

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

Aziz MELIANI¹
Mohamed GANA¹
Mohamed El Habib BENDERRADJI¹
Kaouther BEN YAHIA^{2,3}
Djamel ALATOU¹

¹ Université des Frères Mentouri -
Constantine 1
Faculté des sciences de la nature
et de la vie
Département de biologie
et écologie végétale
Laboratoire de développement
et valorisation des ressources
phytogénétiques
BP 325, route de Ain El Bey
25017 Constantine
Algérie

² Université de Carthage
Avenue de la République
BP 77, 1054 Amilcar
Tunisie

³ Institut national de recherches
en génie rural, eaux et forêts
Laboratoire d'écologie forestière
Rue Hédi EL Karray El Menzah IV
BP 10, Ariana 2080
Tunisie

**Auteur correspondant /
Corresponding author:**
Aziz MELIANI – meliaz@yahoo.fr



Photo 1.
La subéraie de Haddada sujette à une invasion par le pin maritime.
The Haddada suberaie subject to invasion by maritime pine.
Photo A. Meliani.

Doi : 10.19182/bft2021.347.a31883 – Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 16 juin 2020 ;
date d'acceptation : 16 décembre 2020 ; date de publication : 25 février 2021.



Licence Creative Commons :
Attribution - 4.0 International.
Attribution-4.0 International (CC BY 4.0)

Citer l'article / To cite the article

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 : 77-88. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.347.a31883>

RÉSUMÉ

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

Plusieurs subéraies du Nord-Est algérien sont sujettes à une invasion par le pin maritime. Cette dynamique forestière qui a débuté dans les années 1980 est souvent citée parmi les facteurs de dégradation des subéraies algériennes mais n'a encore jamais fait l'objet de recherche. L'objectif de notre étude, qui porte sur le cas de la subéraie de Haddada (wilaya d'El-Tarf), était d'identifier les déterminants de l'invasion par le pin maritime, *Pinus pinaster* Ait., en recourant à une cartographie chorologique de facteurs tels que la pente, l'exposition et les surfaces incendiées en 1994, ainsi qu'une cartographie de la subéraie avant et après l'invasion. L'élaboration des cartes a suivi une approche géomatique complétée par des enquêtes sur le terrain. La cartographie montre que les parties envahies par le pin maritime sont celles qui ont été le plus touchées par l'incendie de 1994, ce qui correspond aussi aux pentes fortes et très fortes. La faible résilience du chêne-liège (*Quercus suber*) dans ces conditions a permis au pin maritime de le supplanter. Cette dynamique illustre bien le paradigme *patch dynamics* dans une forêt méditerranéenne, et nous renseigne aussi sur le potentiel invasif du pin maritime, s'agissant d'une espèce se révélant également invasive ailleurs dans le monde. Le changement climatique risque d'accentuer ces processus d'invasion.

Mots-clés : déterminants, dynamique végétale, invasion, géomatique, *Pinus pinaster* Ait., pin maritime, *Quercus suber*, chêne-liège, subéraie, Algérie.

ABSTRACT

Mapping the determinants of invasion by maritime pine, *Pinus pinaster* Ait., in the Haddada cork oak woods in north-eastern Algeria

A number of cork oak woods in north-eastern Algeria are being invaded by maritime pines. These forest dynamics began in the 1980s and although they are often cited as one of the factors of degradation of Algeria's cork oak woods, they have never been researched. The aim of our study, on the cork oak woods of Haddada (wilaya of El-Tarf) was to identify the determinants of invasion by the maritime pine, *Pinus pinaster* Ait., by chorological mapping of factors such as slopes, exposure and areas burned by wildfires in 1994, together with mapping of the cork oak woods before and after the invasion. The maps were produced by applying a geomatics approach supplemented by ground surveys. The maps show that the areas invaded by maritime pine are those that were most affected by the fires of 1994, which are also those on steep and very steep slopes. The low resilience of cork oaks, *Quercus suber*, in such conditions has allowed maritime pines to supplant them. These dynamics are a good illustration of the "patch dynamics" paradigm in Mediterranean forests and also show the invasive potential of maritime pine, which has been shown to be equally invasive elsewhere in the world. The invasion process is likely to be accentuated by climate change.

Keywords: determinants, plant dynamics, invasion, geomatics, *Pinus pinaster* Ait., maritime pine, *Quercus suber*, cork oak, cork oak wood, Algeria.

RESUMEN

Cartografía de los factores determinantes de la invasión del pino marítimo, *Pinus pinaster* Ait., en el alcornoque de Haddada, en el nordeste de Argelia

Varios alcornocales del nordeste de Argelia sufren la invasión del pino marítimo. Esta dinámica forestal iniciada en los años 1980 se cita a menudo entre los factores de degradación de los alcornocales argelinos, pero nunca ha sido objeto de investigación. El objetivo de nuestro estudio, centrado en el caso del alcornoque de Haddada (valiato de El-Tarf), era identificar los factores determinantes de la invasión del pino marítimo, *Pinus pinaster* Ait. Se utilizó una cartografía corológica teniendo en cuenta factores como la pendiente, la exposición y las superficies quemadas en 1994, así como la cartografía del alcornoque antes y después de la invasión. Los mapas se elaboraron mediante un enfoque geomático complementado con investigaciones realizadas sobre el terreno. La cartografía muestra que las zonas invadidas por el pino marítimo fueron las más afectadas por el incendio de 1994, y también corresponden a las pendientes empinadas y muy empinadas. La escasa resiliencia del alcornoque, *Quercus suber*, a estas condiciones permitió que el pino marítimo lo suplantara. Esta dinámica ilustra claramente el paradigma de la dinámica de parches (*patch dynamics*) en un bosque mediterráneo, y también nos informa sobre el potencial invasor del pino marítimo, ya que esta especie también es invasora en otros lugares del mundo. Es posible que el cambio climático acentúe estos procesos de invasión.

Palabras clave: factores determinantes, dinámica vegetal, invasión, geomática, *Pinus pinaster* Ait., pino marítimo, *Quercus suber*, alcornoque, alcornoque, Argelia.

Introduction

Les dynamiques forestières impliquant des espèces invasives figurent parmi les problématiques fondamentales liées au contexte actuel de changement climatique et d'érosion de la biodiversité. L'étude d'une espèce invasive dans un lieu donné permet une meilleure évaluation de son potentiel invasif dans d'autres lieux (Tassin *et al.*, 2007). Les essences ligneuses invasives sont celles qui causent le plus de dommages au fonctionnement des écosystèmes (Bingeli, 1996 ; Cronk et Fuller, 1998 ; Rejmánek *et al.*, 2005), parmi lesquelles les exotiques inquiètent souvent davantage que les autochtones. Cependant, ces dernières aussi sont indicatrices de changements en cours et nécessitent tout autant d'attention. Notre étude porte sur l'enrésinement naturel où les feuillus sont envahis par les résineux, souvent cité parmi les principaux agents responsables de la dégradation des subéraies algériennes (Ouelmouhoub, 2005 ; Raachi, 2007 ; Aouadi *et al.*, 2010 ; Letreuch-Belarouci *et al.*, 2010 ; Dehane *et al.*, 2011 ; Amoura, 2017).

Notre site d'étude concerne l'invasion de la subéraie de Haddada, dans l'extrême Nord-Est algérien, par le pin maritime (*Pinus pinaster* Ait.). Dans l'ensemble du bassin versant du lac Tonga, dont fait partie ce site d'étude, l'enrésinement de la subéraie aurait atteint son apogée durant la période de sécheresse qui a débuté dans les années 1980 et s'est achevée au milieu de la décennie suivante (Raachi, 2007). D'après les services forestiers de la région, il aurait débuté dans la subéraie de Haddada il y a plus de 30 ans et se serait accentué après l'incendie de l'été 1994.

Selon Quézel *et al.* (1990), il est rare que les enrésinements naturels soient évalués correctement quel qu'en soit l'élément déclencheur. L'invasion par le pin maritime des subéraies du Nord-Est algérien n'a encore jamais fait l'objet d'études. Ainsi, afin de mieux comprendre la dynamique et les modalités de cette invasion dans la subéraie de Haddada, notre objectif était d'en identifier les déterminants en recourant à une cartographie chorologique de facteurs d'invasion présumés déterminants (pente, exposition et surfaces incendiées en 1994), ainsi qu'à une cartographie de la subéraie avant et après invasion par le pin maritime. L'élaboration des cartes a été assurée par une approche géomatique complétée par des enquêtes sur le terrain.

Présentation du site d'étude

La subéraie de Haddada se situe dans l'extrême Nord-Est algérien, dans la commune de Souarekh, wilaya d'El-Tarf (figure 1) (photos 1 et 2). Elle fait partie du Parc national d'El Kala, classé comme tel depuis juillet 1983, puis classé réserve de la biosphère par l'UNESCO en 1990.

Notre étude concerne la partie sujette à l'invasion par le pin maritime, ce qui représente une superficie de 224,9 ha. Cette écosection se situe sur un versant à dominance ouest d'une basse montagne tellienne, dont la ligne de crête, qui culmine à 594 m (Kef Edmen), correspond à la frontière algéro-tunisienne. Elle représente la limite nord-orientale de la chaîne numidique, dont l'ossature est à base d'argiles et de grès numidien. Le sol, peu profond, est de type brun forestier. Le site compte beaucoup d'affleurements rocheux et le relief accidenté présente beaucoup de pentes de 25 % et plus. Le site fait partie du bassin versant du lac Tonga et est parcouru par plusieurs ravines.

La subéraie de Haddada est sous l'influence d'un climat méditerranéen subhumide, à hiver doux à chaud (Emberger, 1955 ; Raachi, 2007), caractérisé par une pluviométrie qui varie entre 710 et 910 mm/an. La période pluvieuse s'étend d'octobre à avril. La température moyenne annuelle avoisine les 18 °C.

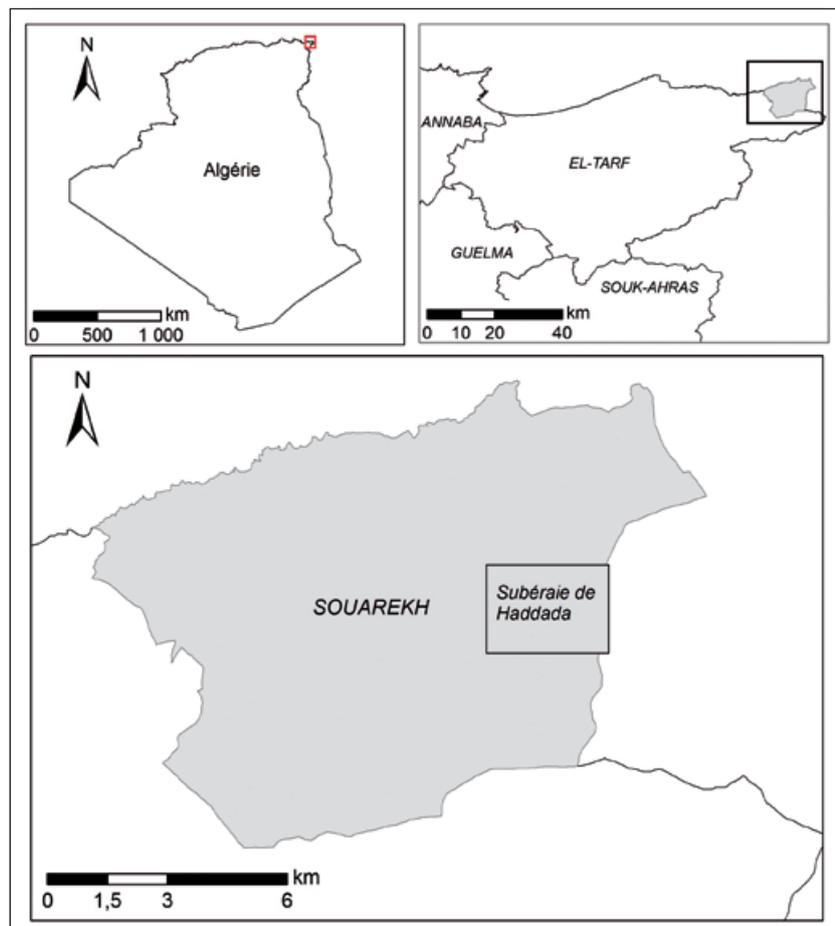


Figure 1.
Situation géographique de la subéraie de Haddada.
Geographical location of the Haddada suberaie.

**Photo 2.**

La subéraie de Haddada sujette à une invasion par le pin maritime.
The Haddada suberaie subject to invasion by maritime pine.
Photo A. Meliani.

Le cortège floristique de la subéraie de Haddada est principalement constitué de *Erica arborea*, *Arbutus unedo*, *Pistacia lentiscus* et *Cytisus triflorus*. Elle est sujette à un envahissement par le pin maritime dont les sujets les plus âgés ne dépassent pas 35 ans, d'après leur dendrométrie. La végétation des ravines est à base de *Salix pedicellata*.

Méthodologie

Nous avons opté pour une approche géomatique, complétée par des enquêtes sur le terrain, pour élaborer des cartes de la subéraie de Haddada avant et après l'invasion par le pin maritime, ainsi qu'une cartographie des déterminants de cette invasion : pente, expositions, et surfaces incendiées en 1994. Ces dernières ont été identifiées par le *Normalized burn ratio* (NBR).

Sources des données

Nous avons utilisé les images satellitaires Landsat et les images Google Earth (tableau I), dont l'association nous a permis d'établir des cartes plus précises.

Landsat nous donne accès à une archive remontant aux années 1980, période où l'envahissement de la subéraie de Haddada par le pin maritime a débuté. Ses images, obtenues gratuitement sur le site Earth Explorer USGS (United States Geological Survey¹), sont de niveau 2A ; elles ont subi une correction géométrique et atmosphérique.

Les images Google Earth nous ont permis d'améliorer la qualité de la classification à partir des échantillons de validation obtenus par photo-interprétation.

Méthodes de traitement des données

Définition des classes thématiques

Notre site d'étude se subdivise en cinq classes thématiques :

- la subéraie – arborée dense, arborée claire, fruticée ;
- les surfaces envahies par le pin maritime (enrésinées) ;
- les terres nues – affleurements rocheux, pistes et routes ;

¹ <http://earthexplorer.usgs.gov/>

Tableau I.
Sources des données utilisées.

Type	Données	Date	Résolution spatiale (m) / échelle	Source
Images satellitaires	Landsat 5 - TM	18 juillet 1984	30	<i>Earth explorer</i> USGS (<i>United States Geological Survey</i> : http://earthexplorer.usgs.gov/)
		18 juillet 1987		
		31 août 1994		
		10 août 2004		
	Landsat 8 - OLI	14 août 2018	30	
Données auxiliaires	Cartes topographiques	2005	1 / 25 000	Institut national de cartographie et de télédétection (INCT)
	<i>Google Earth</i>	2018	0,5	<i>Google Inc.</i>
	Historique du site	/	/	Services forestiers (algériens et tunisiens)
	Données de terrain	/	/	Site d'étude
	Modèle numérique de terrain (MNT)	/	30 m	<i>Global Digital Elevation Model</i> du satellite ASTER

- les surfaces vouées à l'agriculture – terres cultivées, jachères, arboriculture ;
- le bâti.

Des échantillons représentatifs de chaque classe thématique ont été identifiés lors des enquêtes sur terrain, ce qui nous a permis d'être plus précis, sachant que la résolution spatiale des images satellitaires utilisées ne permettait pas à elle seule une bonne discrimination entre feuillus et résineux.

Classification des images

Pour l'élaboration de la carte de la subéraie de Haddada en 1987, nous avons d'abord utilisé deux indices, l'*Optimum index factor*, qui permet la sélection des meilleures bandes spectrales ayant une faible corrélation et une forte variance, afin d'éviter la redondance, et l'indice de séparabilité pour calculer la distance spectrale entre les différentes parcelles d'entraînement. Pour la sélection de ces dernières, nous nous sommes basés sur les données fournies par les services forestiers, d'une part, et la confirmation de ces données par la dendrométrie du chêne-liège, d'autre part, recueillies sur la base d'enquêtes sur le terrain, ce qui indique avec précision les surfaces homogènes occupées par le chêne-liège en 1987. Puis nous avons effectué la classification supervisée à l'aide de l'algorithme *maximum likelihood* (maximum de vraisemblance), qui affecte chaque pixel à la classe ayant obtenu la plus forte probabilité de le contenir (Tso et Mather, 2009). Pour la validation de cette classification, nous avons généré des points aléatoires pour chaque classe d'occupation du sol, qui ont été confirmés par les enquêtes sur le terrain. Deux indices issus de la matrice de confusion sont souvent utilisés pour la validation de la performance des classifications : la précision globale (proportion des pixels bien classés calculée en pourcentage) et l'indice de Kappa (rapport entre le nombre de pixels bien classés et le total des pixels sondés).

Concernant l'élaboration de la carte de la subéraie de Haddada en 2018, nous avons d'abord isolé les routes, les pistes, les roches et le bâti par digitalisation en se basant sur l'interprétation visuelle des images Google Earth, puis nous avons effectué des relevés GPS lors des enquêtes sur le terrain pour délimiter les bouquets de pins maritimes. Le fichier vecteur a ensuite été projeté sur les images afin de compléter la classification. Cette méthode nous a permis de dépasser la difficulté de la discrimination entre pin maritime et chêne-liège, d'une part, et de profiter de la haute résolution spatiale des images Google Earth (0,5 m), d'autre part.

Détection du changement

Nous avons opté pour la méthode de post-classification. Les classifications sont ainsi indépendantes, réduisant par la suite les problèmes de calibration atmosphérique et de capteur inter-dates. Les résultats de la classification pour deux dates produisent des cartes qui consignent toutes les possibilités de changements (Weismiller *et al.*, 1977). Cette méthode confère plus de fiabilité à l'identification des zones de changement.

Traitement du modèle numérique de terrain (MNT)

Nous avons effectué un traitement automatique du MNT, par le système d'information géographique (SIG), pour obtenir une base de données géospatiales comportant toutes les caractéristiques physiques du site. Nous avons effectué la projection cartographique du MNT vers WGS 84 UTM 32 N, ce qui nous a permis de générer les cartes des classes de pente et d'exposition.

Application des indices

Les indices font partie de méthodes de traitement que l'on appelle les transformations multi-spectrales. Ils consistent à convertir la luminance mesurée au niveau des capteurs en valeurs numériques ayant une signification dans les domaines environnementaux.

Nous avons utilisé le NBR (*Normalized Burn Ratio*) pour la chorologie de l'invasion par le pin maritime vis-à-vis des surfaces brûlées en août 1994. Il est déterminé à partir de l'écart de réflectance entre les canaux du proche infrarouge (PIR) et les ondes courtes infrarouge (SWIR). Il permet l'identification des surfaces brûlées (Key et Benson, 2006). Il se calcule comme suit :

$$\text{NBR} = (\text{PIR} - \text{SWIR}) / (\text{PIR} + \text{SWIR})$$

Les valeurs élevées (positives) du NBR correspondent à une végétation en bon état, alors que les valeurs basses (négatives) correspondent aux terres nues et aux surfaces récemment incendiées. Les valeurs proches de zéro sont les surfaces non incendiées.

Acquisition des données de terrain

Nous avons effectué plusieurs sorties sur terrain, pour des collectes de données et des observations dans la subéraie de Haddada. Cela a été déterminant pour élaborer des cartes précises par les vérifications directes, afin de corriger et de valider les résultats du traitement des images satellitaires, et l'observation de la structure de la forêt et sa composition.

Résultats

Cartographie de la subéraie de Haddada avant et après l'invasion par le pin maritime

Les figures 2 et 3 représentent respectivement la subéraie de Haddada en 1987 et 2018.

Selon la matrice de confusion de l'image classée (1987), la quasi-totalité des pixels affectés à ces classes ont été bien classés. La précision y dépasse 80 % pour la majorité des classes (tableau II).

La valeur du coefficient de Kappa estimée dans notre cas est de 84,4 %, sachant que la valeur critique inférieure de ce dernier, au-delà de laquelle une classification est jugée acceptable, est de 75 % (Girard et Girard, 1999). On peut donc dire qu'il y a une très bonne correspondance entre la cartographie issue de la classification des données de la télédétection et les observations issues du terrain.

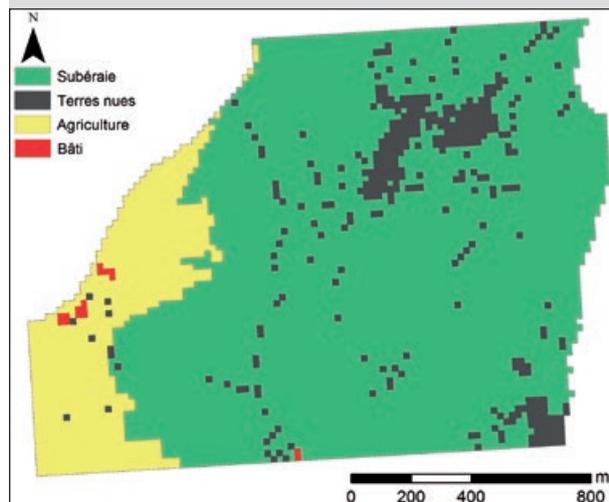


Figure 2.
La subéraie de Haddada en 1987.
Haddada's suberaie in 1987.

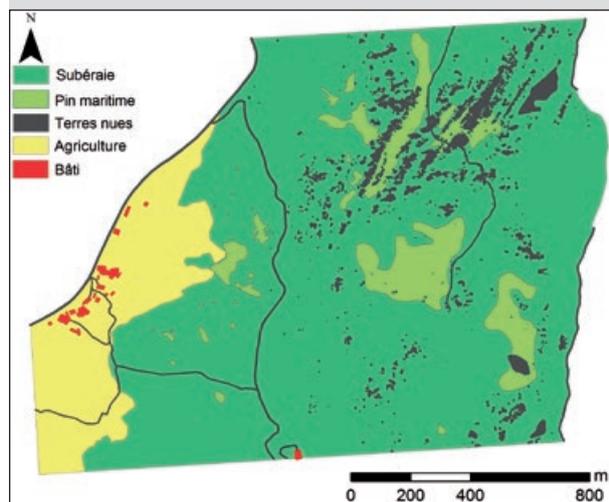


Figure 3.
La subéraie de Haddada en 2018 envahie par le pin maritime.
The Haddada suberaie in 2018 invaded by maritime pine.

Tableau II.
Indices de précision de la classification de l'image Landsat de 1987.

Classes d'occupation du sol	Précision cartographique (%)	Précision thématique (%)
Chêne-liège	92,98	94,46
Roches - Terres nues	81,81	81,81
Agriculture	93,75	78,94
Bâti	84,61	100
Précision globale		89,81
Coefficient de Kappa		84,42

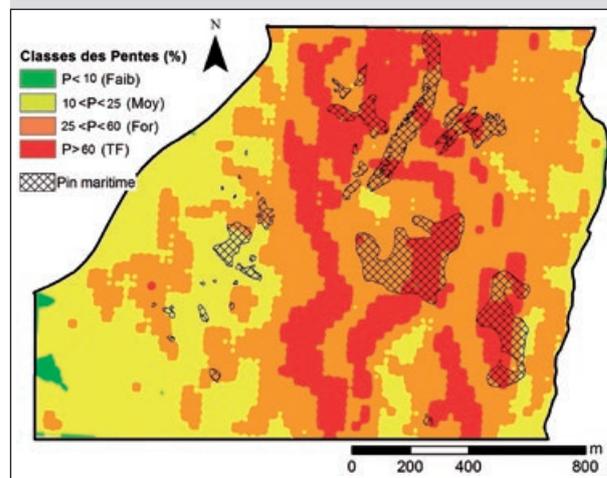


Figure 4.
Classes des pentes et surfaces envahies par le pin maritime.
Classes of slopes and surfaces invaded by maritime pine.

L'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime se présente sous forme de bouquets arborés (figure 3), dont la superficie varie de quelques mètres carrés à quelques hectares (6 ha). Ils sont répartis sur l'ensemble de la subéraie, majoritairement sur le flanc du versant au-dessus de 250 m d'altitude. La superficie totale envahie par le pin maritime est de 17,96 ha, soit 7,98 % du site et 9,37 % de la surface forestière. Si la majorité des surfaces enrésinées (81,79 %) étaient autrefois occupées par le chêne-liège (*Quercus suber* L.), une partie (18,21 %) était cependant constituée de terres nues.

Le tableau III représente la matrice de transition des classes thématiques (en pourcentage) entre 1987 et 2018.

Cette matrice de transition montre que 8,32 % de la subéraie (soit 14,69 ha) et 21,43 % (soit 3,27 ha) de terres nues ont été envahies par le pin maritime.

Déterminants de l'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime

Relation entre la pente et l'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime

La figure 4 représente la superposition des classes de pentes aux surfaces envahies par le pin maritime.

Les surfaces de la subéraie de Haddada envahies par le pin maritime sont à 46,8 % situées sur des pentes fortes, et à 44,9 % sur des pentes très fortes, alors que seules 8,3 % d'entre elles sont situées sur des pentes moyennes (tableau IV). Sur ce terrain accidenté, le sol est peu profond avec des affleurements rocheux.

Relation entre l'exposition et l'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime

La figure 5 représente la superposition des expositions aux surfaces envahies par le pin maritime.

Les surfaces de la subéraie de Haddada envahies par le pin maritime représentent 46,6 % de la superficie et sont exposées à l'ouest, 31,5 % étant exposées au nord-ouest et 11,8 % au sud-ouest (tableau V). Les expositions ouest sont donc celles qui contiennent le plus de surfaces enrésinées, mais nous devons rappeler que l'ensemble du site d'étude est lui-même à domination ouest.

Tableau III.

Matrice de transition des classes thématiques (en pourcentage) entre 1987 et 2018.

Classes d'occupation du sol		2018				
		Subéraie	Pin maritime	Terres nues	Agriculture	Bâti
1987	Subéraie	87,06	8,32	3,88	0,24	0
	Pin maritime	0	0	0	0	0
	Terres nues	39,57	21,43	36,31	1,43	0,07
	Agriculture	10,01	0,02	2,98	84,14	1,21
	Bâti	0	0	1,36	0,43	97,36

Tableau IV.

Surfaces envahies par le pin maritime en fonction des pentes.

Valeurs de la pente (P)	Classes de pente	Surfaces envahies par le pin maritime (ha)	Surfaces envahies par le pin maritime (%)
P < 10 %	Faible	0	0
10 % < P < 25 %	Moyenne	1,49	8,34
20 % < P < 60 %	Forte	8,35	46,78
P > 60 %	Très forte	8,02	44,89

Relation entre l'incendie et l'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime

En août 1994 un incendie a touché la subéraie de Haddada, ainsi que le versant est, du côté tunisien. La figure 6 représente le NBR de la fin août 1994, avec les surfaces envahies par le pin maritime en 2018.

La partie de la subéraie située au-dessus de 250 m relève majoritairement d'un NBR négatif, indiquant alors les surfaces incendiées en août 1994. C'est sur cette partie que se situent la plupart des surfaces envahies par le pin maritime (figure 6).

Tableau V.

Surfaces envahies par le pin maritime en fonction des expositions.

Exposition	Surfaces envahies par le pin maritime (ha)	Surfaces envahies par le pin maritime (%)
Sud-est	0,08	0,42
Sud	1,39	7,79
Sud-ouest	2,10	11,77
Ouest	8,32	46,56
Nord-ouest	5,62	31,49
Nord	0,35	1,97

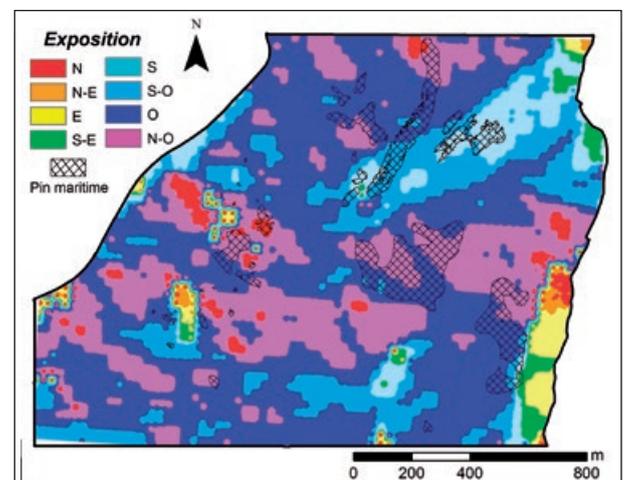


Figure 5.

Expositions et surfaces envahies par le pin maritime.
 Exposures and areas invaded by maritime pine.

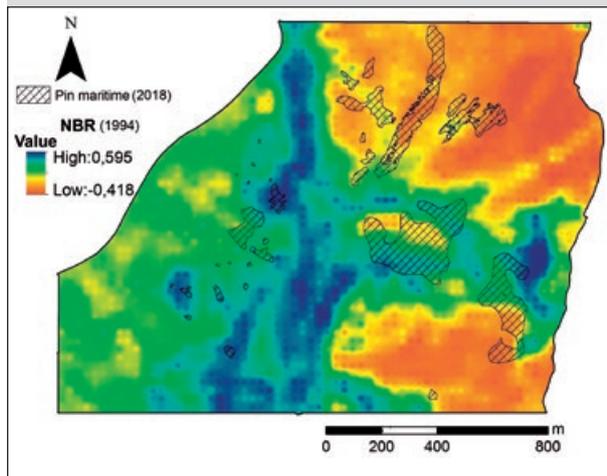


Figure 6.
NBR (Normalized Burn Ratio) et surfaces envahies par le pin maritime.
NBR (Normalized Burn Ratio) and surfaces invaded by maritime pine.

Discussion

Dynamique de l'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime

Le pin maritime est une espèce à stratégie (r) (Barbero, 1995), classée parmi les conifères colonisateurs opportunistes selon le modèle expansionniste de Barbero et Quézel (1989), pionnière pour la subéraie, se situant parmi les arbres « occupants de places vides » qui s'installent après perturbation (Blondel, 1995). Ainsi, du point de vue des successions végétales, l'invasion d'une subéraie par le pin maritime correspond à une dynamique régressive. Dans notre site, elle a touché 9,37 % de la surface forestière. Avec une population de pin maritime non équienne, et des semenciers âgés de moins de 35 ans, il lui aura fallu une vingtaine d'années pour coloniser cette superficie de la subéraie de Haddada. La répartition du pin maritime par bouquets indique une colonisation par dispersion d'abord, puis une colonisation frontale et/ou par nucléation, dans des micro-habitats favorables à son installation. Trois hypothèses peuvent être proposées concernant son origine, précisées ci-après.

Ses graines, à l'état de dormance, faisaient partie du potentiel séminal local (édaphique), c'est-à-dire de la crypto-banque de graines. La levée de dormance succède souvent à une perturbation qui augmente subitement la lumière au niveau du sol (Rameau, 1999). L'invasion par le pin maritime résulterait alors d'un *storage effect* (effet de stockage). Mais ce qui rend cette hypothèse peu plausible est la faible longévité des graines de pin maritime, puisque, d'après Calama *et al.* (2017), la persistance des graines dans le sol chez la majorité des pins méditerranéens est très faible. Ces graines deviendraient non viables au-delà de deux ans d'après Martínez-Sánchez *et al.* (1995) et auraient donc un rôle mineur dans les processus de régénération.

Une deuxième hypothèse est que les graines constituant le potentiel séminal advectif (Rameau, 1999) ont été amenées lors et/ou après une perturbation par différents vecteurs de propagation, s'agissant du vent ou d'animaux ou, parfois, par l'effet même du feu sur les cônes sérotineux du pin maritime puisque, d'après Reyes et Casal (2001), dans la moitié des cas, les écailles des cônes s'ouvrent sous l'effet d'un choc thermique. Cette hypothèse est plus plausible sachant que le pin maritime faisait partie du stock dendrologique régional, puisque déjà présent sur le versant est du massif, situé du côté tunisien. Elle est confortée par le rôle primordial que joue la pluie de graines chez le pin maritime, seul approvisionnement de graines viables selon Guignabert (2018).

Enfin, selon une troisième hypothèse, des recrûs de pin maritime étaient déjà installés sous le chêne-liège, tolérant l'ombrage. Suite à une perturbation, leur croissance aurait repris normalement et ces individus auraient alors composé le potentiel végétatif (ou recrû végétatif) du peuplement (Rameau, 1999). La limite de cette hypothèse réside toutefois dans le tempérament héliophile du pin maritime.

Déterminants de l'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime

Relation entre la pente et l'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime

La majorité des surfaces envahies par le pin maritime sont situées sur des pentes fortes (de 20 % à 60 %) à très fortes (> 60 %), en raison de conditions plus à même de favoriser l'invasion suite à une perturbation (incendie). On y observe un sol pauvre et peu profond avec des affleurements rocheux, à cause de l'érosion hydrique, elle-même accentuée en l'absence de végétation après incendie. L'humidité de la station est également tributaire de la pente en raison de son rôle dans les modalités d'infiltration et de rétention de l'eau par le sol (Chouahda, 2016). Ainsi, sur les pentes fortes où le sol est peu profond, la rétention de l'eau est faible, ce qui réduit l'humidité de la station et le bilan hydrique du sol. Enfin, l'eau des précipitations ruisselle en surface ou migre obliquement à travers les horizons supérieurs puis s'accumule au bas des pentes (Lacoste et Salanon, 1999).

Ces pentes élevées compromettent en outre la résilience de la subéraie. La hauteur, la surface terrière et le diamètre du chêne-liège diminuent en effet avec l'augmentation de la pente (Chouahda, 2016), les pieds présents sur ces pentes devenant alors plus vulnérables aux incendies et moins résilients. Le chêne-liège survit mieux au feu avec des paramètres dendrométriques élevés, comme cela est le cas pour la plupart des essences soumises aux incendies (Dubois, 1990 ; Rigolot, 2004), exception faite pour les vieux arbres à diamètre particulièrement élevé (Catry *et al.*, 2012), à cause de la diminution de leur capacité à produire des rejets (Johnson *et al.*, 2009).

Relation entre l'exposition et l'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime

L'exposition nord est réputée plus favorable pour la croissance du chêne-liège, puisque relativement moins stressante au plan thermique et relevant de précipitations plus abondantes (Chouahda, 2016 ; Boussaidi et Mechregui, 2017). La subéraie y serait donc plus résiliente et moins susceptible d'être supplantée par le pin maritime. Cependant, notre site d'étude se trouve sur le versant ouest d'un massif orienté selon un axe nord-sud. Les expositions ouest, nord-ouest et sud-ouest totalisent plus de 80 % du site, où sont réparties 89,8 % des surfaces enrésinées. La domination ouest ne nous permet pas de conclure quoi que ce soit quant au lien entre l'invasion d'une subéraie par le pin maritime et le facteur exposition. Cela nécessiterait une comparaison avec d'autres subéraies sujettes à l'invasion par le pin maritime.

Néanmoins, on peut évoquer certaines conditions stationnelles liées à cette exposition et qui pourraient intervenir directement ou indirectement dans cette dynamique. Le nord de l'Algérie est caractérisé par la prépondérance des vents ouest et nord-ouest, qui accompagnent la plupart des perturbations météorologiques touchant cette région, ce qui rend ces versants particulièrement exposés aux effets du vent et de la pluie. En été, les vents sont variables, avec la manifestation du sirocco, vent chaud soufflant du sud (Sahara). La partie exposée à l'ouest n'est pas à l'abri des effets de ce vent qui assèche l'atmosphère et favorise, avec les températures élevées, les incendies de forêt (Raachi, 2007). Ainsi, contrairement à l'exposition nord qui présente des conditions microclimatiques meilleures pour la résilience du chêne-liège, l'exposition ouest semble au contraire l'affaiblir, rendant la subéraie plus vulnérable à une éventuelle dynamique régressive, telle celle représentée par l'invasion par le pin maritime.

Relation entre l'incendie et l'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime

Une dynamique régressive est déclenchée par des perturbations. Selon Sousa (1984), Pickett et White (1985) et Blondel (1995), le régime régional de perturbations spontanées propre à chaque grand système forestier, caractérisé dans le cas des forêts méditerranéennes par la récurrence des incendies, définit le maillage des mosaïques forestières à divers stades de développement. Cette mosaïque des taches relate donc l'histoire des feux et leur fréquence durant une période donnée (Bekdouche, 2010). L'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime illustre parfaitement ce processus, ainsi que le paradigme *patch dynamics*.

Selon le modèle de la « composition floristique initiale » proposé par Egler (1954), ce sont les espèces présentes avant l'incendie qui réapparaissent après dans une subéraie. Mais cela dépend du délai entre incendies successifs, qui doit être suffisant pour permettre aux espèces de persister dans les communautés (Bekdouche, 2010). Lorsque la fréquence des incendies et leur intensité ne sont pas trop excessives, ils peuvent même être un facteur de diversité floristique (Amandier, 2002). Selon Quézel et Medail (2003), la majorité des formations sclérophylles de Méditerranée sont parcourues en moyenne par un incen-

die tous les 25 ans environ. Tout en étant très combustible, le chêne-liège a une aptitude remarquable à reformer une structure forestière (Jacquet et Prodon, 2007). Ses premiers rejets commencent à apparaître peu de temps après l'incendie (Arianoutsou, 1998). Son temps de retour à l'état initial, estimé par Jacquet et Prodon (2007), est court, soit 6 à 18 ans pour la végétation et 5 à 7 ans pour l'avifaune de la subéraie.

Selon Prodon (1988), en fonction du régime des incendies, le chêne-liège déploie deux stratégies. Lorsque la fréquence est inférieure à deux incendies sur 50 ans, il favorise la régénération du houppier, généralement grâce à des bourgeons épicromiques protégés par son écorce subéreuse ou liège (Amandier, 2002), tout en développant quelques rejets de souche au risque d'un éventuel dépérissement de l'arbre-mère (Prodon, 1988). Mais si la fréquence des incendies est supérieure à trois incendies sur 50 ans, la régénération du houppier est entravée, et le chêne-liège privilégie les rejets de souche (Prodon, 1988). L'incendie d'août 1994 de la subéraie de Haddada n'aurait donc pas suffi, à lui seul, pour déclencher l'envahissement par le pin maritime. La littérature mentionne deux incendies antérieurs, en 1993 et en 1983, ayant touché le bassin versant du lac Tonga, dont fait partie notre zone d'étude (Raachi, 2007). Nous n'avons pas pu vérifier cela par les images satellitaires ou par les informations recueillies auprès des services forestiers. Néanmoins, nous avons observé plusieurs pieds de chêne-liège en cépée, dans la partie basse de la subéraie, cette dernière n'ayant pas été touchée par l'incendie de 1994 (figure 6) et restant très peu enrésinée (figure 3). Ces cépées indiquent probablement des incendies antérieurs à celui de 1994, qui auraient favorisé une régénération du chêne-liège par rejets de souche, tout en déclenchant le début de l'envahissement par le pin maritime dans la partie haute de la subéraie.

L'invasion par le pin maritime pourrait aussi être la conséquence d'une synergie des facteurs du milieu manifestée lors de ces dernières décennies relevant du changement climatique, dont l'augmentation des pluies torrentielles qui favorisent l'érosion et l'appauvrissement du sol, les périodes de sécheresse, ainsi que la fréquence accrue des incendies. L'incendie de 1994 serait dans ce cas un simple accélérateur de cette synergie de processus.

Scénarios prévisionnels

Différents scénarios sont envisageables quant au devenir de la subéraie de Haddada sujette à une invasion par le pin maritime.

- L'enrésinement peut constituer une relance, par une succession secondaire, du cycle sylvigénétique, si aucune perturbation ne l'entrave. La reconquête par le chêne-liège des surfaces enrésinées serait alors possible grâce à un modèle de tolérance, la cime peu compacte du pin maritime n'entravant en rien la réinstallation du chêne-liège au tempérament héliophile.
- Un blocage du cycle sylvigénétique est en revanche envisageable si le potentiel séminal au sein de l'éco-complexe est absent, étant donné le problème de régénération par semis dont souffrent les subéraies du Nord-Est algérien

(Raachi, 2007). On parlera alors d'un métaclimax, avec une mosaïque de taches constituée par la présence, sur un seul massif, de successions végétales asynchrones (Blondel, 1995), où se juxtaposent affleurement rocheux à mousses et lichens, pelouse préforestière, fruticée, phase pionnière forestière à pin maritime, et phase climacique ou subclimacique à chêne-liège, toutes étant également nécessaires au fonctionnement de la forêt à l'échelle du paysage (Blondel, 1995). Selon Rameau (1999), les successions ne suivent pas forcément une progression linéaire dans le temps mais peuvent être caractérisées par des paliers successionnels et des périodes de stabilisation marquées par un fort ralentissement des processus.

▪ Si toutefois les perturbations (incendies et changements climatiques) s'accroissent, cela favorisera la dynamique régressive, où le pin maritime dominera dans un premier temps, laissant place à des stades plus pionniers, voire à l'apparition d'une végétation semi-désertique (Pausas *et al.*, 1999). D'après Bekdouche (2010), les formations forestières dominées par les résineux accusent le coup sévèrement lors d'incendies à répétition et peuvent basculer vers des séries régressives. Or, d'après l'étude de Arfa *et al.* (2019) sur les risques d'incendies dans la wilaya d'El-Tarf, notre zone d'étude présente un risque de feu de forêt élevé à très élevé.

Pour éviter ce dernier scénario, qui est plausible vu la tendance actuelle, l'intégration de la population locale dans les programmes de conservation constitue un impératif. Il s'agit de minimiser les risques d'incendies qui sont volontaires pour la plupart (Arfa *et al.*, 2019), et d'accompagner ainsi la forêt dans sa dynamique naturelle. L'envahissement par le pin maritime pourrait favoriser dans ce cas la résilience de la subéraie par le truchement d'une succession secondaire.

L'invasion par le pin maritime dans le monde

Le genre *Pinus* est cité parmi les genres botaniques utilisés en foresterie présentant des risques d'invasion majeurs, puisqu'il fait partie des essences forestières à croissance rapide qui résistent bien aux perturbations (Tassin *et al.*, 2007). De surcroît, ces essences sont souvent localisées à proximité des milieux naturels (Foxcroft *et al.*, 2006), ce qui représente parfois une cause majeure de l'affaiblissement des espèces indigènes, en tout cas dans les écosystèmes insulaires (Tassin *et al.*, 2009). Parmi les espèces du genre *Pinus*, le pin maritime (*P. pinaster*) est particulièrement préoccupant (Tassin *et al.*, 2009 ; Pyšek *et al.*, 1995). Il est classé parmi les cinq pins les plus invasifs dans le monde (Pyšek *et al.*, 1995). Nos résultats démontrent le lien entre incendie et invasion par le pin maritime (figure 6) ainsi que sa capacité à s'accommoder des conditions du milieu de plus en plus contraignantes dans ce contexte de changement climatique, ce qui confirme son grand potentiel invasif que ce soit dans son aire naturelle ou ailleurs. Bien que le rôle des perturbations en tant que facteurs prédisposants voire déclenchants des invasions soit évident, elles demeurent les grandes absentes des modèles prédictifs (Tassin *et al.*, 2007).

Conclusion

L'invasion de la subéraie de Haddada par le pin maritime (*Pinus pinaster*) s'inscrit à la fois dans une tendance régionale, où plusieurs subéraies du Nord-Est algérien sont sujettes à cette dynamique, et dans une tendance mondiale d'érosion de la biodiversité, exacerbée par le changement climatique. Cela nous renseigne sur les modalités de cette évolution inquiétante qui favorise les quelques espèces qui s'accommodent le mieux aux contraintes actuelles, au détriment de l'ensemble de la biodiversité, ce qui confirme un peu plus la métaphore de *macdonaldisation* du vivant formulée par Lövei (1997).

L'urgence de ce contexte impose des solutions à la fois locales et globales, le perfectionnement des modèles prédictifs, la coopération des scientifiques et des gestionnaires, l'intégration des populations locales dans les programmes de protection des patrimoines forestiers. La subéraie de Haddada est d'autant plus concernée par la mise en place d'un programme de conservation rigoureux et réalisable qu'elle fait partie du Parc national d'El Kala, réserve de la biosphère depuis 1990.

L'augmentation des incendies et la dégradation des conditions du milieu risquent d'accroître l'enrésinement de la subéraie, voire l'installation d'une végétation semi-désertique par une série régressive. Une bonne conservation des subéraies envahies par le pin maritime, celle de Haddada en particulier, pourrait relancer le cycle sylvigénétique permettant la réinstallation du chêne-liège par une succession secondaire.

Remerciements

Pour leur précieuse aide et collaboration, nous remercions les services forestiers de la wilaya d'El-Tarf, plus particulièrement Ahmed Abdiouene (INRF, El Kala), de même que les services forestiers tunisiens et l'Institut national de recherches en génie rural, eaux et forêts (Ariana, Tunisie), mais aussi Azzedine M. T. Arfa et Mohamed Bendjaballah (Université des Frères Mentouri - Constantine 1).

Références

- Amandier L., 2002. La subéraie : biodiversité et paysage. In : Vivexpo 2002 : La Subéraie : biodiversité du paysage, colloque du 30 mai au 2 juin 2002. Vivexpo, Institut méditerranéen du liège, 19-24. <http://www.vivexpo.org/foire/accueil.html#colloques>
- Amoura M., 2017. Écologie et biologie de l'insecte ravageur *Platypus Cyindrus* Fab. (Coleoptera : Paltypodidae) dans le peuplement de chêne-liège du nord-est de l'Algérie. Thèse de doctorat en sciences, Université Badji Mokhtar - Annaba, Algérie, 67 p.

- Aouadi A., Khaznadar M., Aouadi H., 2010. La relance du chêne-liège dans le Plan national de reboisement en Algérie. *Forêt Méditerranéenne*, 31 (1) : 45-54. <http://www.foret-mediterranee.org/fr/catalogue/id-1554-la-relance-du-chene-liège-dans-le-plan-national-de-reboisement-en-algerie>
- Arfa A. M. T., Benderradji M. E. H., Saint-Gérand T., Alatu D., 2019. Cartographie du risque feu de forêt dans le Nord-est algérien : cas de la wilaya d'El Tarf. *Cybergeo, Environnement, Nature, Paysage*. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.32304>
- Arianoutsou M., 1998. Aspect of demography in post-fire Mediterranean plant communities of Greece. *Landscape Disturbance and Biodiversity in Mediterranean-Type Ecosystems*, 273-295. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-662-03543-6_16
- Barbero M., 1995. Évolution des espaces forestiers et de la faune sauvage en Provence Côte d'Azur. Quels modes de gestion ? *Forêt Méditerranéenne*, 16 (3) : 349-360. <http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/40672>
- Barbero M., Quézel P., 1989. Structures, architectures forestières à sclérophylles et prévention des incendies. *Bulletin d'Écologie*, 20 : 7-14.
- Bekdouche F., 2010. Évolution après feu de l'écosystème subéraie de Kabylie (Nord algérien). Thèse de doctorat, Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou, Algérie, 175 p. <https://dl.ummo.dz/handle/ummo/1859>
- Binggeli P., 1996. A taxonomic, bio-geographical and ecological overview of invasive woody plants. *Journal of Vegetation Science*, 7 (1): 121-124. <https://www.jstor.org/stable/3236424?seq=1>
- Blondel J., 1995. La dynamique de la forêt naturelle. *Forêt Méditerranéenne*, 16 (3) : 239-246. http://www.foret-mediterranee.org/upload/biblio/FORET_MED_1995_3_239.pdf
- Boussaidi N., Mechregui T., 2017. Effets des facteurs du milieu sur la densité du chêne-liège en Kroumirie (Nord-Ouest de la Tunisie). *Journal of New Sciences, Agriculture and Biotechnology*, 41 (5): 2223-2232. <https://www.jnsiences.org/component/content/article.html?id=321:effects-of-environment-factors-on-the-density-of-cork-oak-forest-in-kroumirie-north-west-of-tunisia>
- Calama R., Manso R., Lucas-Borja M. E., Espelta J. M., Piqué M., Bravo F., *et al.*, 2017. Natural regeneration in Iberian pines: A review of dynamic processes and proposals for management. *Forest Systems*, 26 (2): eR02S. <https://revistas.inia.es/index.php/fs/article/view/11255>
- Catry F. X., Moreira F., Pausas J. G., Fernandes P. M., Rego F., Cardillo E., *et al.*, 2012. Cork oak vulnerability to fire: the role of bark harvesting, tree characteristics and abiotic factors. *PLoS One*, 7 (6): e39810. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0039810>
- Chouahda S., 2016. Résilience des écosystèmes forestiers du nord-est algérien après incendie : Cas des subéraies. Thèse de doctorat, Université Badji Mokhtar - Annaba, Algérie, 115 p. <https://biblio.univ-annaba.dz/wp-content/uploads/2016/09/These-Chouhada-Soumaya.pdf>
- Cronk C. B., Fuller J. L., 1998. Plant invaders. The threat to natural ecosystems. *Biodiversity & Conservation*, 7: 267-269. <https://doi.org/10.1023/A:1017152906274>
- Dehane B., Bouhraoua R. T., Gonzalez Adrados J. R., Belhoucine L., 2011. Caractérisation de la qualité du liège selon l'état sanitaire des arbres par la méthode d'analyse d'image. Cas des forêts de M'Sila et de Zariéffet (Nord-Ouest Algérien). *Forêt Méditerranéenne*, 32 (1) : 39-50. <http://www.foret-mediterranee.org/fr/catalogue/id-1622-caracterisation-de-la-qualite-du-liège-selon-l-etat-sanitaire-des-arbres-par-la-methode-d-analyse-d-image-cas-des-forets-de-m-sila-et-de-zarieffet-nord-ouest-algerien>
- Dubois C., 1990. Comportement du chêne-liège après incendie. Nogent-sur-Vernisson, France, ENITEF, 97 p.
- Egler F. E., 1954. Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio*, 4: 412-417. <https://doi.org/10.1007/BF00275587>
- Emberger L., 1955. Une classification biogéographique des climats. *Recueil des Travaux des Laboratoires de Botanique, Géologie et Zoologie de la Faculté des Sciences de l'Université de Montpellier, Série Botanique*, 7, 3-43.
- Foxcroft L. C., Lotter W. D., Runy-Oro V. A., Mattay P. M. C., 2006. A review of the importance of invasive alien plants in the Ngorongoro Conservation Area and Serengeti National Park. *African Journal of Ecology*, 44: 404-406. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.2006.00607.x>
- Girard M.-C., Girard C. M., 1999. Traitement des données de télédétection. Paris, France, Dunod, 529 p.
- Guignabert A., 2018. Étude des processus de régénération naturelle du pin maritime en contexte de dune forestière gérée. Influence de la sylviculture, du climat et des interactions biotiques. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux, France, 140 p. <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-02121792>
- Jacquet K., Prodon R., 2007. Résilience comparée des peuplements de Chêne vert et de Chêne-liège après incendie. *Revue Forestière Française*, 1 : 31-44. <http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/8481>
- Johnson P. S., Shifley S. R., Rogers R., 2009. The ecology and silviculture of oaks. Wallingford, UK, CABI Publishing, 580 p. <https://www.uhu.es/cideu/PreWeb/Boletin/Oaks.pdf>
- Key C. H., Benson N. C., 2006. Landscape assessment: Remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio. *In: Lutes D. C. (ed.). FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System*. Washington, DC, USA, USDA Forest Service. https://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr164.pdf
- Lacoste A., Salanon R., 1999. Éléments de biogéographie et d'écologie. Paris, France, Éditions Nathan, 189 p.
- Letreuch-Belarouci A., Letreuch-Belarouci N., Medjahd B., Benabdeli K., 2010. Étude de la structure des peuplements de chêne-liège dans le massif Hafir-Zariéffet (Nord-ouest de l'Algérie). *In: Integrated Protection in Oak Forests*. IOBC/WPRS Bulletin, 57 : 42-48. https://www.iobc-wprs.org/members/shop_en.cfm?mod Shop_detail_produkte=54
- Lövei G. L., 1997. Global change through invasions. *Nature*, 388: 627-628. <https://doi.org/10.1038/41665>
- Martínez-Sánchez J. J., Marín A., Herranz J. M., Ferrandis P., De las Heras J., 1995. Effects of high temperatures on germination of *Pinus halepensis* Mill. and *P. pinaster* Aiton subsp. *pinaster* seeds in southeast Spain. *Vegetatio*, 116: 69-72. <https://doi.org/10.1007/BF00045279>

Quelmouhoub S., 2005. Gestion multi-usage et conservation du patrimoine forestier : cas des subéraies du Parc national d'El Kala (Algérie). Thèse de Master of science, Institut agro-nomique méditerranéen, Montpellier, France, 127 p.

Pausas J. G., Carbo E., Caturla R. N., Gil J. M., Vallejo R., 1999. Post-fire regeneration patterns in the eastern Iberian Peninsula. *Acta Oecologica*, 20 (5): 499-508. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(00\)86617-5](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(00)86617-5)

Pickett S. T. A., White P. S. (eds), 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. San Diego, CA, USA, Academic Press, 472 p. <https://www.sciencedirect.com/book/9780125545204/the-ecology-of-natural-disturbance-and-patch-dynamics>

Pyšek P., Prach K., Rejmánek M., Wade M. (eds), 1995. *Plant invasions: general aspects and special problems*. Amsterdam, The Netherlands, SPB Academic Publ., 263 p.

Prodon R., 1988. Dynamique des systèmes avifaune-végétation après déprise rurale et incendie dans les Pyrénées méditerranéennes siliceuses. Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, Paris, France, 333 p.

Quézel P., Barbero M., Loisel R., 1990. Les reboisements en région méditerranéenne. Incidences biologiques et économiques. *Forêt Méditerranéenne*, 12 (2) : 103-114. <http://www.foret-mediterranee.org/fr/catalogue/id-456-les-reboisements-en-region-mediterraneeenne-incidences-biologiques-et-economiques>

Quézel P., Medail F., 2003. *Écologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Paris, France, Lavoisier, 576 p.

Raachi M. L., 2007. Étude préalable pour une gestion intégrée des ressources du bassin versant du lac Tonga au nord-est algérien. Mémoire de maîtrise en géographie, Université du Québec, Montréal, Canada, 188 p. <https://archipel.uqam.ca/736/>

Rameau J.-C., 1999. Accrus, successions végétales et modèles de dynamique linéaire forestière. *Ingénieries – EAT*, 33-48. <http://www.set-revue.fr/sites/default/files/articles-eat/pdf/1999-PUB00007716.pdf>

Rejmánek M., Richardson D. M., Higgins S. I., Pitcairn M. J., Grotkopp E., *et al.*, 2005. Ecology of invasive plants: state of the art. *In*: Mooney H. A., Mack R. N., McNeely J. A., Neville L. E., Schei P. J., Waage J. K. (eds). *Invasive alien species: a new synthesis*. Washington, DC, USA, Island Press, 104-161.

Reyes O., Casal M., 2001. Effect of high temperatures on cone opening and on the release and viability of *Pinus pinaster* and *P. radiata* seeds in NW Spain. *Annals of Forest Science*, 59: 327-334. <https://doi.org/10.1051/forest:2002028>

Rigolot E., 2004. Predicting postfire mortality of *Pinus halepensis* Mill. and *Pinus pinea* L. *Plant Ecology*, 171: 139-151. <https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000029382.59284.71>

Sousa W. P., 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 15: 353-391.

Tassin J., Sarraïlh J.-M., Rivière J.-N., 2007. Essences forestières et invasions : des systèmes de prédiction toujours plus fiables. *Bois et Forêts des Tropiques*, 292 : 71-79. <https://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/view/20350>

Tassin J., Bellefontaine R., Roger E., Kull C. A., 2009. Évaluation préliminaire des risques d'invasion par les essences forestières introduites à Madagascar. *Bois et Forêts des Tropiques*, 299 : 27-36. <https://doi.org/10.19182/bft2009.299.a20420>

Tso B., Mather P., 2009. *Classification methods for remotely sensed data*. 1st ed. Boca Raton, FL, USA, CRC/Taylor and Francis, 352 p.

Tucker C. J., Justice C. O., Prince S. D., 1986. Monitoring the grasslands in the Sahel 1984-1985. *International Journal of Remote Sensing*, 7: 1571-1581. <https://doi.org/10.1080/01431168608948954>

Weismiller R. A., Kristof S. J., Scholz D. K., Anuta P. E., Momin S. A., 1977. Change detection in coastal zone environments. *Photogrammetric Engineering Remote Sensing*, 43 (12): 1533-1539. https://www.asprs.org/wp-content/uploads/pers/1977journal/dec/1977_dec_1533-1539.pdf

Meliani *et al.* – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	A. Meliani, M. E. H. Benderradji, K. Ben Yahia, D. Alatou
Gestion des données	A. Meliani
Analyse formelle	M. Gana
Enquête et investigation	A. Meliani, M. Gana
Méthodologie	A. Meliani, M. Gana
Gestion de projet	M. E. H. Benderradji, D. Alatou
Ressources	M. Gana
Supervision	M. E. H. Benderradji, K. Ben Yahia, D. Alatou
Validation	K. Ben Yahia, D. Alatou
Visualisation	A. Meliani, M. Gana
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	A. Meliani
Écriture – Révision et édition	A. Meliani, M. Gana, K. Ben Yahia, D. Alatou

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad -
© Bois et Forêts des Tropiques © Cirad



Cirad - Campus international de Baillarguet, 34398 Montpellier
Cedex 5, France - Contact : bft@cirad.fr - ISSN : L-0006-579X