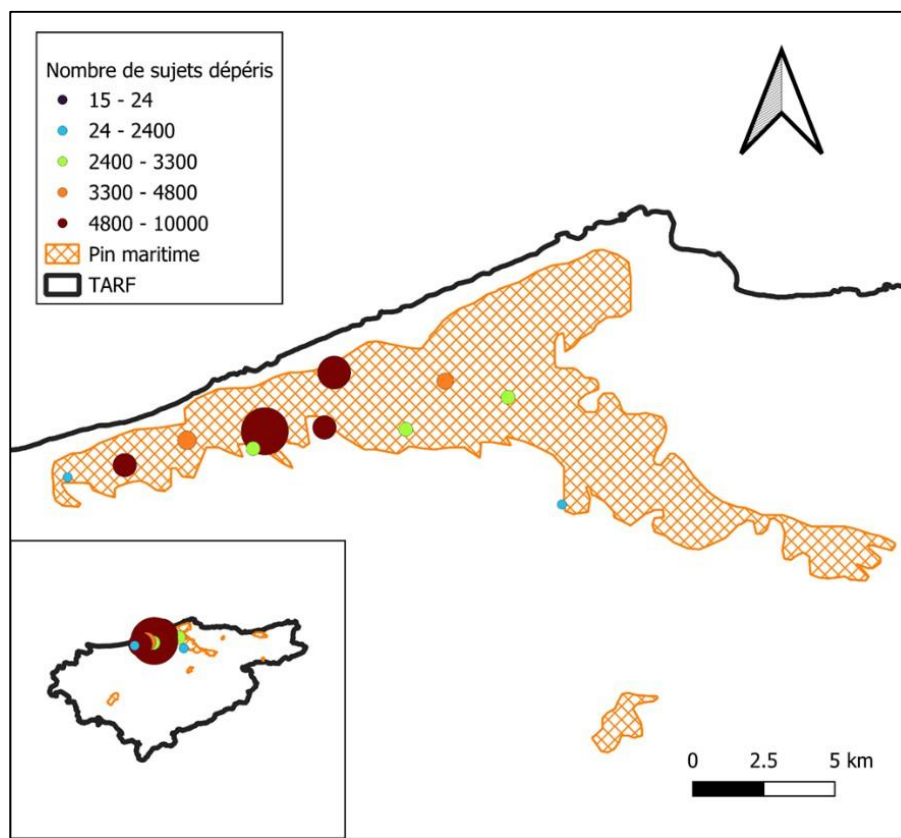


Figure 07 : Distribution spatiale du nombre de sujets dépériss de pin maritime dans la région d'El Tarf

L'existence de foyers de dépérissement regroupant jusqu'à 10 000 sujets affectés, témoignant d'une mortalité particulièrement élevée dans certaines zones du massif d'El Tarf. Une telle ampleur est généralement associée à l'action combinée de stress hydriques prolongés et d'attaques d'agents biotiques secondaires, notamment les insectes xylophages et les champignons pathogènes (Netherer et al., 2015).

Dans les écosystèmes méditerranéens, le pin maritime est reconnu pour sa sensibilité aux épisodes répétés de sécheresse, qui réduisent sa vigueur physiologique et favorisent le développement d'organismes tels que les scolytes du genre *Tomicus* et les champignons *Armillaria* spp. ou *Diplodia pinea* (Jactel et al., 2012).

Des phénomènes similaires ont été observés en Algérie, où des mortalités importantes de résineux ont été attribuées à l'interaction entre contraintes climatiques et agents pathogènes (Bentouati & Bariteau, 2006 ; Daoudi et al., 2016)

La concentration des foyers les plus importants dans certains secteurs pourrait également refléter l'influence de facteurs locaux tels que la densité des peuplements, la qualité des sols ou les conditions d'exposition. Ces résultats soulignent la vulnérabilité des pineraies d'El Tarf face aux changements environnementaux et mettent en évidence la nécessité d'interventions sylvicoles adaptées afin de limiter l'extension du dépérissement et de renforcer la résilience des peuplements.

3.3 Caractéristiques topographiques des zones de dépérissement

La majorité des zones affectées se situe à basse altitude (< 100 m), avec quelques secteurs localisés entre 200 et 500 m et de rares zones dépassant 700 m. Les expositions dominantes sont orientées vers l'Est et le Sud-adret, caractérisées par des conditions plus chaudes et plus sèches, tandis que les versants Nord-ubac, plus frais et humides, sont moins représentés. La carte des pentes révèle une prédominance marquée des terrains plats à modérément inclinés, les fortes pentes demeurant marginales. L'association de faibles altitudes, d'expositions chaudes et de reliefs peu accidentés suggère des conditions stationnelles favorisant le stress thermique et le déficit hydrique, facteurs reconnus comme prédisposants majeurs au dépérissement des peuplements forestiers méditerranéens (**Figure 08**).



Figure 08 : Caractérisation topographique des peuplements de *Pinus pinaster* dépéris : altitude, exposition et pente dans la région d'El Tarf

Les résultats présentés trouvent montrent que le dépérissement du pin maritime à El Tarf est principalement concentré dans les stations de basse altitude, à exposition sud et à topographie plane. Ces conditions favorisent un déficit hydrique plus important et accroissent la vulnérabilité des arbres aux agents biotiques, notamment les insectes ravageurs et les pathogènes opportunistes (Lloret et al., 2004 ; Pinto et al., 2014).

Des observations similaires ont été rapportées dans les forêts méditerranéennes et algériennes, où les faibles altitudes et les expositions chaudes sont associées à une mortalité plus élevée des peuplements de pin maritime (Vennetier et al., 2011 ; Mezali & Benabdeli, 2013).

Ces résultats soulignent le rôle déterminant des facteurs topographiques dans la distribution du dépérissement et confirment l'effet synergique entre stress hydrique et attaques biotiques dans le déclin des peuplements.

3.4 Dynamique du dépérissement selon le NDVI

La **Figure 09** combine l'évolution temporelle du NDVI moyen entre 2017 et 2025 et la classification spatiale du dépérissement des peuplements de pin maritime pour les années 2017 et 2024. Cinq classes de NDVI sont distinguées, allant du dépérissement très sévère (0,1–0,2) aux peuplements sains ($\geq 0,5$).

L'analyse temporelle montre des fluctuations du NDVI moyen entre 0,44 en 2021 et 0,51 en 2019, avec une moyenne interannuelle d'environ 0,48. Après une baisse marquée en 2021, une légère reprise est observée jusqu'en 2023, suivie d'un nouveau recul en 2024 avant une remontée en 2025.

La comparaison des cartes de 2017 et 2024 met en évidence la persistance, voire l'extension, des classes de dépérissement modéré à sévère au détriment des zones saines. Cette évolution traduit une dégradation progressive de l'état sanitaire des peuplements et confirme l'existence d'un stress chronique durable affectant la couverture végétale.

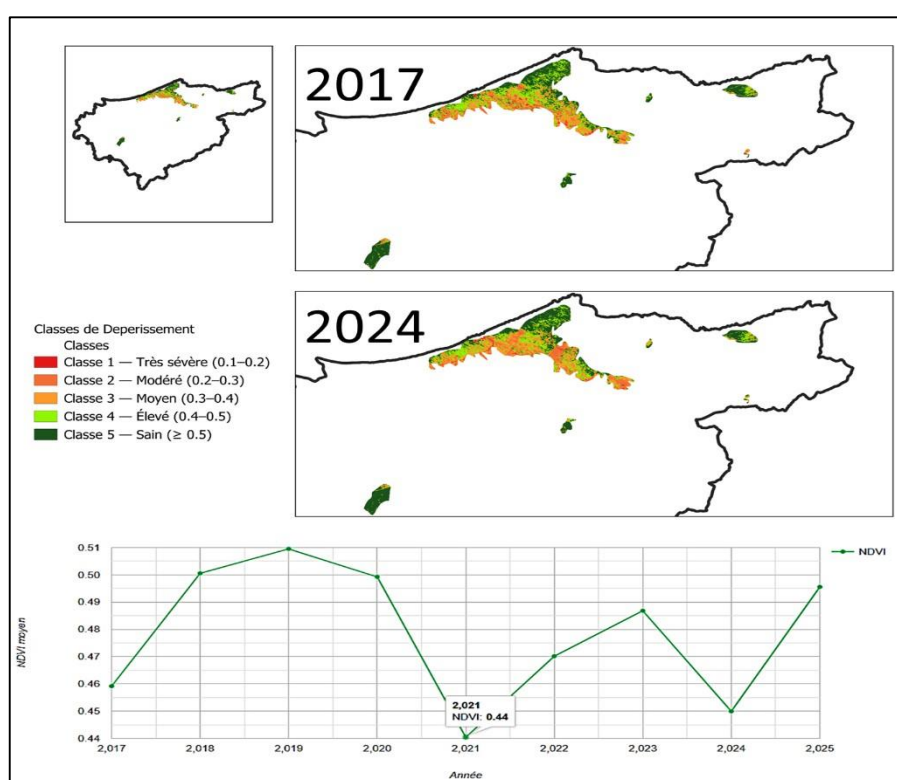


Figure 09 : Évolution diachronique du NDVI moyen et classification du dépérissement de *Pinus pinaster* par télédétection (2017–2025), région d'El Tarf

L'analyse diachronique du NDVI présentée dans la Figure 09 met en évidence une dégradation progressive de la vigueur des peuplements de pin maritime d'El Tarf entre 2017 et 2024, avec une valeur minimale de 0,44 enregistrée en 2021. Cette baisse coïncide avec des conditions de sécheresse marquées et traduit un affaiblissement important de l'activité végétative des peuplements.

Le NDVI est largement reconnu comme un indicateur fiable de l'état sanitaire des forêts méditerranéennes et de leur réponse aux stress environnementaux (Pettorelli et al., 2005 ; Lausch et al., 2016).

Les faibles valeurs observées en 2021 sont comparables à celles rapportées dans d'autres études menées en Algérie et dans le bassin méditerranéen, où les épisodes de sécheresse ont entraîné une diminution significative de la couverture foliaire et de la vitalité des peuplements de pins (Gouveia et al., 2012 ; Hamdi et al., 2019). Par ailleurs, l'absence de récupération complète du NDVI après 2021 suggère une dégradation durable de l'état des peuplements, probablement liée à l'effet combiné du stress hydrique et d'autres facteurs de dépérissement.

Ces résultats soulignent l'intérêt de la télédétection pour le suivi à long terme de la santé des forêts et pour l'identification précoce des zones les plus vulnérables au dépérissement.

3.5 Caractéristiques d'âge des peuplements dépérissants

La Figure 10 présente la distribution des âges des peuplements de pin maritime affectés par le dépérissement à travers une estimation de densité par noyau. La courbe montre une distribution unimodale légèrement asymétrique, centrée sur une moyenne de 49,41 ans, avec un pic de densité principal situé entre 45 et 55 ans.

La présence d'un léger renflement autour de 65–70 ans indique l'existence d'un sous-groupe de peuplements plus âgés. Ainsi, la majorité des peuplements dépérissants appartient à la classe d'âge quinquagénaire, traduisant une origine relativement homogène, probablement liée aux campagnes de reboisement menées dans les années 1960–1970. Cette homogénéité d'âge peut constituer un facteur de vulnérabilité, les peuplements arrivant simultanément à un stade de maturité où leur résistance aux stress environnementaux tend à diminuer.

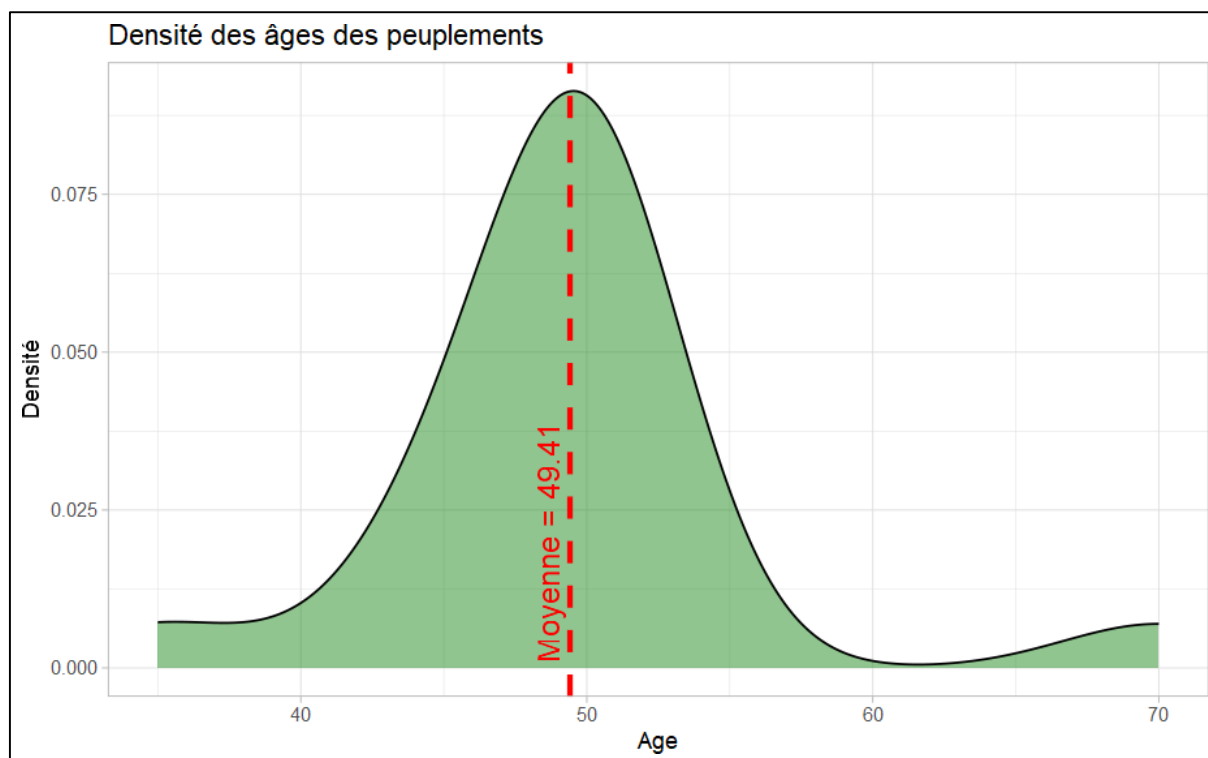


Figure 10 : Distribution de la densité des âges des peuplements de *Pinus pinaster* dans la région d'El Tar

La distribution des âges des peuplements de pin maritime affectés par le dépérissement à El Tarf est dominée par des individus d'environ 50 ans ($\approx 49,41$ ans), avec une présence secondaire de peuplements plus âgés (65–70 ans).

Cette structure résulte en partie de l'historique des programmes de reboisement en Algérie, qui ont favorisé l'installation de peuplements équiennes de *Pinus pinaster* au milieu du XX^e siècle (Boudy, 1952 ; DGF, 2010). Sur le plan écologique, les peuplements d'âge moyen (40–60 ans) correspondent à une phase de vulnérabilité accrue, marquée par une baisse de la résistance hydraulique, une compétition intraspécifique plus forte et une sensibilité élevée au stress hydrique et aux agents biotiques (Bigler & Bugmann, 2004 ; Desprez-Loustau et al., 2006).

Ces résultats sont cohérents avec ceux observés dans d'autres forêts méditerranéennes, où les peuplements de structure équienne présentent les niveaux de dépérissement les plus élevés lors des épisodes de sécheresse prolongée (Martínez-Vilalta et al., 2012 ; Sánchez-Salguero et al., 2012). Globalement, ces observations soulignent le rôle déterminant de la structure d'âge dans la vulnérabilité des peuplements forestiers et la nécessité d'une

diversification des classes d'âge pour améliorer leur résilience face aux changements climatiques.

3.6 Répartition spatiale des surfaces déperies

Une forte hétérogénéité spatiale est observée, avec une distribution globalement asymétrique dominée par quelques sites fortement touchés (**figure 11**).

Le site de Draouch se distingue nettement comme le plus affecté avec 40 ha de surface déperie, suivi de plusieurs sites présentant 30 ha chacun (El Marsa, Garaat Loubzi, Garaat Ouzza, Ghoumd Rouss et Koudiet Merdouma), ainsi que Madjen Zitoun avec 25 ha. Les sites intermédiaires affichent des valeurs proches de 20 ha, tandis que certains sites comme Edraa, Ouled Boubkeur, Oum Laguareb, Lounaisia et Souarekh présentent des surfaces très faibles, inférieures à 1 ha, traduisant des foyers naissants ou résiduels.

Cette configuration met en évidence une concentration du dépérissement dans un nombre limité de stations, suggérant l'influence de facteurs locaux déterminants dans la vulnérabilité des peuplements.

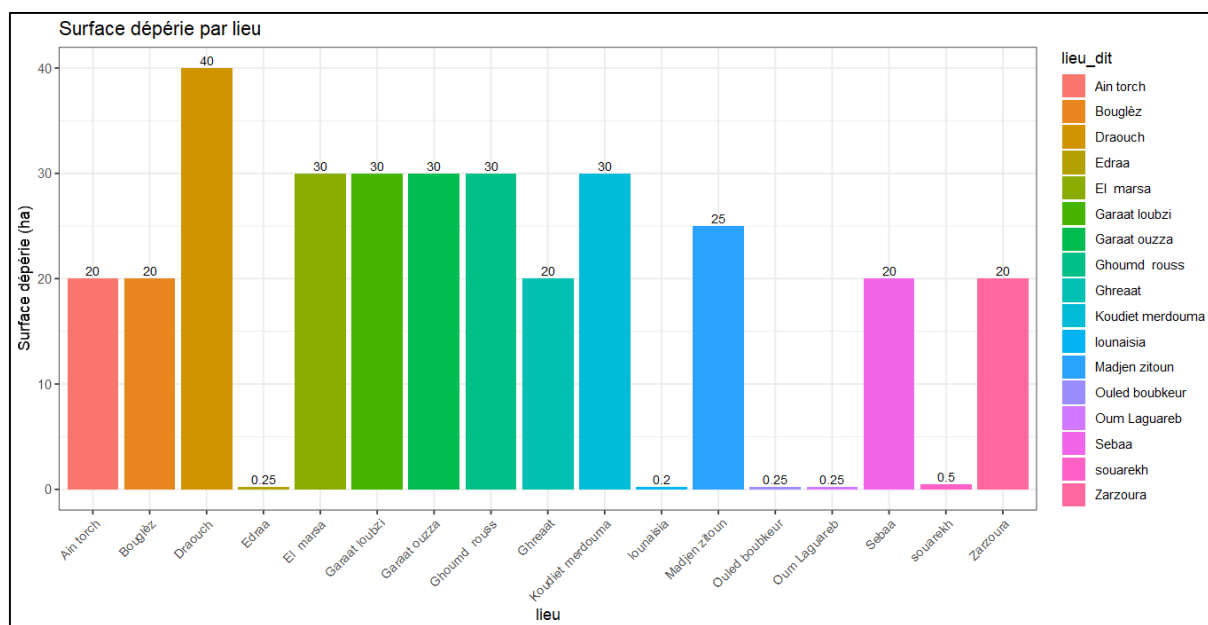


Figure 11 : Surface déperie (ha) par site forestier dans la région d'El Tarf

Les résultats trouvés montrent une forte hétérogénéité spatiale du dépérissement du pin maritime à El Tarf, avec un foyer principal à Draouch (40 ha), des sites intermédiaires autour de 30 ha et d'autres stations faiblement affectées (< 1 ha).

Cette variabilité inter-sites est principalement liée à l'effet combiné de facteurs locaux tels que la densité des peuplements, les conditions édaphiques et la présence de ravageurs ou d'agents pathogènes (Jactel et al., 2012).

À l'échelle méditerranéenne, il est bien établi que l'intensité du dépérissement de *Pinus pinaster* varie fortement selon la disponibilité en eau et la structure des peuplements (Ruiz-Labourdette et al., 2013). Des tendances similaires ont été observées en Algérie, où les stations forestières du Nord-Est présentent des niveaux de mortalité contrastés en fonction des conditions locales (Messaoudène et al., 2013).

La dominance du site de Draouch suggère un foyer initial d'intensité élevée, probablement favorisé par une forte densité de plantation et une propagation des insectes xylophages. Ces résultats soulignent la nécessité de prioriser les interventions sylvicoles dans les zones les plus touchées afin de limiter l'extension du dépérissement.

3.7 Distribution spatiale des arbres dépéris

Une forte asymétrie est observée, dominée par un nombre réduit de sites fortement affectés (**figure 12**). Draouch se distingue nettement comme le site le plus touché avec 10 000 individus dépéris, suivi d'El Marsa (7 000), puis de Ghoumd Rouss et Ain Torch (5 000 chacun), ainsi que Garaat Ouzza et Garaat Loubzi (4 000 chacun).

Les sites intermédiaires présentent des valeurs comprises entre 2 000 et 3 500 individus. À l'opposé, certains sites comme Edraa, Ouled Boubkeur, Oum Laguareb et Lounaisia enregistrent des effectifs très faibles (15 à 20 sujets), traduisant des foyers marginaux ou naissants.

Cette distribution confirme une concentration spatiale du dépérissement dans un nombre limité de stations, avec une forte cohérence avec les résultats de la superficie dépérie, Draouch apparaissant comme l'épicentre majeur du phénomène.

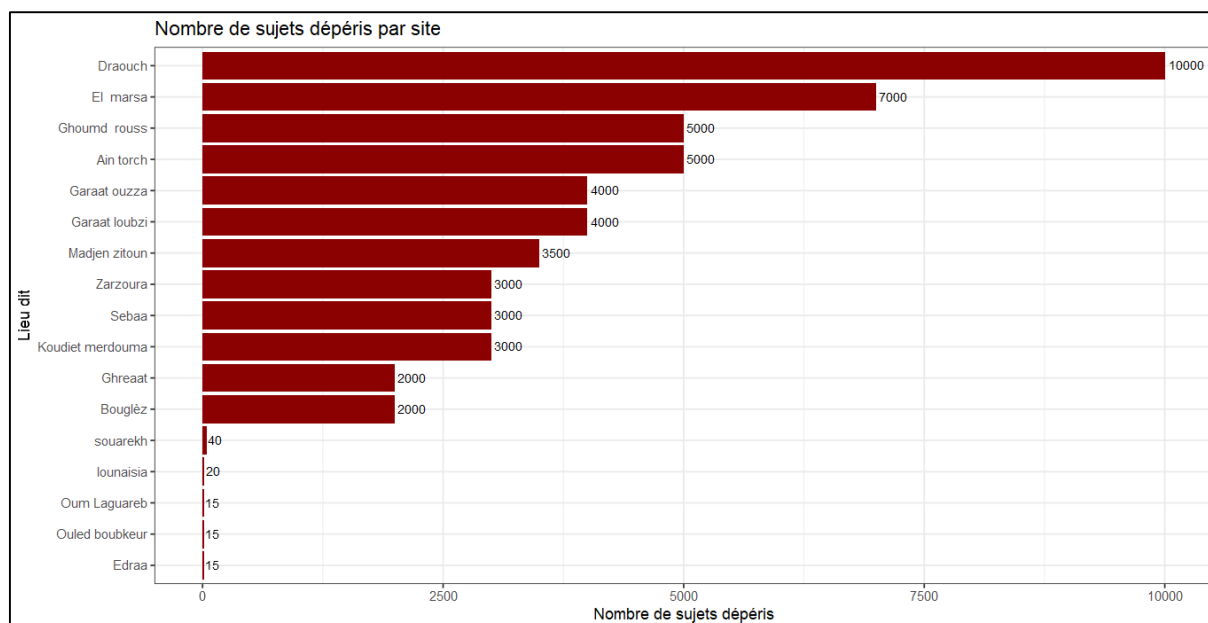


Figure 12 : Nombre de sujets dépéris par site forestier dans la région d'El Tarf

Les résultats obtenus montrent que le site de Draouch constitue le principal foyer de dépérissement dans la région d'El Tarf, avec environ 10 000 sujets dépéris, confirmant sa position d'épicentre du phénomène. Cette forte mortalité individuelle est caractéristique des épisodes de dépérissement massif, généralement liés à l'interaction entre stress hydrique et agents biotiques tels que les scolytes et les champignons pathogènes (Allen et al., 2010).

La cohérence entre les Figures 6 et 7 renforce la fiabilité des résultats en identifiant les mêmes sites comme zones les plus touchées. À l'échelle du bassin méditerranéen, des dynamiques similaires ont été observées, où les sécheresses répétées entraînent des mortalités importantes dans les peuplements forestiers (Lloret et al., 2004).

Globalement, l'ampleur de la mortalité observée traduit une situation de crise écologique, comparable à d'autres événements de dépérissement forestier en Europe et en Afrique du Nord, souvent associés à des infestations d'insectes xylophages en contexte de sécheresse (Jactel et al., 2009 ; Wermelinger, 2004).

Ces résultats soulignent enfin l'existence de fortes disparités locales, suggérant l'influence de facteurs stationnels dans la vulnérabilité des peuplements..

3.8 Influence de l'âge sur le dépérissement

Les résultats de la Figure 8 montrent une relation positive mais faible entre l'âge des peuplements et la surface dépérie, avec une concentration des cas les plus sévères autour de 50 ans. Cette tendance indique que l'âge, pris isolément, ne constitue pas un facteur explicatif suffisant du dépérissement, lequel dépend d'interactions complexes avec des facteurs stationnels et climatiques (Bigler & Bugmann, 2004).

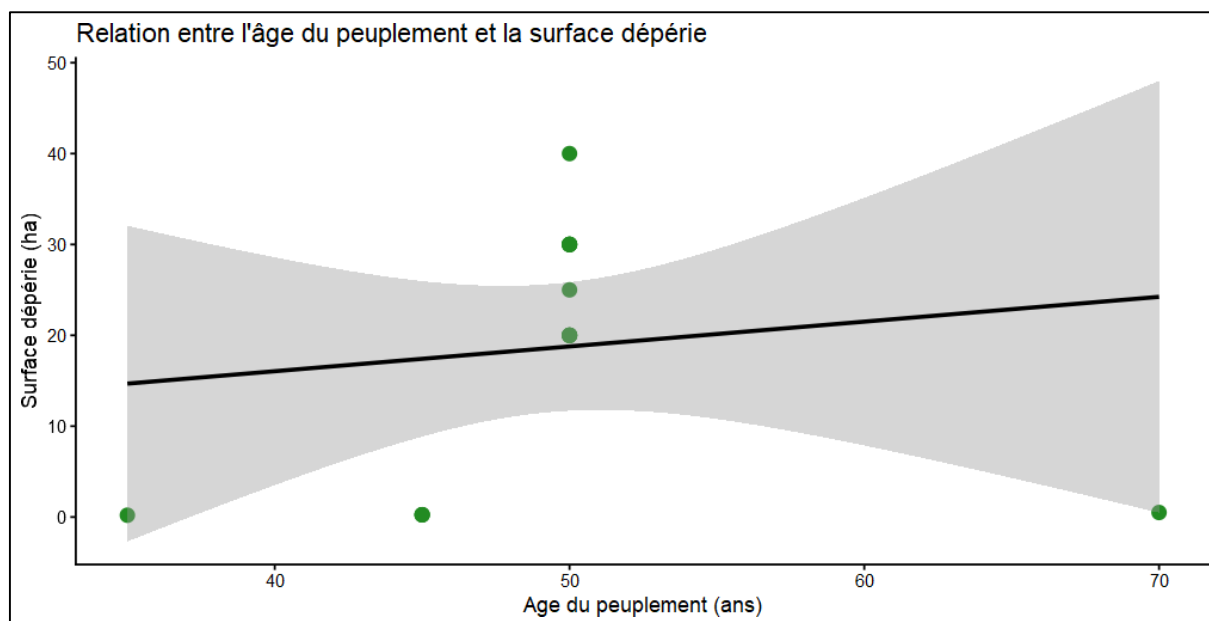


Figure 8 — Relation entre l'âge du peuplement et la surface dépérie chez *Pinus pinaster* dans la région d'El Tarf

Dans les forêts méditerranéennes, des études ont montré que la vulnérabilité des peuplements atteint souvent un seuil critique entre 40 et 60 ans, période durant laquelle le stress hydrique et la compétition intra-spécifique s'intensifient (Martínez-Vilalta et al., 2012 ; Sánchez-Salguero et al., 2012).

La forte dispersion des données observée confirme ainsi le caractère multifactoriel du dépérissement forestier et la nécessité d'intégrer d'autres variables explicatives telles que la densité des peuplements et les conditions climatiques.

Ces résultats sont cohérents avec les travaux réalisés en Afrique du Nord, qui soulignent l'importance des facteurs multiples dans la dynamique de dépérissement des pinèdes (Bentouati

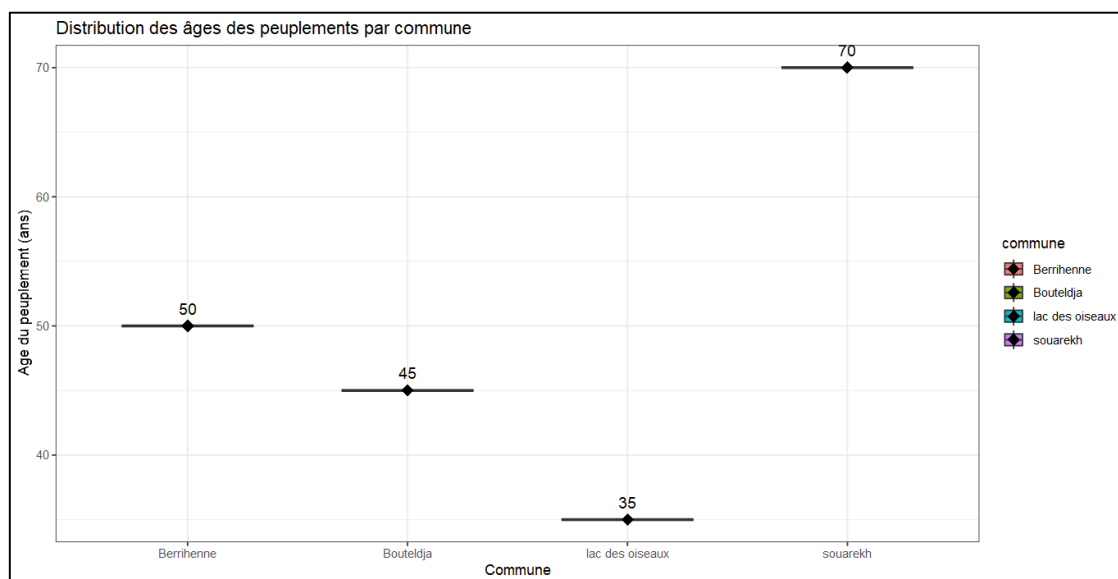
& Bariteau, 2006). Globalement, l'absence de relation linéaire claire met en évidence la nécessité d'approches multivariées pour mieux comprendre les déterminants du dépérissement.

3.9 Structure d'âge des peuplements dépéris par commune

La Figure 9 illustre la distribution des âges moyens des peuplements de pin maritime dépéris selon quatre communes de la région d'El Tarf. Les résultats montrent une nette hétérogénéité spatiale, avec Souarekh présentant les peuplements les plus âgés (70 ans), suivi de Berrihenne (50 ans), Bouteldja (45 ans) et Lac des Oiseaux (35 ans).

Les intervalles de confiance étroits indiquent une faible variabilité intra-communale, traduisant une homogénéité des âges au sein de chaque commune. L'ensemble révèle un gradient décroissant des âges du nord vers le sud ou entre secteurs administratifs, reflétant probablement des vagues successives de reboisement.

Cette structuration temporelle des peuplements constitue un élément clé pour comprendre la



dynamique régionale du dépérissement et ses différences d'intensité selon les communes.

Figure 9 : Distribution des âges des peuplements de *Pinus pinaster* par commune dans la région d'El Tarf.

La Figure 9 montre une structuration communale marquée des âges des peuplements de pin maritime dépéris à El Tarf, reflétant les différentes vagues historiques de reboisement. Les peuplements les plus anciens (≈ 70 ans, Souarekh) correspondent à une phase de sénescence avancée, caractérisée par une moindre résilience face aux stress environnementaux (Bigler & Bugmann, 2004 ; Boudy, 1952). À l'inverse, les peuplements plus jeunes (≈ 35 ans, Lac des Oiseaux) présentent un dépérissement précoce, suggérant l'influence de conditions stationnelles défavorables ou d'agents biotiques localisés (Chakali et al., 2002).

Les peuplements intermédiaires (40–50 ans) se situent dans la phase de vulnérabilité maximale du pin maritime, où le stress hydrique et les attaques pathogènes sont les plus critiques (Desprez-Loustau et al., 2006).

Globalement, cette hétérogénéité souligne l'importance des politiques de reboisement successives et la nécessité d'une gestion forestière adaptée aux contextes locaux pour améliorer la résilience des peuplements méditerranéens (Lloret et al., 2004).

3.10 Analyse multivariée des facteurs de dépérissement

La Figure 10 présente trois biplots issus d'une analyse en composantes principales (ACP) basée sur neuf variables environnementales (NDVI_2017, NDVI_2024, NDVI_change_pct, précipitations moyennes, température moyenne, TWI, pente, exposition et altitude). Les deux premiers axes expliquent 62,9 % de la variance totale (Dim1 = 40,3 %, Dim2 = 22,6 %). Le premier biplot discrimine les stations selon leur orientation géographique, tandis que les deux autres distinguent les classes de dépérissement pour 2017 et 2024.

Les variables NDVI_2017 et NDVI_2024 sont fortement corrélées et s'opposent sur Dim1 aux variables associées au stress environnemental, notamment la température moyenne, le TWI et le taux de changement du NDVI. Les stations à forte altitude, pente et exposition s'organisent également positivement sur cet axe.

Les classes « Sain » et « Modéré » sont associées à des valeurs élevées de NDVI, alors que les stations « Très sévèrement » dépériées se regroupent dans le quadrant négatif de Dim1, caractérisé par de faibles NDVI et des conditions thermiques et hydriques plus contraignantes. Globalement, l'ACP met en évidence un gradient environnemental structurant le

dépérissement, avec une séparation plus marquée des classes en 2024 qu'en 2017, suggérant une intensification des contrastes écologiques au cours du temps.

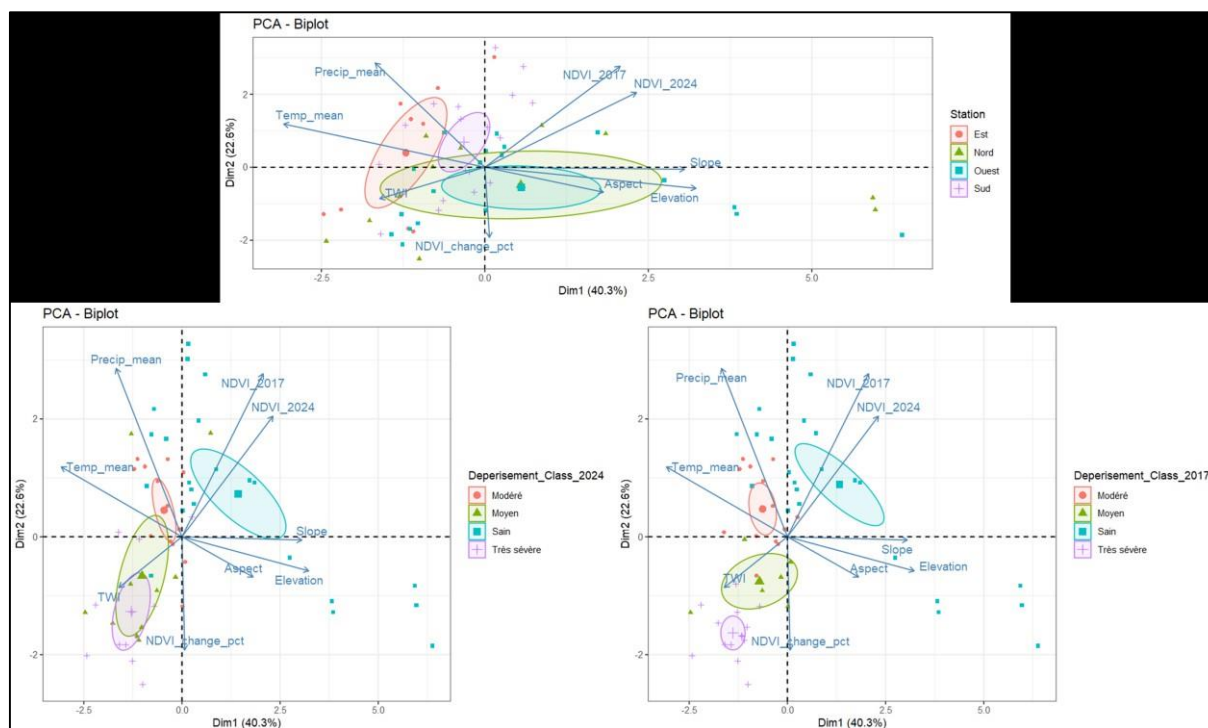


Figure 10 : Analyse en Composantes Principales (ACP) des facteurs environnementaux associés au dépérissement de *Pinus pinaster* dans la région d'El Tarf

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) présentée dans la Figure 10 met en évidence le caractère fortement multifactoriel du dépérissement du pin maritime à El Tarf, avec 62,9 % de la variance expliquée par deux axes principaux associant variables climatiques, topographiques et indices de végétation. L'axe principal est dominé par le NDVI, en opposition aux variables climatiques (température et précipitations), confirmant le rôle central du stress hydrique dans la dégradation de la vigueur forestière, comme observé dans de nombreux écosystèmes méditerranéens (Allen et al., 2010).

La séparation nette entre stations saines et fortement dépéries dans l'espace factoriel souligne la pertinence des variables sélectionnées pour discriminer les niveaux de dégradation, en accord avec les résultats de Lausch et al. (2016). Par ailleurs, la structuration des stations dans l'ACP confirme l'influence conjointe des facteurs environnementaux, notamment la température et les conditions hydriques, déjà identifiées comme moteurs majeurs du dépérissement forestier en Méditerranée (Carnicer et al., 2011).

Enfin, ces résultats illustrent l'intérêt des approches multivariées pour analyser les gradients écologiques et comprendre la dynamique complexe du dépérissement des forêts méditerranéennes (Kherchouche et al., 2018).

Conclusion générale

Le dépérissement de *Pinus pinaster* Aiton dans la wilaya d'El Tarf représente une crise écologique forestière d'envergure régionale. Cette étude, première analyse spatiale, spectrale et multivariée du phénomène dans le nord-est algérien, mobilise des données phytosanitaires de terrain (2015–2022), des images satellitaires Sentinel-2/Landsat et des analyses statistiques sous R et QGIS.

Les résultats révèlent une distribution spatiale hétérogène, concentrée dans la partie centrale et occidentale du massif. Le site de Draouch constitue l'épicentre du phénomène avec 40 ha et 10 000 sujets dépéris. Au total, plus de 295 ha et 60 000 individus sont affectés sur 18 sites inventoriés.

L'analyse topographique montre que les peuplements les plus atteints occupent les basses altitudes (< 100 m), les terrains plats à exposition Sud-adret, conditions qui amplifient le déficit hydrique estival sur les substrats sableux dunaires à faible rétention hydrique.

L'analyse diachronique du NDVI (2017–2025) documente un stress végétatif chronique, avec un minimum de 0,44 en 2021 et une absence de récupération complète par la suite, témoignant d'un déclin structurel irréversible au sens d'Anderegg et al. (2013).

La structure d'âge équiennne des peuplements, centrée sur 49,41 ans et héritée des reboisements des années 1960–1980, place simultanément l'ensemble du massif dans la fenêtre de vulnérabilité maximale du pin maritime, aggravée par l'absence d'éclaircie et les défauts techniques de plantation.

L'ACP (62,9 % de variance expliquée) confirme le caractère multifactoriel du dépérissement, structuré par l'opposition entre vigueur végétale (NDVI) et stress thermique, en accord avec le modèle de spirale de déclin de Manion (1981). Les agents biotiques — scolytes, champignons pathogènes, processionnaire — agissent en cascade sur des arbres préalablement affaiblis.

Sans intervention sylvicole urgente, la dégradation des pineraies littorales d'El Tarf, écosystème intimement lié aux équilibres du Parc National d'El Kala, apparaît irréversible à moyen terme

Références Bibliographique

- Agence Spatiale Algérienne (ASAL). (2022). *Suivi de la santé des forêts algériennes par télédétection*. ASAL.
- Agence Spatiale Algérienne (ASAL). (2022). *Rapport d'activité sur l'utilisation des données satellitaires pour la surveillance des forêts algériennes*. ASAL.
- Allen, C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D. D., Hogg, E. H., Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J.-H., Allard, G., Running, S. W., Semerci, A., & Cobb, N. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259(4), 660–684. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001>
- Anderegg, W. R. L., Kane, J. M., & Anderegg, L. D. L. (2013). Consequences of widespread tree mortality triggered by drought and temperature stress. *Nature Climate Change*, 3(1), 30–36. <https://doi.org/10.1038/nclimate1635>
- APG IV. (2016). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 181(1), 1–20.
- ARFA, A., Benderradji, M., Saint-Gérard, T., & Alatou, D. (s.d.). Spatiotemporal evolution of wildfires in North-eastern Algeria: Case of the Province of El Tarf.
- ARFA, A. M. T., Benslama, M., & Benhamiche, N. (2018). Cartographie de l'occupation du sol de la wilaya d'El Tarf (Nord-Est algérien) par télédétection spatiale. *Revue de Télédétection*, 17(2), 45–58.
- Ayaichia, A. (2017). *Analyse climatique de la région d'El Kala (1995- 2012)* (Mémoire de master). Université d'Annaba.
- Barbero, M., Loisel, R., Quézel, P., Richardson, D. M., & Rundel, P. W. (1998). Pines of the Mediterranean Basin. In D. M. Richardson (Ed.), *Ecology and biogeography of Pinus* (pp. 153–170). Cambridge University Press.

- Battisti, A., Stastny, M., Netherer, S., Robinet, C., Schopf, A., Roques, A., & Larsson, S. (2005). Expansion of geographic range in the pine processionary moth caused by increased winter temperatures. *Ecological Applications*, 15(6), 2084–2096.
- Becker, M., Mérian, P., & Lévy, G. (1991). Dépérissement du pin maritime dans la forêt des Pays de Monts (Vendée) : relations avec les pluies hivernales et printanières. *Annales des Sciences Forestières*, 48(5), 491–506.
- Benabdeli, K. (1996). *Aspects de la dégradation des écosystèmes forestiers en Algérie occidentale*. Université de Tlemcen.
- Benabid, A. (2000). *Flore et écosystèmes du Maroc : évaluation et préservation de la biodiversité*. Ibis Press.
- Bentouati, A. (2008). La situation du cèdre de l'Atlas dans les Aurès (Algérie). *Forêt Méditerranéenne*, 29(2), 203–208.
- Bentouati, A., & Bariteau, M. (2006). Dépérissement des peuplements forestiers et facteurs écologiques en Afrique du Nord. *Forêt Méditerranéenne*, 27(3), 245–254.
- Bentouati, A., & Bariteau, M. (2006). Réflexions sur le dépérissement du cèdre de l'Atlas dans les Aurès (Algérie). *Forêt Méditerranéenne*, 27(4), 317–322.
- Bigler, C., & Bugmann, H. (2004). Predicting tree mortality using dendrochronological data. *Ecological Applications*, 14(5), 1490–1504.
- BNEDER (Bureau National d'Études pour le Développement Rural). (2008). *Inventaire Forestier National de la wilaya d'El Tarf*. Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural, Algérie.
- BNEDER. (2008). *Inventaire forestier et pastoral national — Wilaya d'El Tarf*. Bureau National d'Études pour le Développement Rural.
- Borsali, A. H., Bonin, G., Gros, R., Khader, K., & Gaouar, A. (2012). Le dépérissement du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) dans le Nord-Ouest algérien. *Sécheresse*, 23(2), 88–95. <https://doi.org/10.1684/sec.2012.0336>

- Borsali, A. H., Grossi, J. L., & Zaouchi, Y. (2012). Dépérissement du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) dans la région de Saida (Algérie occidentale). *Revue d'Écologie (Terre et Vie)*, 67(3), 279–292.
- Borsali, A. H., Gros, R., Pernin, C., Farnet, A. M., & Kadi-Hanifi, H. (2012). Aleppo pine dieback and its impact on soil microbial community dynamics in western Algeria. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(11), 6617–6628.
<https://doi.org/10.1007/s10461-011-0167-9>
- Boudy, P. (1952). *Guide du forestier en Afrique du Nord*. La Maison Rustique.
- Boudy, P. (1952). *Économie forestière nord-africaine. Tome II : Monographie et traitements des essences forestières*. Larose.
- Boumezbeur, A. (2004). *Écologie et conservation du cerf de Barbarie (Cervus elaphus barbarus) dans le Parc National d'El Kala* (Thèse de doctorat). Université d'Annaba.
- Bréda, N., Huc, R., Granier, A., & Dreyer, E. (2006). Temperate forest trees and stands under severe drought: A review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Annals of Forest Science*, 63(6), 625–644.
<https://doi.org/10.1051/forest:2006042>
- Burban, C., & Petit, R. J. (2003). Phylogeography of maritime pine (*Pinus pinaster* Aiton) inferred from chloroplast DNA markers. *Molecular Ecology*, 12(11), 2957–2968.
- Cailleret, M., Jansen, S., Robert, E. M. R., Desoto, L., Aakala, T., Antos, J. A., Beikircher, B., Bigler, C., Bugmann, H., Caccianiga, M., Čada, V., Camarero, J. J., Cherubini, P., Cochard, H., Coyea, M. R., Čufar, K., Das, A. J., Davi, H., Delzon, S., ... & Martínez-Vilalta, J. (2017). A synthesis of radial growth patterns preceding tree mortality. *Global Change Biology*, 23(4), 1675–1690.
- Carle, P. (1975). *Les scolytes des pins en région méditerranéenne*. Institut National de la Recherche Agronomique.
- Carnicer, J., Coll, M., Ninyerola, M., Pons, X., Sánchez, G., & Peñuelas, J. (2011). Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality

with increased climate change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(4), 1474–1478. <https://doi.org/10.1073/pnas.1010070108>

- CEE-ONU (Commission Économique pour l'Europe des Nations Unies). (2015). *Manuel d'observation des forêts : protocoles ICP Forests*. Nations Unies.
- Chaib, N. (2002). *Contribution à l'étude écologique et hydrochimique de quelques hydrosystèmes de la Numidie (Région d'El Kala et de Guerbes-Sanhadja)* (Thèse de magister). Université Badji Mokhtar, Annaba.
- Chakali, G., Gherbi, H., & Kherchouche, D. (2002). Les principaux ravageurs des forêts algériennes : situation actuelle et perspectives de gestion. *Forêt Méditerranéenne*, 23(3), 215–222.
- Conservation des Forêts d'El Tarf. (2008). *Plan de développement forestier de la wilaya d'El Tarf*. Direction Générale des Forêts, Algérie.
- Conservation des Forêts d'El Tarf. (2008). *Rapport de présentation des massifs forestiers de la wilaya d'El Tarf*. Direction Générale des Forêts, Algérie.
- Conservation des Forêts d'El Tarf. (2015–2022). *Données phytosanitaires des forêts de la wilaya d'El Tarf — Campagnes 2015 à 2022*. Direction des Forêts, Wilaya d'El Tarf.
- Correia, I., Almeida, M. H., Aguiar, A., Almeida, R., & Branco, M. (2008). Variation in susceptibility to pine wilt disease among maritime pine provenances. *Silvae Genetica*, 57(6), 318–324.
- Cramer, W., Guiot, J., Fader, M., Garrabou, J., Gattuso, J.-P., Iglesias, A., Lange, M. A., Lionello, P., Llasat, M. C., Paz, S., Peñuelas, J., Snoussi, M., Toreti, A., Tsimplis, M. N., & Xoplaki, E. (2018). Climate change and interconnected risks to sustainable development in the Mediterranean. *Nature Climate Change*, 8(11), 972–980. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0299-2>
- Critchfield, W. B., & Little, E. L. (1966). *Geographic distribution of the pines of the world*. U.S. Department of Agriculture.

- Daoudi, H., Boudy, A., & Merabet, A. (2016). Contribution à l'étude du dépérissement des résineux dans l'Ouest algérien : rôle des agents pathogènes et des insectes xylophages. *Revue d'Écologie (Terre et Vie)*, 71(2), 145–156.
- Desprez-Loustau, M. L., et al. (2006). Interactions between drought stress and forest pathogens. *Annals of Forest Science*, 63(6), 597–612.
- Desprez-Loustau, M.-L., Marçais, B., Nageleisen, L.-M., Piou, D., & Vannini, A. (2006). Interactive effects of drought and pathogens in forest trees. *Annals of Forest Science*, 63(6), 597–612. <https://doi.org/10.1051/forest:2006040>
- Direction Générale des Forêts (DGF). (2005). *Plan National de Reboisement 2000-2020 : bilan et perspectives*. Ministère de l'Agriculture, Algérie.
- Direction Générale des Forêts (DGF). (2010). *Rapport sur les programmes de reboisement en Algérie*. Ministère de l'Agriculture, Alger.
- Direction Générale des Forêts (DGF). (2010). *Rapport national sur l'état des forêts algériennes*. Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural.
- Direction Générale des Forêts (DGF). (2021). *Bilan des incendies de forêt en Algérie : été 2021*. Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural, Algérie.
- Direction Générale des Forêts (DGF). (2022). *Plan de gestion du Parc National d'El Kala*. Ministère de l'Agriculture, Algérie.
- Direction Générale des Forêts (DGF). (2022). *État des forêts algériennes : Rapport annuel*. Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural.
- Direction Générale des Forêts (DGF). (s.d.). *Note sur les forêts algériennes*.
- Dobbertin, M. (2005). Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. *European Journal of Forest Research*, 124(4), 319–333.
- Espinoza-Faustino, J., Martínez-Fernández, J., & Sánchez, N. (2021). Early detection of forest decline in Mediterranean pine stands using Landsat time series. *Science of the Total Environment*, 789, 147–158.

- FAO. (2020). *Global forest resources assessment 2020*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://doi.org/10.4060/ca9825en>
- Giorgi, F. (2006). Climate change hot-spots. *Geophysical Research Letters*, 33(8), L08707.
- Gouveia, C., Trigo, R. M., Beguería, S., & Vicente-Serrano, S. M. (2012). Drought impacts on vegetation activity in the Mediterranean region: An assessment using remote sensing data and multi-scale drought indicators. *Global and Planetary Change*, 84–85, 85–95. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2012.01.005>
- Gouveia, C. M., Trigo, R. M., Beguería, S., & Vicente-Serrano, S. M. (2012). Drought impacts on vegetation activity in the Mediterranean region: An assessment using remote sensing data and multi-scale drought indicators. *Global and Planetary Change*, 151, 15–27. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2016.06.011>
- Hamdi, N., Kherchouche, D., & Bentouati, A. (2019). Suivi du dépérissement des peuplements forestiers par télédétection dans les Aurès (Algérie) à l'aide des images Landsat et Sentinel-2. *Revue d'Écologie (Terre et Vie)*, 74(3), 245–258.
- Hamdi, N., Guibal, F., & Achour, H. (2019). Télédétection du dépérissement forestier en zone aride algérienne : apport des images Sentinel-2. *Sécheresse*, 30(1), 45–56.
- Hanks, L. M. (1999). Influence of environmental stress on the response of forest trees to bark beetles. *Integrated Pest Management Reviews*, 4(3), 211–227.
- Hanks, L. M. (1999). Influence of the larval host plant on reproductive strategies of cerambycid beetles. *Annual Review of Entomology*, 44, 483–505. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.44.1.483>
- Hartmann, H., Adams, H. D., Anderegg, W. R. L., Jansen, S., & Zeppel, M. J. B. (2015). Research frontiers in drought-induced tree mortality: crossing scales and disciplines. *New Phytologist*, 205(3), 965–969.
- Immitzer, M., Vuolo, F., & Atzberger, C. (2016). First experience with Sentinel-2 data for crop and tree species classification in central Europe. *Remote Sensing*, 8(3), 166.

- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2021). *Climate change 2021: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the IPCC*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>
- Jactel, H., Petit, J., Desprez-Loustau, M.-L., Delzon, S., Piou, D., Battisti, A., & Koricheva, J. (2012). Drought effects on damage by forest insects and pathogens: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 18(1), 267–276. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02512.x>
- Kherchouche, D., Kalla, M., Gutierrez, E., Bouhouche, B., & Belfodil, D. (2013). Dépérissement du cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti) dans le massif du Bélézma (Algérie). *Sécheresse*, 24(1), 1–9. <https://doi.org/10.1684/sec.2013.0374>
- Kherchouche, D., et al. (2018). Forest decline dynamics in Mediterranean ecosystems under climate stress. *Revue Forestière Méditerranéenne*, 39(2), 101–112.
- Lausch, A., Erasmi, S., King, D. J., Magdon, P., & Heurich, M. (2016). Understanding forest health with remote sensing—Part I: A review of spectral traits, processes and remote-sensing characteristics. *Remote Sensing*, 8(12), 1029. <https://doi.org/10.3390/rs8121029>
- Lloret, F., Escudero, A., Iriondo, J. M., Martínez-Vilalta, J., & Valladares, F. (2012). Extreme climatic events and vegetation: The role of stabilizing processes. *Global Change Biology*, 18(3), 796–805. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02624.x>
- Lloret, F., Siscart, D., & Dalmases, C. (2004). Canopy recovery after drought dieback in holm-oak Mediterranean forests of Catalonia (NE Spain). *Global Change Biology*, 10(12), 2092–2099. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00870.x>
- Louni, D. (1994). Les forêts algériennes. *Forêt Méditerranéenne*, 15(1), 59–63.
- Madoui, A. (2002). Les incendies de forêt en Algérie : historique, bilan et analyse. *Forêt Méditerranéenne*, 23(1), 23–30.
- Manion, P. D. (1981). *Tree disease concepts*. Prentice-Hall.

- Martínez-Vilalta, J., et al. (2012). Drought-induced forest decline in Mediterranean ecosystems. *Global Change Biology*, 18(1), 1–15.
- Martinez-Vilalta, J., López, B. C., Loepfe, L., & Lloret, F. (2012). Stand- and tree-level determinants of pine mortality following a dry spell. *Forest Ecology and Management*, 276, 176–183.
- McDowell, N., Pockman, W. T., Allen, C. D., Breshears, D. D., Cobb, N., Kolb, T., Plaut, J., Sperry, J., West, A., Williams, D. G., & Yepez, E. A. (2008). Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? *New Phytologist*, 178(4), 719–739.
- Meliani, A., Gana, M., Benderradji, M. E. H., Ben Yahia, K., & Alatou, D. (2021). Cartographie des déterminants de l’invasion par le pin maritime, *Pinus pinaster* Ait., de la subéraie de Haddada dans le nord-est de l’Algérie. *Bois et Forêts des Tropiques*, 347, 79–90. <https://doi.org/10.19182/bft2021.347.a31883>
- Meliani, A., Maatouk, M., & Benhassaini, H. (2021). Dynamique d’expansion du pin maritime dans les subéraies post-incendie de la région d’El Tarf (Algérie Nord-Est). *Revue d’Écologie (Terre et Vie)*, 76(1), 35–52.
- Meliani, S., Hadeif, A., & Benmessaoud, H. (2021). Dynamique de colonisation du pin maritime (*Pinus pinaster* Aiton) dans la subéraie de Haddada (El Tarf, Algérie) après incendie. *Revue d’Écologie (Terre et Vie)*, 76(2), 145–158.
- Menai, R. (2005). *Contribution à l’étude des macro-invertébrés des eaux continentales de l’Algérie : inventaire, écologie et biogéographie des Odonates* (Thèse de doctorat). Université Badji Mokhtar, Annaba. [Consolidé avec *Analyse climatique du Nord-Est algérien (Mémoire de Magister)*]
- Messaoudène, M., et al. (2013). Dynamiques de dépérissement des forêts du Nord-Est algérien et facteurs explicatifs. *Revue Forestière Méditerranéenne*, 34(2), 115–128.
- Mezali, M., & Benabdeli, K. (2013). Influence des facteurs écologiques sur le dépérissement du pin maritime dans l’Ouest algérien. *Revue des Sciences et de la Technologie*, 28, 45–53.

- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Netherer, S., Matthews, B., Katzensteiner, K., Blackwell, E., Henschke, P., Hietz, P., Pennerstorfer, J., Rosner, S., Kikuta, S., Schume, H., & Schopf, A. (2015). Do water-limiting conditions predispose Norway spruce to bark beetle attack? *New Phytologist*, 205(3), 1128–1141. <https://doi.org/10.1111/nph.13166>
- Ozenda, P. (2004). *Flore et végétation du Sahara*. CNRS Éditions.
- Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., Phillips, O. L., Shvidenko, A., Lewis, S. L., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Pacala, S. W., McGuire, A. D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S., & Hayes, D. (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333(6045), 988–993. <https://doi.org/10.1126/science.1201609>
- Pausas, J. G. (2015). Bark thickness and fire regime: a trade-off between fire resistance and fire tolerance? *Frontiers in Plant Science*, 6, 1–4.
- Pausas, J. G., & Keeley, J. E. (2009). A burning story: the role of fire in the history of life. *BioScience*, 59(7), 593–601.
- Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, A., Gaillard, J. M., Tucker, C. J., & Stenseth, N. C. (2005). Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(9), 503–510. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.011>
- Pinto, C. A., Henriques, M. O., David, J. S., & David, T. S. (2014). Links between water availability, tree vulnerability and forest decline in Mediterranean pine ecosystems. *Annals of Forest Science*, 71(4), 455–465.
- Quézel, P. (2000). Réflexions sur l'évolution de la flore et de la végétation au Maghreb méditerranéen. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series III - Sciences de la Vie, 323*(1), 23–32.

- Quézel, P., & Médail, F. (2003). *Écologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Elsevier.
- Quézel, P., & Santa, S. (1963). *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales* (Vol. 1–2). CNRS.
- Rodríguez-González, P. M., Campelo, F., Albuquerque, A., Rivaes, R., Ferreira, M. T., & Santos, J. L. (2020). Vulnerability of riparian trees to climate change in Mediterranean rivers. *Science of the Total Environment*, 706, 135753. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135753>
- Rodríguez-González, P. M., Sánchez-Salguero, R., & Camarero, J. J. (2020). Maritime pine (*Pinus pinaster* Aiton) in the Iberian Peninsula: a review of its ecology and silviculture. *Forest Systems*, 29(2), eR01.
- Ruiz-Labourdette, D., Schmitz, M. F., & Pineda, F. D. (2013). Landscape-scale variability of forest decline under Mediterranean drought conditions. *Forest Ecology and Management*, 310, 1–10.
- Sánchez-Salguero, R., et al. (2012). Climate-driven tree mortality in Mediterranean pine forests. *Forest Ecology and Management*, 274, 1–10.
- Sánchez-Salguero, R., Navarro-Cerrillo, R. M., Camarero, J. J., & Fernández-Cancio, Á. (2012). Selective drought-induced decline of pine species in southeastern Spain. *Climatic Change*, 113(3–4), 767–785. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0372-6>
- Sangüesa-Barreda, G., Linares, J. C., & Camarero, J. J. (2015). Reduced growth sensitivity to climate in bark-beetle infested Aleppo pines: Connecting climatic and biotic drivers of forest dieback. *Forest Ecology and Management*, 357, 126–137. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.08.018>
- Sangüesa-Barreda, G., Camarero, J. J., García-Martín, A., Fernández-Cancio, Á., & Navarro-Cerrillo, R. M. (2015). Reduced growth sensitivity to climate in bark-beetle infested Aleppo pines. *Trees*, 29(4), 1141–1150. <https://doi.org/10.1007/s00468-015-1194-6>

- Sangüesa-Barreda, G., Granda, E., Linares, J. C., Camarero, J. J., & Rozas, V. (2023). Stand density mediates drought-induced growth decline and mortality in Mediterranean *Pinus pinaster* forests. *Forest Ecology and Management*, 527, 120626.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120626>
- Sangüesa-Barreda, G., Camarero, J. J., Olano, J. M., & Gazol, A. (2023). Density-dependent mortality and drought-driven forest decline in mixed pine-oak forests. *Forest Ecology and Management*, 527, 120–129.
- Santos-del-Blanco, L., Bonser, S. P., Valladares, F., & Chambel, M. R. (2012). Intraspecific variation in functional traits in response to drought in maritime pine. *Tree Physiology*, 32(6), 744–754.
- Sbabdji, M., et al. (2010). Densité des peuplements et dépérissement des pineraies en Algérie. *Annales de l'Institut National de la Recherche Forestière*, 12, 45–58.
- Talbi, A. (2015). *Rapport technique sur le dépérissement des reboisements de pin maritime dans la commune de Roknia, wilaya de Guelma*. Direction Générale des Forêts — Subdivision de Guelma.
- Talbi, O. (2015). *Dépérissement du pin maritime dans les reboisements de la commune de Roknia (Guelma)*. Rapport technique, Direction Générale des Forêts, Algérie.
- Tapias, R., Gil, L., Fuentes-Utrilla, P., & Pardos, J. A. (2001). Canopy seed banks in Mediterranean pines of south-eastern Spain: A comparison between *Pinus halepensis*, *P. pinaster*, *P. nigra* and *P. pinea*. *Journal of Ecology*, 89(4), 629– 638.
<https://doi.org/10.1046/j.0022-0477.2001.00575.x>
- Touati, L. (2008). *Distribution spatio-temporelle des Genres Daphnia et Simocephalus dans les mares temporaires de la Numidie* (Thèse de doctorat). Université 8 mai 1945 de Guelma.
- Touati, M. (2008). *Influence du climat sur la biodiversité en Numidie* (Thèse de doctorat). Université d'Annaba.

- Turco, M., von Hardenberg, J., AghaKouchak, A., Llasat, M. C., Provenzale, A., & Trigo, R. M. (2017). On the key role of droughts in the dynamics of summer fires in Mediterranean Europe. *Scientific Reports*, 7(1), 81.
- Vennetier, M., Delzon, S., & Ripert, C. (2011). Impact des sécheresses récentes sur la mortalité des peuplements de pin maritime en région méditerranéenne française. *Forêt Méditerranéenne*, 32(2), 123–132.
- Vennetier, M., Ripert, C., & Maillé, E. (2011). Climate change impact on vegetation and forests in Provence. In *Forests of the Mediterranean Region: Gaps in Knowledge and Research Needs* (pp. 45–60). IUFRO.
- Wyka, S. A., & Munck, I. A. (2019). The effect of drought stress on *Diplodia* shoot blight susceptibility of red pine. *Forest Pathology*, 49(3), e12514.
- Zúñiga-Vásquez, J. M., Pompa-García, M., & Camarero, J. J. (2023). Post-fire tree mortality and forest recovery in Mediterranean pine forests. *Fire Ecology*, 19(1), 1–14