



**HAL**  
open science

# Dépérissement de la végétation et production de biomasse morte des forêts méditerranéennes françaises : rôle des conditions topographiques et climatiques

F. Vuillermet

► **To cite this version:**

F. Vuillermet. Dépérissement de la végétation et production de biomasse morte des forêts méditerranéennes françaises : rôle des conditions topographiques et climatiques. Sciences de l'environnement. 2019. hal-02609690

**HAL Id: hal-02609690**

**<https://hal.inrae.fr/hal-02609690v1>**

Submitted on 16 May 2020

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



## MASTER « Sciences géographiques »

### M2

Parcours Climat, Risques, Environnement, Santé

# Dépérissement de la végétation et production de biomasse morte des forêts méditerranéennes françaises : rôle des conditions topographiques et climatiques

VUILLERMET Flore

Directeur de mémoire : MARTIN Nicolas

Maître de stage : CAILLERET Maxime – Irstea Aix-en-Provence,  
équipe Ecosystèmes Méditerranéens et Risques (EMR)

Année universitaire : 2018 / 2019

## NOTICE ANALYTIQUE MASTER 2 CRES

M1  M2

<b>AUTEUR</b>	<b>NOM</b>		<b>PRÉNOM</b>	
	VUILLERMET		Flore	
<b>TITRE</b>	Dépérissement de la végétation et production de biomasse morte des forêts méditerranéennes françaises : rôle des conditions topographiques et climatiques			
<b>UNIVERSITÉ DE NICE</b>	<b>Nom et prénom du Directeur de mémoire</b>	<b>Stage sous convention : organisme et lieu</b>		<b>Nom et prénom du Maître de stage</b>
	MARTIN Nicolas	Irstea, Aix-en-Provence		CAILLERET Maxime
<b>COLLATION</b>	<b>Nb. de pages</b>	<b>Nb. de volumes</b>	<b>Nb. d'annexes</b>	<b>Nb. de réf. biblio.</b>
	79	1	2	61
<b>MOTS-CLES</b>	Changement climatique, écosystèmes forestiers méditerranéens français, dépérissement, déficit foliaire, branches mortes, sécheresse, déficit hydrique, <i>Pinus halepensis</i> , <i>Quercus ilex</i> , <i>Quercus pubescens</i>			
<b>TERRAIN D'ÉTUDE OU D'APPLICATION</b>	Région méditerranéenne française – Provence calcaire (région Sud)			<b>Année universitaire :</b> 2018 / 2019

INTRODUCTION GENERALE .....	9
CHAPITRE 1. Impact des changements climatiques sur les écosystèmes forestiers méditerranéens français .....	12
1.1. Les changements climatiques actuels .....	12
1.1.1. Changements climatiques à l'échelle globale .....	12
1.1.2. Cas du réchauffement climatique pour la région Sud .....	15
1.2. Les impacts visibles des changements climatiques sur les écosystèmes forestiers.....	19
1.2.1. Les différentes réponses des écosystèmes forestiers aux changements climatiques.....	19
1.2.2. Les réactions des écosystèmes forestiers méditerranéens à la sécheresse .....	21
1.2.3. Réactions des trois espèces méditerranéennes principales : <i>Pinus halepensis</i> , <i>Quercus ilex</i> , <i>Quercus pubescens</i> .....	22
1.3. Etat de santé des peuplements forestiers .....	26
1.3.1. Dépérissement des peuplements .....	26
1.3.2. Dépérissement des peuplements forestiers en France et en région méditerranéenne : observations .....	28
1.3.3. Conséquence des dépérissements forestiers en région méditerranéenne.....	29
1.3.4. Importance d'une telle étude .....	30
CHAPITRE 2. Matériels et méthodes .....	32
2.1. Présentation de l'étude .....	32
2.1.1. Zone d'étude .....	32
2.1.2. Base de données initiale .....	34
2.1.3. Objectifs de l'étude .....	35
2.1.4. Méthode d'échantillonnage .....	35
2.2. Protocole de terrain.....	36
2.2.1. Délimitation de la placette.....	36
2.2.2. Surface terrière .....	37
2.2.3. Inventaire floristique.....	37
2.2.4. Recouvrement de la végétation .....	38

2.2.5. Etat sanitaire .....	38
2.3. Analyses statistiques.....	44
2.3.1. Présentation des variables .....	44
2.3.2. La régression des moindres carrés partiels ou régression PLS (Partial Least Squares)47	
<b>CHAPITRE 3. Résultats et discussion.....</b>	<b>51</b>
3.1. Résultats des données recueillies sur le terrain .....	51
3.1.1. Etat de santé des arbres observés .....	51
3.1.2. Relations entre l'état de santé des individus et les variables explicatives .....	53
3.2. Modèle régression PLS.....	55
3.2.1. Présentation de l'ensemble des modèles .....	55
3.2.2. Présentation et discussion des modèles acceptables.....	56
<b>CONCLUSION .....</b>	<b>67</b>
<b>Références bibliographiques .....</b>	<b>69</b>
<b>Table des figures .....</b>	<b>74</b>
<b>Table des tableaux .....</b>	<b>76</b>
<b>Documents annexes.....</b>	<b>77</b>

**Titre :** Dépérissement de la végétation et production de biomasse morte des forêts méditerranéennes françaises : rôle des conditions topographiques et climatiques

**RESUME :** Dans le contexte des changements climatiques actuels, de nombreux cas de dépérissement de la végétation sont observés à travers le monde. Les écosystèmes forestiers méditerranéens français, bien qu'adaptés aux périodes de sécheresse, souffrent aussi de l'augmentation de la fréquence et de l'intensité de ces épisodes.

Les objectifs de cette étude ont été d'évaluer l'état de santé de la forêt méditerranéenne française en Provence calcaire en 2019 et de comprendre les déterminants et mécanismes du dépérissement afin de déterminer les situations les plus vulnérables et s'ils sont une conséquence des modifications climatiques passées. Pour cela, le déficit foliaire et l'architecture du houppier de trois espèces emblématiques de la forêt méditerranéenne : *Pinus halepensis*, *Quercus ilex*, *Quercus pubescens*, ont été étudiées dans 72 placettes.

Sur l'ensemble des individus observés, 62 % des chênes verts, 65 % des chênes pubescents et 25 % des pins d'Alep sont considérés comme étant en mauvaise santé ou moribonds, et ce, sur tous types de milieu. Les phénomènes de dépérissement sont causés par un ensemble de facteurs qui interagissent et se succèdent, entraînant ainsi une détérioration générale de la vitalité de l'individu pouvant aboutir à sa mort. Dans le cas présent, les individus les plus dépérissants sont généralement de petite taille et situés dans des conditions favorables (fraîches et humides) de points de vue climatique, topographique, et pédologique. L'augmentation des cas de dépérissement et de mortalité entraîne une accumulation de nécromasse dans les forêts, augmentant considérablement le risque d'éclosion et de propagation des incendies, risque majeur en région méditerranéenne française.

**Mots-clés :** changement climatique, écosystèmes forestiers méditerranéens français, dépérissement, déficit foliaire, branches mortes, sécheresse, déficit hydrique, *Pinus halepensis*, *Quercus ilex*, *Quercus pubescens*

---

**Title :** Forest decline and dead biomass production of French Mediterranean forests: role of topographic and climatic conditions

**ABSTRACT :** In the context of current climate change, many cases of vegetation decline are observed around the world. French Mediterranean forest ecosystems, although adapted to periods of drought, also suffer from the intensity of these episodes.

The aims of this study were to assess the state of health of the French Mediterranean forest in 2019 and to understand the determinants and mechanisms of forest decline in order to determine the most vulnerable situations and if they are a consequence of past climate change. For this, the leaf deficit and crown architecture of three emblematic species

of the Mediterranean forest : *Pinus halepensis*, *Quercus ilex*, *Quercus pubescens*, were studied in 72 plots.

Of all the individuals observed, 62 % of evergreen oak, 65 % of pubescent oak and 25 % of Aleppo pine are considered to be in poor health or moribund, and this, on all types of environment. The decline phenomena are caused by a set of factors that interact and succeed each other, leading to a general deterioration of the individual vitality that can lead to its death. In this case, the most declining individuals are generally small and located in favorable conditions (fresh and wet) from climatic, topographical, and pedological points of view. The increase in cases of tree dieback and mortality leads to an accumulation of necromass in forests, greatly increasing the risk of outbreak and spread of fire, a major risk in the French Mediterranean region.

**Keywords :** climate change, french mediterranean forest ecosystems, forest decline, defoliation, dead branches, drought, water deficit, *Pinus halepensis*, *Quercus ilex*, *Quercus pubescens*

## REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier tout particulièrement mon maître de stage, Maxime Cailleret, pour son aide précieuse et sa disponibilité durant ce stage. Merci infiniment pour ta patience, pour les nombreux conseils et les multiples explications prodiguées. Merci pour la confiance que tu nous as accordée et pour l'autonomie que tu nous as laissé. Pour finir, merci mille fois pour toutes les corrections apportées lors de la rédaction de ce mémoire.

Je souhaite également remercier Michel Vennetier, à l'origine de l'étude initiale débuté en 1995, pour son aide et ses explications, au combien précieuses, qui ont permis la compréhension de l'étude. Merci pour ta disponibilité lors de mes questionnements ou incompréhensions concernant des détails techniques de ce qui avait pu être fait par le passé.

Je tiens également à remercier tout particulièrement Jean-Michel Lopez sans qui la partie terrain aurait été inenvisageable. Merci infiniment pour la transmission de tes connaissances en botanique, et pour ta patience parfois mise à rude épreuve, ainsi que pour ton sens de l'observation sur le terrain. Merci également pour ta bonne humeur qui a rendu ces journées de terrain plus qu'agréables.

J'aimerais exprimer ma gratitude aux agents du Département Santé Forêt pour nous avoir formé, le temps d'une matinée, à l'observation du pin d'Alep et du chêne vert. Cette formation nous a permis par la suite de pouvoir estimer les déficits foliaires des arbres en suivant les critères du DSF. Cela a été essentiel durant toute la phase de terrain et a permis d'acquérir des données sur l'état de santé des arbres. Merci pour tout cela.

Merci à Laurine Ficara, stagiaire de M2, avec qui j'ai pu partager ces 6 mois de stage et cette étude. Une grosse partie de ce travail s'est réalisée à deux et pour cela merci énormément. Merci pour les moments partagés ensemble, les questionnements, les doutes, les discussions et les fous-rires.

Je suis également reconnaissante envers toute l'équipe d'Irstea pour l'accueil chaleureux reçu à mon arrivée, pour la convivialité et leur gentillesse.

## FINANCEMENT

Ce travail a bénéficié de financements par L'union Européenne, à travers le Programme Interrégional du Massif des Alpes (POIA-FEDER) en partenariat avec le PNR des Baronnies Provençales, et d'Irstea.



Région  
Provence  
Alpes  
Côte d'Azur





## **LISTE DES ABREVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES**

- **DSF** : département de la santé des forêts
- **GBIF** : global biodiversity information facility
- **GES** : gaz à effet de serre
- **GIEC** : groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
- **GREC-Sud** : groupe régional d'experts climat en région Sud
- **PLS** : partial least squares
- **RCP** : representative concentration pathways



# INTRODUCTION GENERALE

De nombreuses variations climatiques d'origines naturelles se sont produites à des échelles temporelles plus ou moins grandes. Les conditions atmosphériques ainsi que les variations de celles-ci sont à l'origine de la répartition spatiale des écosystèmes, des espèces et de leur évolution au cours du temps (Aussenac et Guehl, 1994). Les écosystèmes forestiers et les espèces qui les constituent sont donc en constante évolution et obéissent aux fluctuations du climat (Legay, 2015).

La vie des espèces se caractérise par l'énergie lumineuse disponible, la présence de nutriments, la température, et la disponibilité en eau. Elles ont des besoins qui diffèrent en fonction du milieu dans lequel elles se développent et de leurs stratégies. Un environnement climatique approprié aux tolérances de chacune est une condition nécessaire pour permettre la survie et la présence durable d'une espèce (Legay, 2015). Chaque espèce possède ainsi sa propre niche écologique, définie par Gard (2012) comme « *l'interaction des facteurs contraignant la croissance positive d'une espèce* ». La niche climatique ne représente qu'un aspect de la niche écologique, elle correspond aux conditions climatiques favorables pour l'espèce et comprend une zone d'optimum climatique idéal pour la croissance et la reproduction de l'espèce (Boucher, 2006 ; Aussenac et Guehl, 1994). Aux limites de cette aire, l'espèce est moins bien adaptée aux conditions climatiques et son développement va principalement être limité par des contraintes tels que le froid (en limite d'haute latitude / altitude) et les périodes de sécheresse (à basse latitude / altitude) (Aussenac et Guehl, 1994).

Depuis 1850, les émissions anthropiques de gaz à effet de serre ont progressivement conduit à un dérèglement et réchauffement du système climatique, qui est sans équivoque depuis les années 1950 et s'est intensifié ces dernières décennies (GIEC, 2014). En effet, chacune des trois dernières décennies a été successivement plus chaude à la surface de la Terre que toutes les décennies précédentes depuis 1850. Ces changements climatiques ont des répercussions sur les systèmes humains ainsi que sur les écosystèmes, notamment sur la croissance et la reproduction des espèces. Compte tenu de la rapidité du réchauffement climatique actuel le potentiel d'adaptation des espèces est limité. Même si elles ont des capacités d'acclimatation phénotypique et de migration non négligeables, et que la diversité génétique adaptative au sein d'une même espèce voire d'un peuplement peut être élevée (Lefèvre et al., 2015). Les risques de dépérissement voire de disparition des espèces dans une zone géographique déterminée existent si les conditions climatiques sortent durablement de celles de leur niche climatique (Aussenac et Guehl, 1994).

Au cours des dernières décennies, la communauté scientifique a constaté de nombreux cas de dépérissements forestiers à travers le monde (Allen et al., 2010 ; Carnicer et al., 2011). La faible vitalité des peuplements forestiers (faible croissance, forte défoliation du houppier) ainsi que les forts taux de mortalité des arbres seraient la conséquence de l'augmentation de la durée, fréquence et intensité des périodes de sécheresse, et de l'abondance des pathogènes. Ces observations sont en hausse quasi-constante, le nombre

d'évènements de mortalité massifs recensés à travers le monde ayant plus que quadruplé en 25 ans (Allen et al., 2010), et cette tendance risque de se poursuivre dans l'avenir à cause de la très probable augmentation des températures et des sécheresses prédite (Allen et al., 2015). Ce constat fait à l'échelle mondiale a également été fait à l'échelle de la France. Par exemple, les houppiers des arbres dans les Alpes, les forêts périurbaines d'Ile-de-France situées au sud de la Picardie, se sont dégradés ces dernières années<sup>1</sup>. C'est aussi le cas pour la forêt méditerranéenne française (Vennetier et Ripert, 2010). Celle-ci se constitue principalement d'espèces adaptées à un climat sec, aux fortes températures, ainsi qu'aux incendies, notamment par le chêne vert, le chêne pubescent et le pin d'Alep (Hoff et Rambal, 1998 ; Battisti et Jactel, 2010). Elle se caractérise par une grande biodiversité, ainsi qu'une diversité génétique au sein et entre les populations de chacune des espèces<sup>2</sup>. Cependant, l'amplification de ces phénomènes fragilise la flore méditerranéenne (cas de dépérissements), qui, elle aussi, n'est pas adaptée pour vivre au-delà de certains seuils<sup>2</sup>.

La communauté scientifique s'intéresse de plus en plus aux cas de dépérissement et de mortalité des forêts mais il existe cependant un manque sur l'évaluation des réactions induites par la sécheresse dans les forêts à une large échelle spatiale et temporelle (Carnicer et al., 2011). Il existe peu d'indications quantitatives concernant la hausse des cas de dépérissement et de mortalité, bien que le nombre de cas observé soit en constante augmentation (Davi, 2015). De ce fait, il est intéressant de mener à bien des études quantifiant le niveau de dépérissement des écosystèmes forestiers sur le long terme afin d'acquérir des données analysables à une large échelle spatiale et temporelle.

Cette étude a pour objectifs : (1) d'évaluer l'état de santé de la végétation méditerranéenne française en 2019 en se focalisant sur les forêts de Provence calcaire ; (2) de quantifier la production de biomasse morte, variable clé dans la propagation des incendies ; et (3) de comprendre les déterminants et mécanismes du dépérissement de la forêt méditerranéenne afin de savoir s'ils sont une conséquence des modifications climatiques passées. Dans une région qui connaît de nombreux incendies chaque été, et où le risque de feux de forêts augmente avec des déficits hydriques récurrents, la quantification et la compréhension de l'état de santé des forêts et de la production de nécromasse sont essentielles afin d'appréhender l'impact du changement climatique sur la productivité forestière, la distribution des espèces, et sur le régime de feux (Rigolot, 2008).

Dans un premier temps, l'étude portera sur les connaissances actuelles concernant les impacts observés des changements climatiques sur les écosystèmes forestiers et plus particulièrement sur ceux situés en région méditerranéennes. Le second chapitre présentera la mise en place de l'étude et les méthodes appliquées. Pour finir, un troisième chapitre sera consacré à la présentation des résultats obtenus ainsi qu'à leur interprétation.

---

<sup>1</sup> <https://agriculture.gouv.fr/telecharger/90056?token=01a8876ef1721d701980cb9da6c0d15d>

<sup>2</sup> <http://www.inra.fr/Grand-public/Rechauffement-climatique/Tous-les-dossiers/Foret-mediterraneenne-modele-d-adaptation-au-changement-climatique>



# CHAPITRE 1. Impact des changements climatiques sur les écosystèmes forestiers méditerranéens français

## 1.1. Les changements climatiques actuels

### 1.1.1. Changements climatiques à l'échelle globale

#### 1.1.1.1. Définition des changements climatiques

Les variations climatiques se produisant depuis des millénaires sur Terre et variant selon les époques et les lieux sont des changements d'origine naturelle qui s'étalent sur des milliers d'années. Elles sont dues à l'influence de certains paramètres sur le système climatique comme par exemple les variations de l'énergie solaire reçue par la Terre (causées par le soleil lui-même ou par les variations de l'orbite terrestre) ou dues aux activités volcaniques<sup>3</sup>. Contrairement à ces grands cycles climatiques, les changements actuellement en cours sont principalement d'origine anthropique et se produisent rapidement, à l'échelle de décennies (Puget et al., 2010).

La Convention-cadre des Nations unies (CCNUCC) définit les changements climatiques dans son article 1 comme étant des « *changements de climat qui sont attribués directement ou indirectement à une activité humaine altérant la composition de l'atmosphère mondiale et qui viennent s'ajouter à la variabilité naturelle du climat observée au cours de périodes comparables* » (CCNUCC, 1992).

Selon le rapport du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC, 2014), le réchauffement de l'atmosphère est constaté depuis 1950 et a entraîné de nombreux changements tels que le réchauffement de l'océan, une modification du régime des précipitations, la diminution des couvertures neigeuse et de glace, ainsi que l'élévation du niveau des mers. La cause de ces changements est imputée aux émissions anthropiques de gaz à effet de serre dans l'atmosphère qui perturbent la dynamique naturelle du système atmosphérique.

---

<sup>3</sup> <http://www.meteofrance.fr/climat-passe-et-futur/comprendre-le-climat-mondial/le-systeme-climatique>

### 1.1.1.2. Système atmosphérique et phénomène d'effet de serre

L'effet de serre est un phénomène naturel provoquant l'élévation de la température à la surface de la Terre <sup>4</sup>. Une partie des rayonnements solaires atteignant l'atmosphère, soit environ 28,3 %, est directement réfléchi par l'air, les aérosols, les nuages ainsi que la surface terrestre, il s'agit de l'albédo (rayonnements illustrés en jaune sur la figure 1). Les rayons incidents sont quant à eux absorbés dans l'atmosphère par les gaz à effet de serre (environ 20,7 %) et par la surface terrestre (51 %). Ce rayonnement absorbé par la surface terrestre apporte une quantité d'énergie qui va être, à son tour, restituée dans l'atmosphère sous forme de rayonnements infrarouges (illustrés en rouge sur la figure 1). Une partie de ces rayonnements infrarouges va être absorbée par les gaz à effet de serre puis, réémise dans toutes les directions, notamment vers la surface terrestre. Cette dernière étape est à l'origine de l'effet de serre puisqu'elle apporte une quantité de chaleur supplémentaire à la surface terrestre, permettant ainsi d'avoir une température moyenne de 15°C. Sans cela, la température moyenne chuterait à -18°C <sup>4</sup>. L'effet de serre est donc un phénomène naturel indispensable à la survie des êtres vivants.

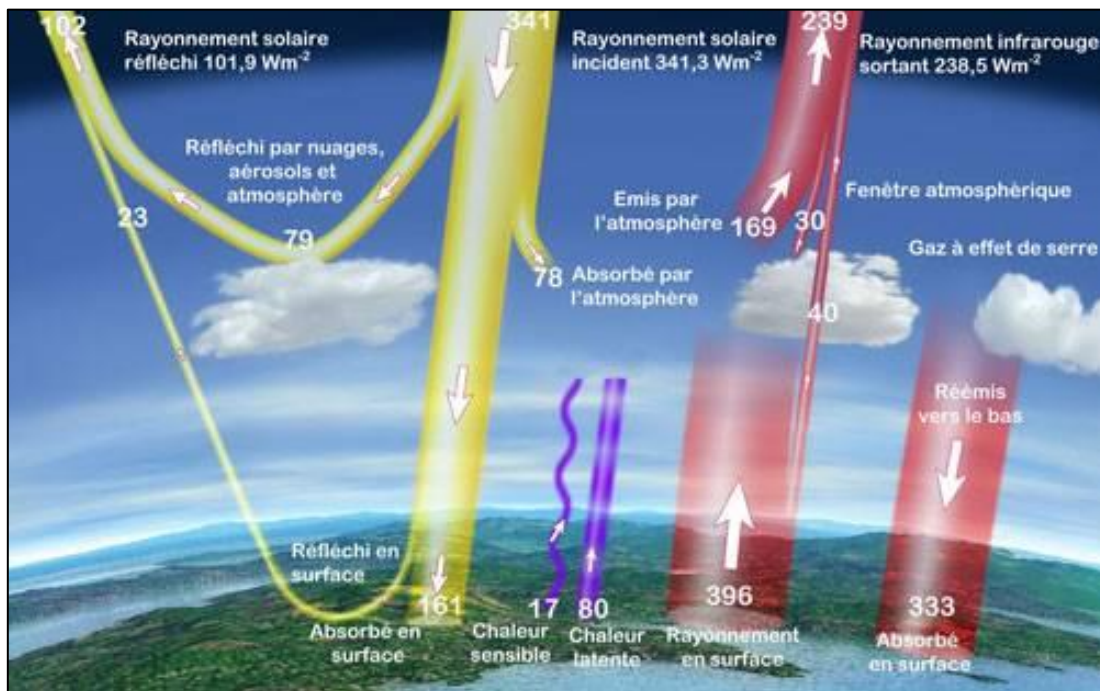


Figure 1 : Schéma du mécanisme de l'effet de serre

Source : © Météo-France/François Poulain

Cependant, depuis l'époque préindustrielle et en raison de la croissance économique et démographique, l'équilibre naturel de l'atmosphère est menacé par les émissions anthropiques de gaz à effet de serre (GES) (GIEC, 2014).

<sup>4</sup> <http://www.meteofrance.fr/climat-passe-et-futur/comprendre-le-climat-mondial/leffet-de-serre-et-autres-mecanismes>

Certains GES sont naturellement présents dans l'atmosphère comme la vapeur d'eau (H<sub>2</sub>O), le dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>), le méthane (CH<sub>4</sub>), le protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O), l'ozone (O<sub>3</sub>). Les activités humaines ont contribué à augmenter significativement les concentrations de ces GES dans l'atmosphère. D'autres GES de la famille des halocarbures sont purement artificiels et participent également à l'amplification de l'effet de serre<sup>5</sup>. L'ensemble de ces émissions est donc à l'origine de l'augmentation du rayonnement infrarouge émis vers la surface terrestre<sup>3</sup>, et en conséquence, de l'augmentation des températures observée depuis le milieu du 20<sup>ème</sup> siècle. Ce réchauffement n'est pas homogène à l'échelle du globe, et son évolution à venir est très incertaine selon les scénarios socio-économiques et démographiques qui seront suivis par les sociétés humaines (GIEC, 2014).

### 1.1.1.3. Les scénarios d'émission

Le GIEC a élaboré des projections climatiques basées sur la concentration des GES dans l'atmosphère. Quatre scénarios ont été élaborés dans le 5<sup>ème</sup> rapport du GIEC en 2014. Ces scénarios, nommés RCP (Representative Concentration Pathways), définissent des trajectoires d'émissions et de concentrations des GES, de l'ozone et des aérosols d'ici 2100<sup>6</sup>, en fonction de l'évolution de la démographie, de l'économie et des activités humaines (Le Treut, 2005). Comme de nombreuses incertitudes subsistent dans toutes ces composantes socio-économiques, de multiples scénarios sont élaborés.

Quatre scénarios de référence de l'évolution du forçage radiatif, relatifs à l'évolution de la concentration en gaz à effet de serre dans l'atmosphère au cours du 21<sup>e</sup> siècle, ont été développés : RCP 2.6, RCP 4.5, RCP 6.0, RCP 8.5 (GREC PACA, 2016). Le scénario le plus extrême – bien que réaliste – est le RCP 8.5, correspondant à un forçage radiatif de 8.5 W/m<sup>2</sup> (figure 2) et donc à une hausse des températures moyennes à l'échelle du globe comprise entre 2,6 et 4,8 °C (figure 3). Il s'agit du scénario correspondant aux émissions de GES actuelles, sans changement des modes de productions et de consommation. Le scénario RCP 2.6 est le plus favorable, pour lequel il faudrait réduire considérablement les émissions afin que les écosystèmes terrestres et les océans captent plus de CO<sub>2</sub> que ce que les hommes n'en émettent. Même en suivant ce scénario, une hausse des températures aurait lieu jusqu'en 2050 (voir courbe bleue figure 2) et serait comprise entre 0,3 et 1,7 °C à l'échelle du globe (figure 3). Les scénarios 4.5 et 6.0 sont des scénarios intermédiaires. Les trajectoires des scénarios sont assez proches jusqu'en 2040 puis divergent fortement à partir de 2050 lorsque l'incertitude sur le climat futur devient très importante (GREC PACA, 2016).

---

<sup>5</sup> <https://jancovici.com/changement-climatique/gaz-a-effet-de-serre-et-cycle-du-carbone/quels-sont-les-gaz-a-effet-de-serre-quels-sont-leurs-contribution-a-leffet-de-serre/>

<sup>6</sup> <http://www.meteofrance.fr/climat-passe-et-futur/le-giec-groupe-dexperts-intergouvernemental-sur-levolution-du-climat/les-scenarios-du-giec>



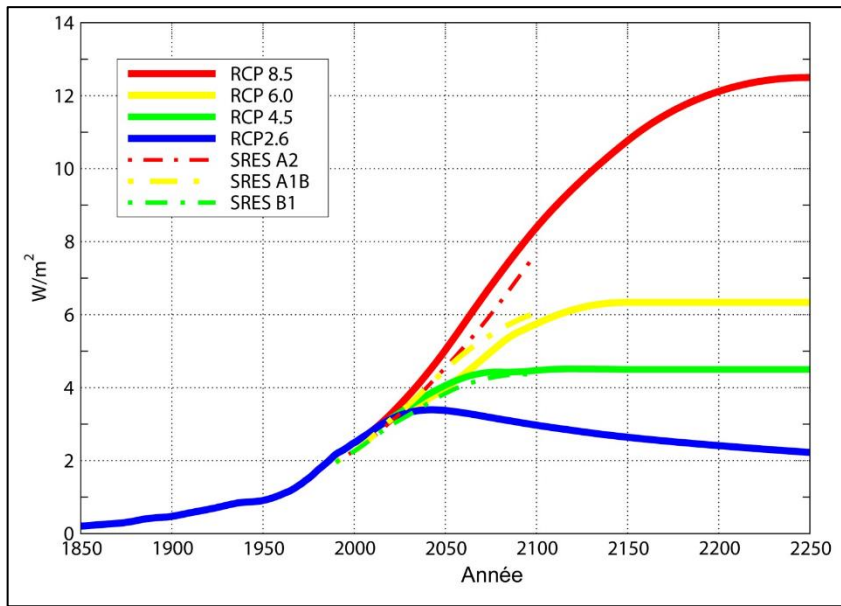


Figure 2 : Scénarios d'émission utilisés dans les modèles élaborés par le GIEC  
 Source : <http://www.drias-climat.fr/accompagnement/sections/175>

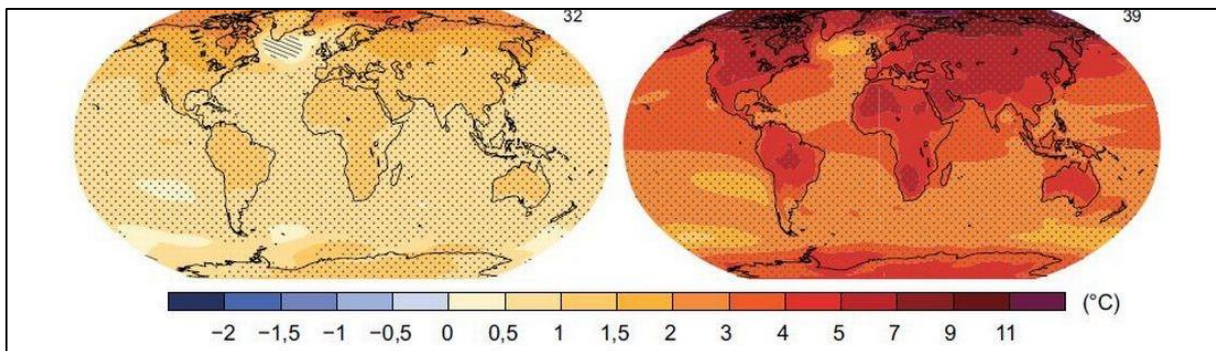


Figure 3 : Evolution de la température moyenne en surface (entre 1986-2005 et 2081-2100), selon les scénarios RCP 2.6 (à gauche) et RCP 8.5 (à droite)  
 Source : GIEC, 2014

Les changements climatiques ne sont pas uniformément répartis à l'échelle globale, de ce fait, il est pertinent de s'intéresser plus particulièrement à la région méditerranéenne française quant à la question de l'évolution du climat pour ce milieu.

### 1.1.2. Cas du réchauffement climatique pour la région Sud

L'ensemble de cette partie est tiré du rapport du Groupe Régional d'Experts Climat en Provence-Alpes-Côte d'Azur (GREC PACA) intitulé « *Climat et changement climatique en région Provence-Alpes-Côte d'Azur* », 2016.

### 1.1.2.1. Climat passé et actuel en région méditerranéenne française

La région est sous l'influence d'un climat méditerranéen caractérisé par une chaleur et sécheresse estivale. En effet, la circulation atmosphérique de la région est dominée par une configuration anticyclonique d'origine subtropicale (anticyclone des Açores) ne permettant pas l'ascendance de l'air à l'origine des précipitations, notamment estivales. Elle se caractérise également par des températures hivernales relativement douces et des précipitations moyennes annuelles supérieures à 500 mm, avec de fortes variations intra- et inter-annuelles. Le diagramme ombrothermique (figure 4) pour la ville de Marseille illustre ces variations importantes des précipitations ainsi que les températures hivernales douces et estivales élevées à l'image du climat méditerranéen. Ces variations du régime pluviométrique s'expliquent notamment par les pluies extrêmes appelées « pluies cévenoles » qui surviennent ponctuellement durant l'automne et le printemps. Elles sont la résultante de la rencontre entre des remontées d'air chaud, humide et instable en provenance de la Méditerranée et de l'air froid d'altitude. Ce phénomène génère alors une dépression et provoque des épisodes de pluies extrêmes.

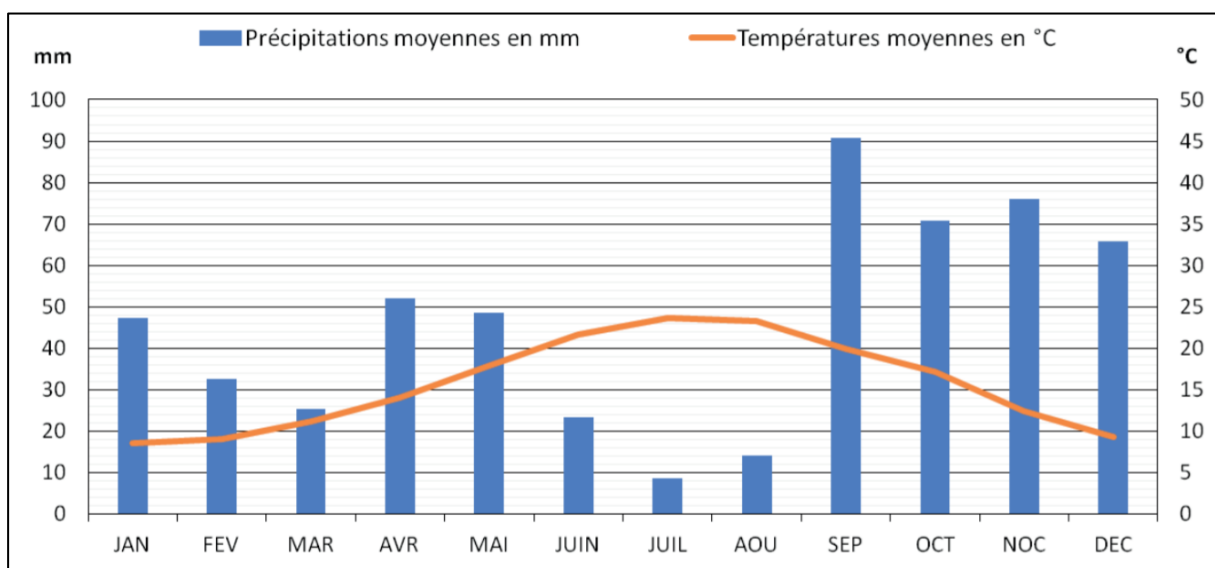


Figure 4 : Diagramme ombrothermique - Marseille, normales mensuelles pour la période 1999-2010  
Source : GREC SUD, 2018

L'évolution annuelle de l'écart de la température moyenne à la normale 1961 – 1990 en région Sud indique un réchauffement depuis 1959. Ce constat est fait sur l'ensemble de la région à partir de stations météorologiques représentatives et spatialement réparties,

montrant une tendance des températures à la hausse à partir des années 80 (exemple de cette évolution pour la ville de Nice, figure 5). De manière générale, sur l'ensemble du territoire, la température moyenne annuelle augmente, avec une tendance de +0,3°C par décennie sur la période 1959 – 2009 <sup>7</sup>. Il existe néanmoins une forte variabilité en fonction des années, et il est à noter que les températures minimales augmentent plus vite que les températures maximales. Les trois années ayant connu le plus grand nombre de journées chaudes dans la région sont 2003, 2009 et 2011.

Contrairement aux températures, il n'y a pas de tendance d'évolution du nombre d'épisodes pluvieux observés depuis 1958. Les précipitations sont avant tout caractérisées par une forte variabilité interannuelle. De nombreuses incertitudes subsistent donc concernant l'effet du changement climatique sur le régime de pluie.

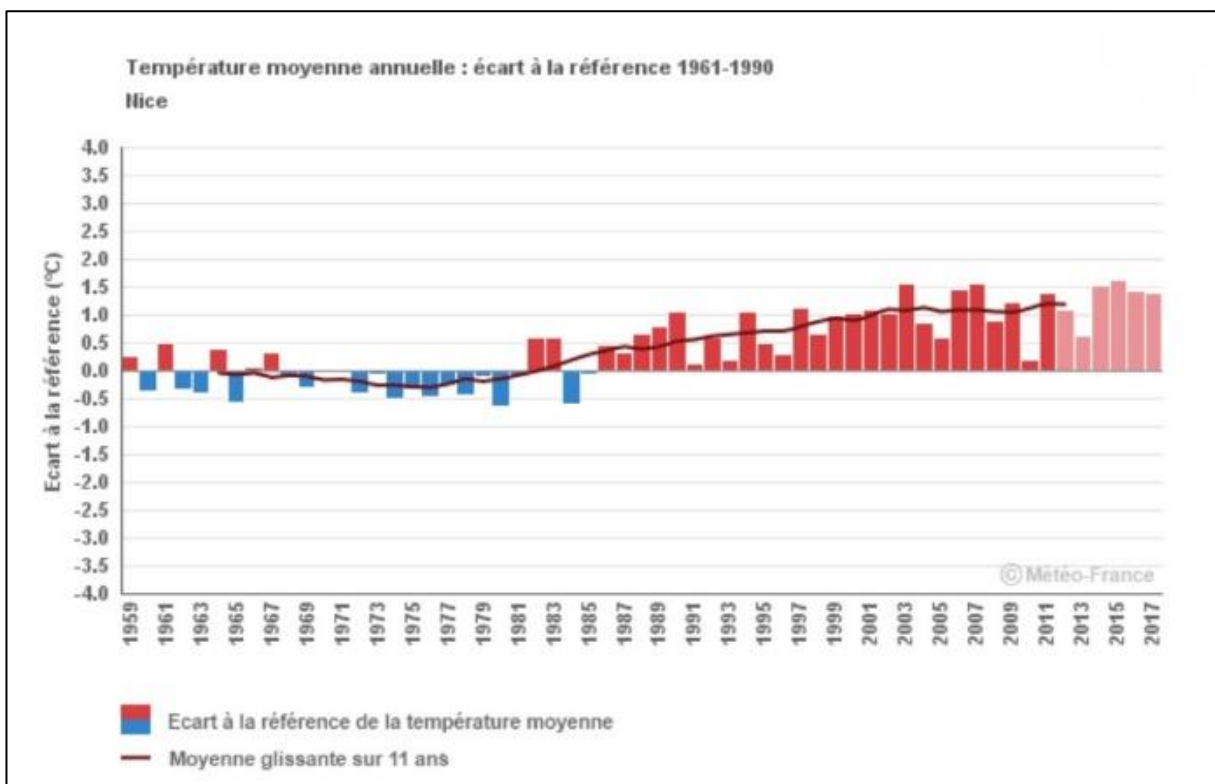


Figure 5 : Ecart des températures moyennes annuelles par rapport à la référence 1961 - 1990, cas de la station de Nice

Source : Météo-France/climatHD, <http://www.meteofrance.fr/climat-passe-et-futur/climathd>

<sup>7</sup> <http://www.meteofrance.fr/climat-passe-et-futur/climathd>

Les températures en région méditerranéenne sont supérieures d'environ +1,3°C par rapport à celles observées entre 1880 et 1920, contre une augmentation moyenne mondiale d'environ +0,85°C (Guit et Cramer, 2016).

### 1.1.2.2. Climat futur

Les projections concernant les températures (figure 6) indiquent une hausse considérable durant la période estivale, pouvant aller jusqu'à +7°C pour le scénario le plus pessimiste (RCP 8.5). La figure 6, illustrant l'évolution de la température moyenne annuelle pour la région, indique que les températures moyennes vont continuer d'augmenter et ce quelque-soit le scénario RCP. L'évolution des épisodes pluvieux reste quant à elle très incertaine, la plupart des modèles prédisent une baisse des précipitations estivales mais, le régime des précipitations étant plus difficile à modéliser, les tendances sont peu fiables.

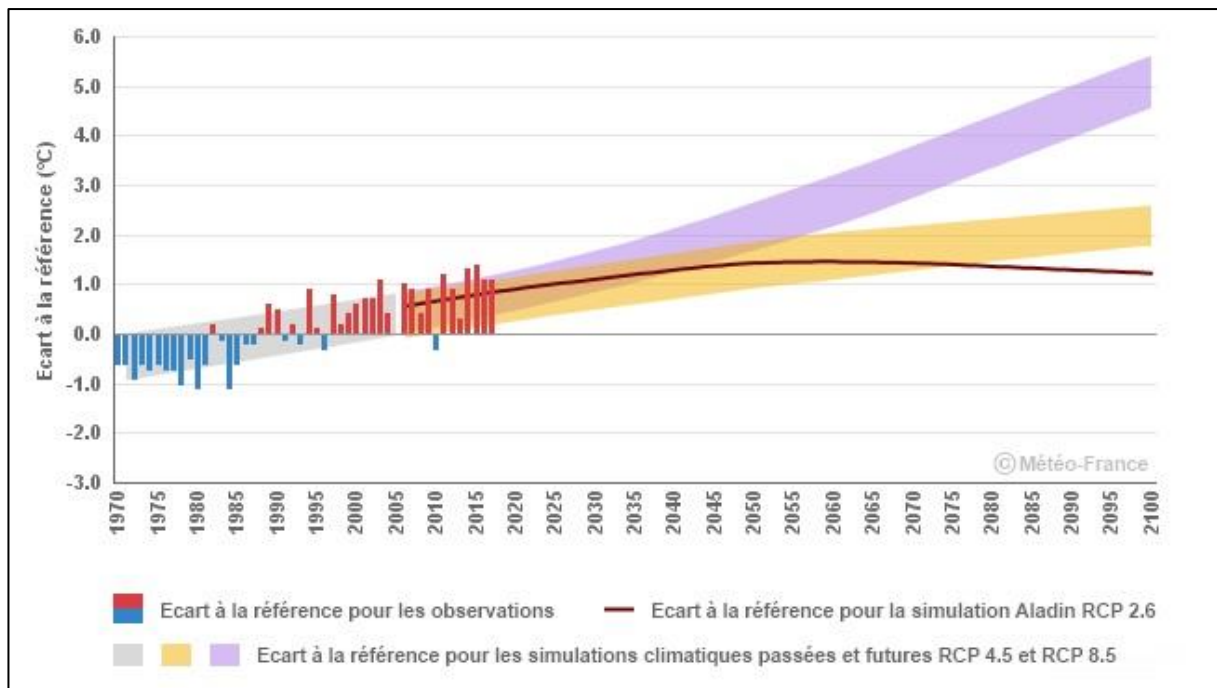


Figure 6 : Température moyenne annuelle en région Sud : écart à la référence 1976 - 2005  
Observations et simulations climatiques pour trois scénarios d'émission : RCP 2.6, 4.5 et 8.5  
Source : Météo-France / ClimatHD, <http://www.meteofrance.fr/climat-passe-et-futur/climatd>

D'après les différents scénarios socio-économique appliqués à la région Sud, les principaux impacts du réchauffement climatique à court terme seront, en hiver, une diminution du nombre de jours de gel ainsi qu'une diminution significative du manteau neigeux. Les principales conséquences durant la période estivale seront des périodes de chaleur plus longues et plus fréquentes. La baisse des précipitations estivales combinée à l'augmentation des températures accentuera la durée et l'intensité des périodes de

sécheresse. A plus long terme, les conséquences pourraient être une élévation de la température de la mer Méditerranée, qui serait à l'origine d'une augmentation de l'évaporation potentielle et par conséquent intensifiera la fréquence des événements pluvieux extrêmes. Cependant, sur ces dernières années, la tendance de ces événements ne semble pas être à la hausse.

## 1.2. Les impacts visibles des changements climatiques sur les écosystèmes forestiers

### 1.2.1. Les différentes réponses des écosystèmes forestiers aux changements climatiques

Lors d'un stress, les espèces réagissent de différentes manières pour s'adapter au mieux, continuer à se développer et survivre. La survie des espèces dans les environnements en évolution dépend de leur capacité d'adaptation (Bonfils et al., 2015). L'adaptation, dans le sens large du terme, est la capacité des espèces « *à vivre et à se reproduire dans un environnement donné* » (Lefèvre et al., 2015). Chaque espèce a une flexibilité écologique, c'est-à-dire une capacité d'adaptation génétique et une capacité d'accommodation face à des situations environnementales, qui lui est propre (Ronce et al., 2015). En effet, les espèces ne sont pas égales face aux stress et perturbations, certaines vont posséder des caractéristiques écologiques, physiologiques ou comportementales, leur permettant une meilleure adaptation par rapport à d'autres espèces (Ronce et al., 2015). Le potentiel adaptatif des écosystèmes et des individus dépend de l'intensité et de la fréquence des pressions subies ainsi que du type de pression (Lefèvre et al., 2015 ; Ronce et al., 2015).

Les réponses des écosystèmes forestiers aux changements climatiques peuvent être divisées en quatre classes : l'adaptation génétique, l'accommodation, la migration, et la mortalité (Dupouey, 2013).

#### 1.2.1.1. L'adaptation génétique

L'adaptation génétique est une réponse possible uniquement à l'échelle de multiples générations. Pour les arbres, un tel processus est donc très lent et long, leur âge à la première reproduction (âge et maturité) pouvant dépasser plusieurs dizaines d'années (Verdu, 2002). La diversité génétique varie entre les mêmes espèces se développant dans des écosystèmes différents ainsi qu'entre les individus d'un même peuplement. De ce fait, plus la taille de la population et sa diversité génétique sont importantes, plus le potentiel adaptatif est élevé (Ronce et al., 2015). Cette diversité génétique actuelle résulte de siècles

d'évolution (Legay, 2015) et permet ainsi aux individus d'évoluer génétiquement afin de s'adapter face aux changements dans un but de survie et de reproduction (Lefèvre et al., 2015).

#### **1.2.1.2. L'accommodation**

L'accommodation – ou acclimatation – correspond aux modifications morphologiques et physiologiques pouvant être mises en place par un organisme pour faire face à un changement de son environnement : il s'agit de la plasticité phénotypique (Dupouey, 2013). En d'autres termes, c'est la capacité d'un génotype à exprimer différents phénotypes selon les conditions environnementales. La plasticité phénotypique est un processus majeur face aux changements environnementaux, permettant une adaptation à court et long termes des individus (Ronce al., 2015). Les espèces ou les individus possédant une forte plasticité pour certains traits ont un potentiel d'accommodation plus élevé, et en conséquence, des chances de croissance, survie, et reproduction, plus élevées en cas de stress. Cependant cette plasticité est limitée et peut ne pas être efficace lors d'un changement brutal avec de nouvelles conditions extrêmes.

La plasticité phénotypique peut être adaptative, si le stress fait varier le caractère dans le sens de la sélection naturelle ; ou maladaptative si l'impact de l'environnement fait varier le caractère dans le sens opposé de la sélection (Lefèvre et al., 2015). Au sein des écosystèmes forestiers, les arbres forestiers ont un long cycle de vie et possèdent donc, de manière générale, un fort potentiel de flexibilité en termes de plasticité phénotypique ainsi qu'en termes de potentiel évolutif des populations (Ronce et al., 2015). Ils possèdent différentes formes de plasticité phénotypique dont certaines leur permettront de faire face aux aléas climatiques (Lefèvre et al., 2015).

La plasticité phénotypique est elle-même un caractère potentiellement variable, susceptible d'évolution génétique sur le long terme. Elle conditionne la réponse à long terme conduisant à une évolution de la composition génétique des peuplements (Lefèvre et al., 2015).

#### **1.2.1.3. La migration**

Avec les changements climatiques, la niche climatique de chaque espèce se déplace géographiquement ; les espèces peuvent ainsi migrer vers des zones nouvellement favorables (Ronce et al., 2015). Cependant ce processus de migration prend du temps et les espèces n'ont pas toutes la capacité de se déplacer à la même vitesse que le déplacement de

leurs niches climatiques. En effet, les études scientifiques portées sur la migration des arbres peinent à prouver l'expansion de l'aire de répartition des espèces en réponse aux changements climatiques. Les migrations lentes et imprévisibles des arbres peuvent s'expliquer par la difficulté qu'ont les graines à être dispersées sur de longues distances puis par la difficulté à coloniser de nouveaux milieux, concurrencées par les graines et plants déjà présents (Zhu et al., 2012). L'amplitude de déplacement des espèces d'arbres ne suit donc pas la vitesse du changement climatique et est plus faible qu'espérée (Ronce et al., 2015 ; Dupouey, 2013).

#### **1.2.1.4. La mortalité**

Enfin, lorsque les limites de tolérance des individus et leurs capacités d'accommodation sont dépassées, ceux-ci vont progressivement dépérir puis mourir. Les migrations d'espèces aux limites des aires de répartition s'accompagnent généralement d'une mortalité de l'espèce dans les milieux n'offrant plus les conditions optimales à son développement (Dupouey, 2013). De plus, les lents processus d'adaptation, ne permettant pas aux espèces de suivre les changements climatiques, expliquent en partie la hausse du taux de mortalité observé.

### **1.2.2. Les réactions des écosystèmes forestiers méditerranéens à la sécheresse**

Les écosystèmes méditerranéens sont principalement limités par la sécheresse. Même si la végétation méditerranéenne a développé des stratégies d'adaptation à la sécheresse, par exemple en réduisant son activité durant l'été (Chaabane, 2010), elle souffre de plus en plus de l'augmentation de la fréquence, intensité, et durée des épisodes de sécheresse, comme révélé par les baisses de croissance et les dépérissements observés (Legay, 2015).

Une sécheresse peut être définie comme étant une réduction de la réserve en eau des sols liée à une pluviométrie insuffisante cumulée à des températures élevées (Bonfils et al., 2003). La sécheresse subie par la végétation dépend des précipitations, des pertes en eau liées à l'interception par la canopée, par l'évaporation et l'évapotranspiration et dépend également des propriétés des sols et des réserves d'eau qu'ils contiennent. Elle est généralement quantifiée en calculant le rapport des précipitations (P) et de l'évapotranspiration potentielle (ETP ; ~ demande en eau dépendante de la température et de l'humidité relative de l'atmosphère) annuelle, de faibles valeurs indiquant des milieux secs (Hoff et Rambal, 1998).

Lors d'une sécheresse, de nombreuses stratégies d'acclimatation existent pour limiter la consommation en eau des arbres. Chaque individu ou espèce possède son propre niveau de tolérance et d'adaptation à la sécheresse (Hoff et Rambal, 1998), mais des stratégies

communes sont observées. A court terme la régulation de la transpiration s'effectue tout d'abord au niveau des feuilles par la fermeture des stomates (Bessey, 1898). Plus le sol est sec et plus les stomates vont se fermer, en contrepartie cela limite l'absorption de CO<sub>2</sub> dans les feuilles via la photosynthèse, et peut indirectement réduire la croissance des organes (Legay, 2015 ; Landmann et al., 2003). De plus, les stomates permettent aussi de diminuer la température foliaire grâce à l'évaporation de l'eau au niveau des feuilles. Ainsi, la fermeture des stomates ne permet plus la régulation de la température et les organes foliaires subissent alors les températures élevées (40 – 45 °C), ce qui peut les dégrader voire les détruire (flétrissements et rougissements des feuilles ; Landmann et al., 2003).

Lorsque la sécheresse devient trop intense, les arbres peuvent ajuster leur surface foliaire, par perte totale ou partielle, afin de limiter la consommation en eau (Bréda et al., 2006 ; Hoff et Rambal, 1998 ; Landmann et al., 2003). La sécheresse influe donc sur la quantité de feuille ainsi que sur leur surface et l'extension des rameaux sur plusieurs années suivant la période de stress (Bréda et al., 2006).

A long terme, les modifications des conditions environnementales telles que des sécheresses intenses, ont un effet sur la conductance hydraulique des plantes et notamment sur l'efficacité des racines et des branches à conduire l'eau (Bréda et al., 2006). Cela s'explique notamment, par une réduction de la section d'aubier due à une duraminisation accrue et une embolie du xylème. A long terme, une acclimatation structurelle en réponse aux changements environnementaux devrait tendre vers une augmentation de l'efficacité et de la résistance du système hydraulique (Bréda et al., 2006).

Une période de sécheresse intense impacte, à l'échelle de l'individu, la croissance de l'arbre, la production de bourgeons, la surface foliaire et occasionne également des dommages irréversibles notamment sur le fonctionnement des organes comme une diminution de l'assimilation du carbone et des nutriments (Bréda et al., 2006).

### 1.2.3. Réactions des trois espèces méditerranéennes principales : *Pinus halepensis*, *Quercus ilex*, *Quercus pubescens*

Le pin d'Alep (*Pinus halepensis*), chêne vert (*Quercus ilex*) et le chêne pubescent (*Quercus pubescens*), sont des espèces dominantes et représentatives de la forêt méditerranéenne française (elles couvrent un tiers de la forêt méditerranéenne française qui s'étend sur une superficie de 1,5 million d'hectare)<sup>8</sup> avec des caractéristiques écologiques quelque peu différentes. Ces trois espèces sont adaptées à la sécheresse du climat méditerranéen, donc dites xérophiles ; le chêne pubescent l'étant tout de même moins que le chêne vert et le pin d'Alep<sup>9,10,11</sup>. Le chêne pubescent et le pin d'Alep sont des espèces

<sup>8</sup> [https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/RES-RA-2013/RS\\_0913\\_RA\\_93.pdf](https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/RES-RA-2013/RS_0913_RA_93.pdf)

<sup>9</sup> <https://www.tela-botanica.org/bdtfx-nn-75290-ecologie>

<sup>10</sup> <https://www.tela-botanica.org/bdtfx-nn-54442-ecologie>



héliophiles<sup>9,11</sup>, ayant d'importants besoins en lumière pour se développer, tandis que le chêne vert peut se développer avec un peu moins de lumière<sup>10</sup>, en sous-bois par exemple. Elles se différencient également du fait que le pin d'Alep soit une plante gymnosperme (l'ovule est à nu et reçoit directement le pollen) à l'inverse des chênes qui sont des angiospermes (les organes reproducteurs sont condensés en une fleur dont les graines fécondées se trouvent dans un fruit). Le pin d'Alep et le chêne vert sont des espèces sempervirentes, qui gardent leurs feuilles toutes l'année, à l'inverse du chêne pubescent qui est une espèce décidue, qui perd donc l'ensemble de ses feuilles durant une partie de l'année<sup>9,10,11</sup>.

### 1.2.3.1. *Pinus halepensis*

Le pin d'Alep (figure 7), naturellement présent dans les milieux les plus chauds de la région méditerranéenne se développe en forte densité sur la côte méditerranéenne espagnole et française (figure 8). Il est notamment l'un des arbres les plus tolérants à la variabilité des conditions climatiques et pédologiques en France (UICN Comité Français, 2018). En France, son aire d'expansion spatiale et altitudinale est limitée uniquement par le gel hivernal, la température minimale occasionnant des débuts de dégâts est de -6°C (Aussenac et Guehl, 1994), et par les casses de neige, ce qui explique sa localisation en région méditerranéenne et le fait qu'il ne se développe pas ou peu à de plus hautes latitudes (figure 8).



Figure 7 : *Pinus halepensis* Mill.  
Source : Tela Botanica – Marie Portas –  
Marseille – Avril 2011

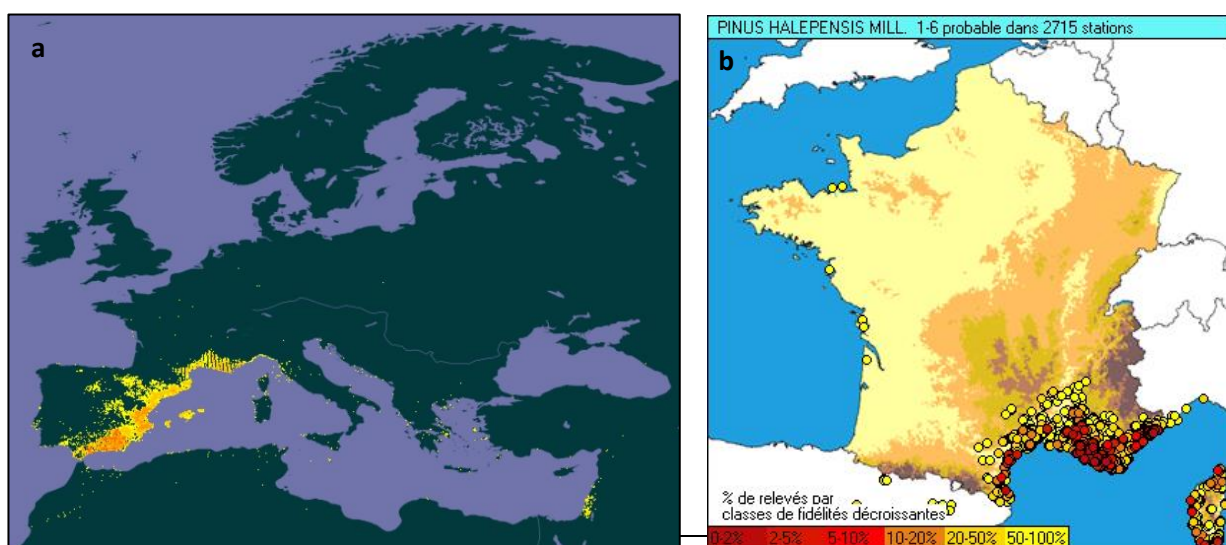


Figure 8 : Répartition spatiale du pin d'Alep dans le bassin méditerranéen (a) et en France (b)

Source : a – GBIF, *Pinus halepensis* Mill., 1949-2019, ©OpenStreetMap contributors, ©OpenMapTiles. b – Tela Botanica, banque « SOPHY » de données phytosociologiques par Gilles Grandjouan, Patrice de Ruffray, Henry Brisse et Emmanuel Garbolino, 2010

La plupart des peuplements de pin d'Alep sont récents, leur superficie ayant été multiplié par cinq au cours du 20<sup>ème</sup> siècle suite à des plantations et une colonisation de l'espèce post-incendie. Ils s'étendent aujourd'hui sur une superficie d'environ 145 000 hectares<sup>128</sup> (UICN Comité Français, 2018). Le pin d'Alep colonise également les chênaies claires ou les milieux ouverts (Rigolot et al., 2012) mais peut se trouver concurrencé par d'autres espèces, notamment le chêne vert qui se développe sous les pinèdes (UICN Comité Français, 2018).

Même si le pin d'Alep est adapté au climat méditerranéen et capable de résister à des sécheresses importantes, l'augmentation de l'intensité et de la fréquence des sécheresses récemment observée peut, selon Rigolot (2011), être à l'origine d'un dépérissement des peuplements et accroître leur sensibilité aux attaques de pathogènes. L'augmentation des températures moyennes hivernales a entraîné un avancement des dates de floraison et de débourrement (phénologie reproductive et végétale), rendant les individus plus sensibles aux gelées tardives ainsi qu'aux pathogènes (Vennetier, 2011 ; UICN Comité Français, 2018).

### 1.2.3.2. *Quercus ilex*

Les peuplements de chênes verts (photographie d'un individu figure 9) s'étendent sur la côte méditerranéenne espagnole, française, au nord de l'Italie ainsi que sur la côte Atlantique (nord de l'Espagne, ouest de la France) et il est également présent sur les côtes est et ouest de l'Angleterre (figure 10 – a). En France, le chêne vert se développe essentiellement sur la côte méditerranéenne ainsi qu'en Corse (figure 10 – b) et s'étend du littoral jusqu'à 600 – 800 m d'altitude en couvrant environ 147 000 ha<sup>8</sup> (Gavinet et al., 2018). Il succède notamment aux forêts pionnières de pins, et se développe sur les sols où il n'est pas concurrencé par le chêne pubescent (UICN Comité Français, 2018).

En réponse à la sécheresse, le principal mécanisme d'ajustement de la transpiration du chêne vert est la diminution de la surface foliaire (Limousin, 2009). Outre ce mécanisme, la plasticité phénotypique des feuilles qui permet une réponse de certains traits foliaires, a peu de conséquences physiologiques sur la photosynthèse. Les traits hydrauliques, quant à eux, ne présentent pas d'ajustements en période de sécheresse (Limousin, 2009). Selon l'étude menée par Limousin (2009), ces mécanismes d'ajustements ne permettent pas aux individus de s'acclimater aux périodes de



Figure 9 : *Quercus ilex* L.

Source : GBIF – Daniele Baroni – Italie, Ligurie – Décembre

<sup>8</sup> [https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/RES-RA-2013/RS\\_091](https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/RES-RA-2013/RS_091)



sécheresse, ils ne permettent pas une diminution de la vulnérabilité des arbres au stress hydrique. Le chêne vert, aujourd’hui présent en région méditerranéenne et sur une mince frange atlantique peut étendre son aire de répartition si les conditions climatiques suivent la tendance actuelle (Legay, 2015).

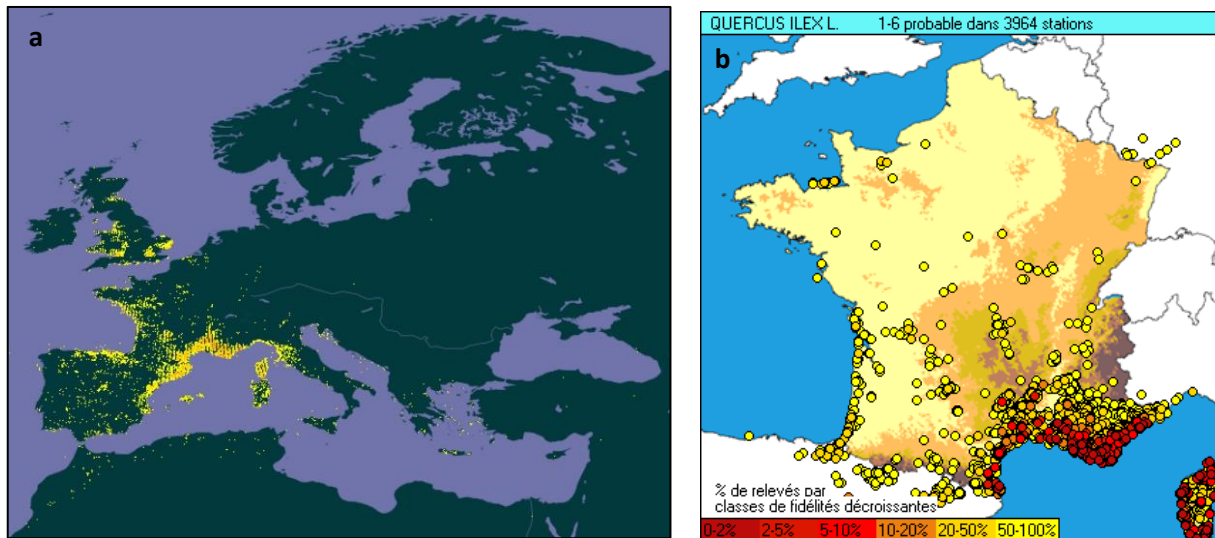


Figure 10 : Répartition spatiale du chêne vert en Europe et dans le bassin méditerranéen (a) et en France (b)

Source : a – GBIF, *Quercus ilex* L., 1949-2019, ©OpenStreetMap contributors, ©OpenMapTiles. b – Tela Botanica, banque « SOPHY » de données phytosociologiques par Gilles Grandjouan, Patrice de Ruffray, Henry Brisse et Emmanuel Garbolino, 2010.

Note : les populations situées au Royaume-Uni ont été introduites et naturalisées.

### 1.2.3.3. *Quercus pubescens*

Le chêne pubescent (figure 11) est essentiellement présent en France et en forte densité en région méditerranéenne (figure 12). Les chênaies pubescentes méditerranéennes s’étendent sur environ 278 000 hectares en région Sud<sup>138</sup> et sont aujourd’hui menacées par les périodes de sécheresse qui rendent les conditions de moins en moins favorables à leur développement (UICN Comité Français, 2018). Le chêne pubescent souffre des températures extrêmes des mois d’été et nécessite davantage d’eau que le pin d’Alep et le chêne vert. Les peuplements sont fortement affectés par les



Figure 11 : *Quercus pubescens* Willd.

Source : GBIF – Mark Fishbein – France, Languedoc-Roussillon – Janvier 2018

<sup>8</sup> [https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/RES-RA-2013/RS\\_091](https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/RES-RA-2013/RS_091)

perturbations climatiques, l'état de santé des individus se dégrade rapidement suite aux stress subis à répétition (UICN Comité Français, 2018).

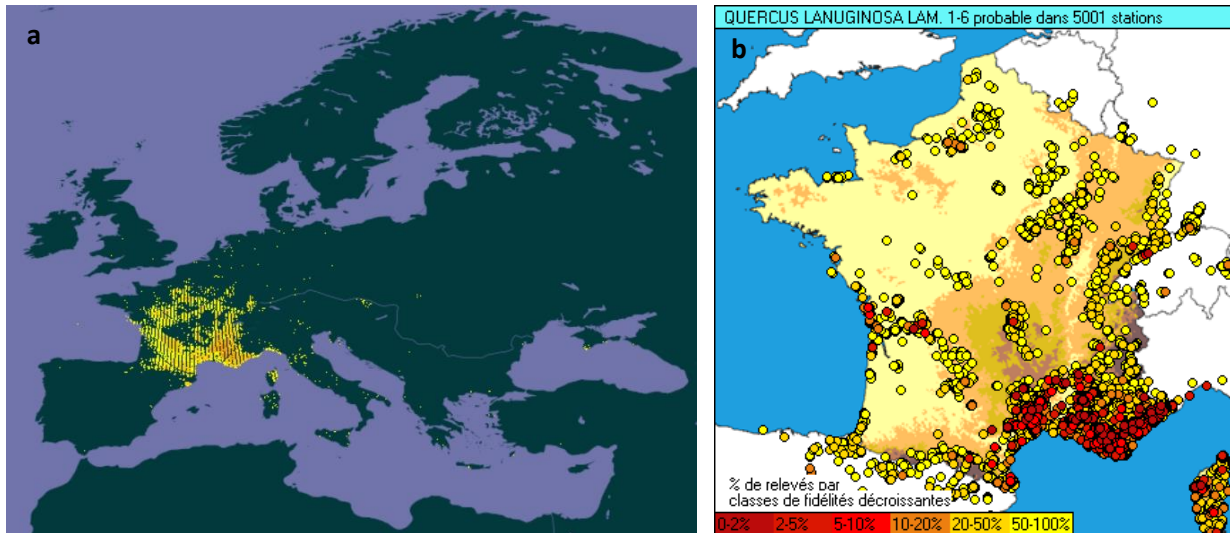


Figure 12 : Répartition spatiale du chêne pubescent en Europe et dans le bassin méditerranéen (a) et en France (b)

Source : a – GBIF, *Quercus pubescens* L., 1949-2019, ©OpenStreetMap contributors, ©OpenMapTiles. b – Tela Botanica, banque « SOPHY » de données phytosociologiques par Gilles Grandjouan, Patrice de Ruffray, Henry Brisse et Emmanuel Garbolino, 2010

## 1.3. Etat de santé des peuplements forestiers

### 1.3.1. Dépérissement des peuplements

#### 1.3.1.1. Définition du dépérissement

Le phénomène de dépérissement est défini par Le Meignen et Micas (2007) comme étant l'altération durable de l'aspect extérieur des arbres et de leur croissance. Le dépérissement correspond à une détérioration globale de la santé d'un individu ou d'un peuplement qui présente alors une situation préoccupante pouvant aller jusqu'à la mort (Montoya et Meson Garcia, 1995). Selon Manion (1981), ce phénomène est causé par un ensemble de facteurs qui interagissent et se succèdent d'une certaine façon, entraînant alors une détérioration générale qui peut aboutir à la mort de l'arbre. Les facteurs à l'origine des dépérissements sont hiérarchisés en trois catégories : les facteurs prédisposants, déclenchants et aggravants, et peuvent être d'origine biotique ou abiotique (Manion, 1981). Un facteur prédisposant est un facteur permanent qui contribue à l'affaiblissement général de l'arbre. Un facteur déclenchant est un phénomène qui va agir de manière intense sur une courte période, qui va réduire la vitalité d'un arbre de manière irréversible. Les facteurs

aggravants arrivent par la suite et vont aggraver cette chute de vitalité et entraîner sa mortalité à court terme (Landmann, 1994). Un arbre est considéré comme dépérissant lorsqu'il comporte au moins un facteur dans chacun de ces trois groupes (Manion, 1981). Les facteurs impliqués ne sont pas toujours identiques dans les cas de dépérissement, cela dépend de la localisation et des espèces touchées, mais ils sont néanmoins interchangeables. Certains facteurs peuvent, selon la situation, être considérés comme prédisposants ou déclenchants, c'est le cas des périodes de sécheresse qui peuvent en fonction de leur intensité jouer plusieurs rôles (Manion, 1981 ; Landmann, 1994).

Chaque peuplement, chaque individu, en fonction des facteurs prédisposant, possède sa propre vulnérabilité, ne va pas subir une perturbation de manière identique, et va dépérir – ou non – de manière plus ou moins rapide.

#### **1.3.1.2. Facteurs prédisposants, déclenchants et aggravants**

Au sein d'un écosystème forestier, les facteurs qui rendent les arbres vulnérables à la sécheresse et les prédisposent à un dépérissement sont liés (1) au potentiel génétique de l'arbre (Landmann, 1994) (2) un âge et une taille importante (Nageleisen, 1993 ; Le Meignen et Micas, 2007) ; (3) une densité du peuplement élevée qui va entraîner une consommation d'eau importante à l'échelle de la population et une forte compétition entre arbres ; (4) les conditions stationnelles défavorables, sol peu profond, avec une forte pente, ayant une faible capacité de rétention en eau (Nageleisen, 1993 ; Landmann, 1994 ; Le Meignen et Micas, 2007) ; (5) une succession d'évènements climatiques situés en dehors de la niche climatique de l'espèce ou extrêmes, comme une longue période de sécheresses, des épisodes de pollution (Bonfils et al., 2015 ; Guit et al., 2016, Landmann, 1994) ; ou (6) une pollution atmosphérique chronique.

Les facteurs déclenchants se traduisent par un phénomène soudain qui va fortement stresser les individus. En région méditerranéenne, il s'agit généralement d'évènements climatiques extrêmes, comme une sécheresse ou canicule longue et intense (Montoya et Meson Garcia, 1995). Il peut également s'agir de période de gel, ainsi que d'attaques d'insectes défoliateurs ou la présence de maladies foliaires (Manion, 1981).

Les facteurs aggravants le dépérissement des arbres sont essentiellement les pathogènes (insectes, champignons, bactéries, virus) qui vont s'attaquer plus facilement aux individus déjà affaiblis et causer un affaiblissement supplémentaire pouvant entraîner la mort de l'arbre (Landmann, 1994 ; Bonfils et al., 2015). Ils sont la conséquence d'un affaiblissement des arbres mais ne sont pas forcément la cause de cet affaiblissement et du dépérissement (Penuelas et al., 2010).

#### **1.3.1.3. Symptômes du dépérissement**

Le dépérissement d'un arbre peut être évalué à travers divers symptômes. Cela peut par exemple être estimé en quantifiant l'évolution de son taux de croissance, les arbres ayant une faible croissance qui décroît dans le temps ayant généralement un fort risque de mortalité (Cailleret et al., 2017). Une autre méthode communément utilisée consiste à observer en détails le houppier d'un individu. Le phénomène de dépérissement peut se traduire par (1) une modification de l'architecture du houppier (par exemple, descente de cime, réduction du taux de branchaison, réduction de la longueur des pousses annuelles), (2) une réduction de la masse foliaire (chute de feuilles, réduction de la taille et du nombre de feuilles produites), (3) une altération de leur couleur (brunissement, rougissement), (4) la présence de branches ou de rameaux morts, ou encore (5) des écoulements de résine au niveau de l'écorce (Nageleisen, 1993). De manière générale, le déficit foliaire et la présence de branches mortes dans le houppier fonctionnel sont des indicateurs robustes du niveau de dépérissement d'un individu (Guit et al., 2016). Le déficit foliaire est considéré comme important s'il est supérieur à 25 %. Un individu est considéré comme dépérissant lorsqu'il présente plus de 50 % de défoliation ou de branches mortes dans le houppier fonctionnel.

Les symptômes du dépérissement sont donc facilement identifiables et plusieurs études ont montré le lien entre les périodes de sécheresses (baisse des précipitations et augmentation des températures) et l'augmentation des taux de mortalité et de défoliation ainsi qu'une baisse de la croissance radiale des peuplements forestiers (Guit et al., 2016).

### 1.3.2. Dépérissement des peuplements forestiers en France et en région méditerranéenne : observations

Les premiers cas de dépérissement, observés sur les sapins et les épicéas dans les massifs montagneux d'Europe au début des années 80, ont poussés de nombreux pays à se doter de réseaux de placettes d'observation. Dans ce contexte, la France a mis en place le Département de la Santé des Forêts (DSF) en 1989, qui effectue un suivi de la santé des forêts à partir de trois réseaux. Un premier composé de 220 correspondants observateurs du DSF qui assurent une surveillance des conditions sanitaires à large échelle (notamment des problèmes pathologiques et entomologiques), auquel s'ajoute deux réseaux de suivi annuel de placettes permanentes : le Réseau Systématique de Suivi des Dommages Forestiers (RSSDF), et le Réseau National de suivi à long terme des Ecosystèmes Forestiers (RENECOFOR) mis en place en 1998 par l'Office national des forêts (ONF).

Le pôle interrégional de la santé des forêts sud-est couvre les régions Corse, Occitanie et Sud, soit 21 départements<sup>12</sup>. Le bilan de l'état de santé des forêts de l'année 2018 pour la région Sud révèle que sur l'ensemble des signalements de dépérissement observés de 2007 à 2018, 53 % des cas sont d'origine entomologique (bupreste des branches de chênes, chenille processionnaire du pin, hylésine destructeur et bombyx disparate essentiellement), 27 % d'origine pathologique (les principaux sont la graphiose de l'orme, la sphaeropsis du

---

<sup>12</sup> <http://draaf.paca.agriculture.gouv.fr/Le-pole-inter-regional-de-la-sante>

pin et le chancre du pin d'Alep), et 18 % d'origine abiotique (principalement la sécheresse puis le gel, bris de neige et tempête)<sup>13</sup>. Le bilan de l'année 2018, suite à la sécheresse de l'année 2017, signale l'effet de sécheresse des années précédentes sur l'état de santé des arbres. Des cas de mortalité, en lien avec la sécheresse, de diverses essences sur des sols superficiels ont été observés, notamment sur les résineux<sup>14</sup>. Le taux moyen de déficit foliaire par placette ne cesse d'augmenter, il était d'environ 14 % en 1990 et d'environ 36 % en 2018 (figure 13).

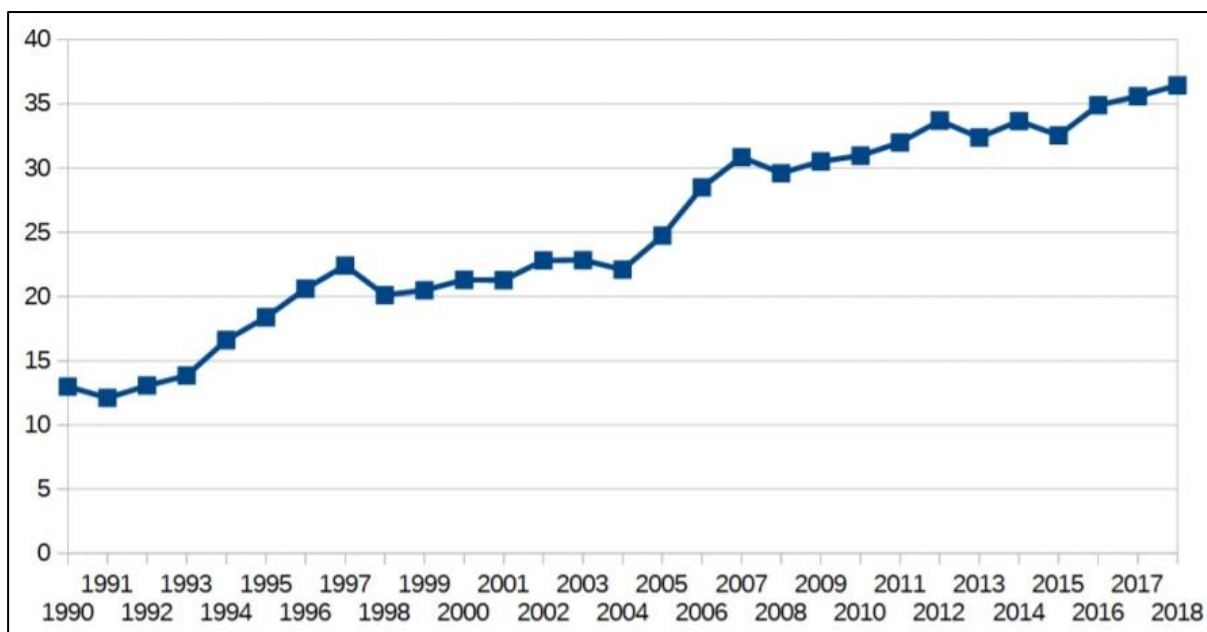


Figure 13 : Evolution du déficit foliaire moyen sur les placettes du réseau systématique en PACA  
Source : DSF – Principaux problèmes sylvo-sanitaires en région Provence Alpes Côte d'Azur – Novembre 2018

Cette augmentation du déficit foliaire est aussi causée par la propagation des insectes ravageurs vers le nord et en altitude et par l'augmentation de leur abondance, phénomènes causés par l'augmentation des températures (Battisti et Jactel, 2010). En effet, plus de la moitié des insectes ravageurs et des pathogènes affectant les forêts françaises ont vu leur population augmenter ou ont étendu leur aire de distribution par rapport aux années 1970 – 1980 (Legay, 2015).

### 1.3.3. Conséquence des dépérissements forestiers en région méditerranéenne

L'augmentation des cas de dépérissement et de mortalité des peuplements entraîne une accumulation de biomasse sèche dans les forêts (litière et bois mort dans le houppier)

<sup>13</sup> [http://draaf.paca.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/Intervention\\_CNPFPA018\\_cle8ca142.pdf](http://draaf.paca.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/Intervention_CNPFPA018_cle8ca142.pdf)

<sup>14</sup> [http://draaf.paca.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/Bilan\\_2018\\_du\\_06\\_cle4c29f4.pdf](http://draaf.paca.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/Bilan_2018_du_06_cle4c29f4.pdf)

(Rigolot, 2008 ; Vennetier, 2012). Cette masse de combustible augmente considérablement le risque d'incendie et facilite leur propagation, ce qui est critique en région méditerranéenne puisque celle-ci connaît de nombreux départs de feux (Le Meignen et Micas, 2007). Les conséquences des changements climatiques pourraient indirectement se traduire par une modification du régime des feux en région méditerranéenne, modifiant la structure des formations végétales (Rigolot, 2008) avec une régression des formations forestières au profit des formations arbustives (Raman-Amat, 2007). De plus, l'extension potentielle vers l'ouest et le nord de l'aire bioclimatique méditerranéenne peut être à l'origine d'une augmentation des incendies dans des régions pas ou peu habituées, ni préparées (Rigolot, 2008 ; Raman-Amat, 2007). La forêt joue un rôle essentiel dans le maintien des sols, la mortalité des arbres peut alors entraîner un second risque, celui d'une augmentation de l'érosion et des éboulements rocheux (Le Meignen et Micas, 2007). Ces deux risques naturels modifient complètement la structure des écosystèmes et diminuent également la richesse des paysages de la région.

A long terme, une simplification des écosystèmes peut être envisagée avec une variation de la composition des forêts méditerranéennes françaises, due à l'extinction de certaines espèces pouvant entraîner une diminution du nombre de taxons forestiers, et à la prolifération et colonisation de nouvelles (Battisti et Jactel, 2010 ; Ronce et al. 2015). La mortalité accrue des individus et plus largement des peuplements, pourra également avoir un impact, à terme, sur la séquestration du carbone. En effet, la forêt est le deuxième plus grand puits de carbone après les océans, les arbres puisent le gaz carbonique présent dans l'atmosphère et libèrent de l'oxygène (mécanisme de photosynthèse)<sup>15</sup>. Le carbone dans les forêts se trouve dans la biomasse vivante ainsi que dans la biomasse morte au sol et dans le sol. Une augmentation de la mortalité et une augmentation des régimes de feux diminuerait le rôle joué par la végétation pour stocker du carbone et en libérerait une partie dans l'atmosphère, contribuant davantage au réchauffement climatique.

#### 1.3.4. Importance d'une telle étude

Le dépérissement de la végétation préoccupe de plus en plus la communauté scientifique mondiale puisque la tendance des observations des cas de dépérissement est en hausse quasi-constante (Allen et al., 2010). Les dépérissements touchent de nombreuses espèces ligneuses, ne sont pas spécifiques à une espèce et peuvent être la conséquence de divers facteurs. Compte tenu (1) de l'augmentation de l'intensité et de la fréquence des sécheresses observée et prévue par les modèles climatiques en région méditerranéenne française, (2) de la baisse de vitalité de ces écosystèmes forestiers observée depuis plusieurs années, (3) des conséquences importantes du dépérissement sur les services rendus par les écosystèmes, et (4) de la complexité du processus de dépérissement avec un ensemble de

---

<sup>15</sup> [http://www1.onf.fr/gestion\\_durable/++oid++5ae6/@@display\\_advise.html](http://www1.onf.fr/gestion_durable/++oid++5ae6/@@display_advise.html)



facteurs biotiques et abiotiques agissant successivement et à différents niveaux au sein d'un système (Roman-Amat, 2007). Les études réalisant un suivi exhaustif de la santé des forêts et essayant de quantifier le niveau de dépérissement afin d'appréhender le rôle des facteurs biotiques et abiotiques dans la baisse de vitalité des peuplements sont plus qu'essentielles.



## CHAPITRE 2. Matériels et méthodes

### 2.1. Présentation de l'étude

#### 2.1.1. Zone d'étude

La zone étudiée s'étend en région Sud et recouvre plus particulièrement le sud-ouest de la région, elle concerne le département des Bouches du Rhône, le sud du Vaucluse et l'ouest du Var ainsi que le sud de la Drôme dans une moindre mesure (représente moins de 6 % sur l'ensemble de l'étude). La zone d'étude se situe en Provence calcaire (sans compter le sud de la Drôme), délimitée à l'ouest par la vallée du Rhône jusqu'au massif des Maures à l'est et par la mer Méditerranée au sud jusqu'à la crête du Luberon et au Verdon au nord (Demory et al., 2010). Les massifs montagneux formés de structures anticlinales et chevauchantes, témoignant de l'histoire géologique de la région, présentent généralement une orientation est-ouest. Les principaux massifs montagneux sont la chaîne des Alpilles et le Luberon (1064 m), la Sainte-Victoire (1011 m), Sainte-Beaume (1148 m), chaîne de l'Etoile (875 m), les Calanques (400 – 500 m) (Vennetier et al., 2001), situés pour les plus éloignés, à quelques dizaines de kilomètres de la mer seulement. Les sols en Provence calcaire présentent une grande variété de roches, ils sont également peu épais et perméables ce qui impacte fortement la fertilité du milieu et le type de végétation qui va pouvoir s'y développer. Les formations naturelles se développent principalement sur les sols meubles et peu profonds, délaissés par l'agriculture, tels que les reliefs, les zones accidentées et escarpées.

Les forêts, les espaces composés de végétation arbustive et / ou herbacée et les espaces ouverts avec peu ou pas de végétation sont les trois classes d'occupation du sol (définie par Corine Land Cover) dominant la région Sud (figure 14). Parmi ces espaces naturels, les formations végétales qui se développent sont majoritairement des forêts mixtes composées de conifères et de feuillus (figure 15). En effet, les principales espèces en région Sud sont pour les conifères, le pin sylvestre, pin d'Alep, sapin pectiné, mélèze d'Europe et pour les feuillus, le chêne pubescent, chêne vert et hêtre <sup>16</sup>. En région méditerranéenne française se développent principalement le pin d'Alep, le chêne vert et chêne pubescent.

---

<sup>16</sup> [https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/RES-RA-2013/RS\\_0913\\_RA\\_93.pdf](https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/RES-RA-2013/RS_0913_RA_93.pdf)

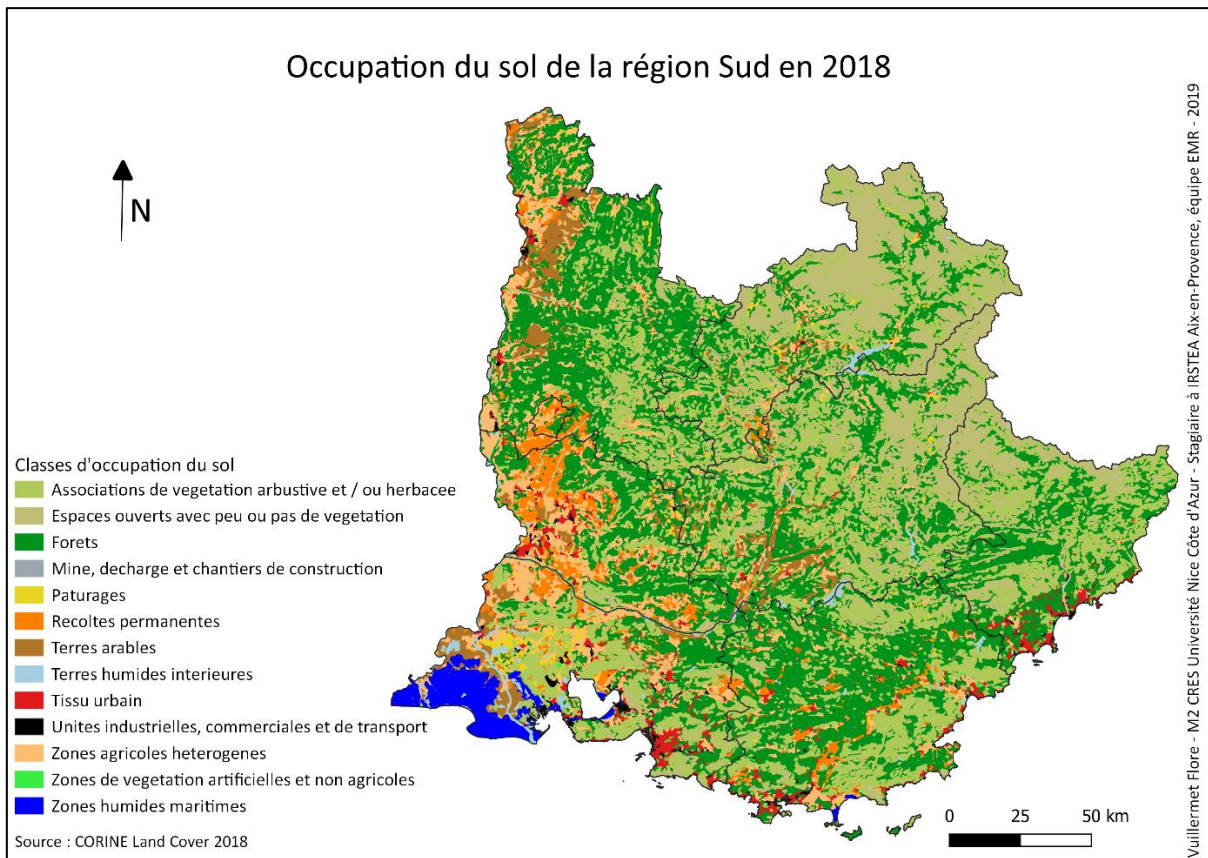


Figure 14 : Cartographie de l'occupation de sol en région Sud

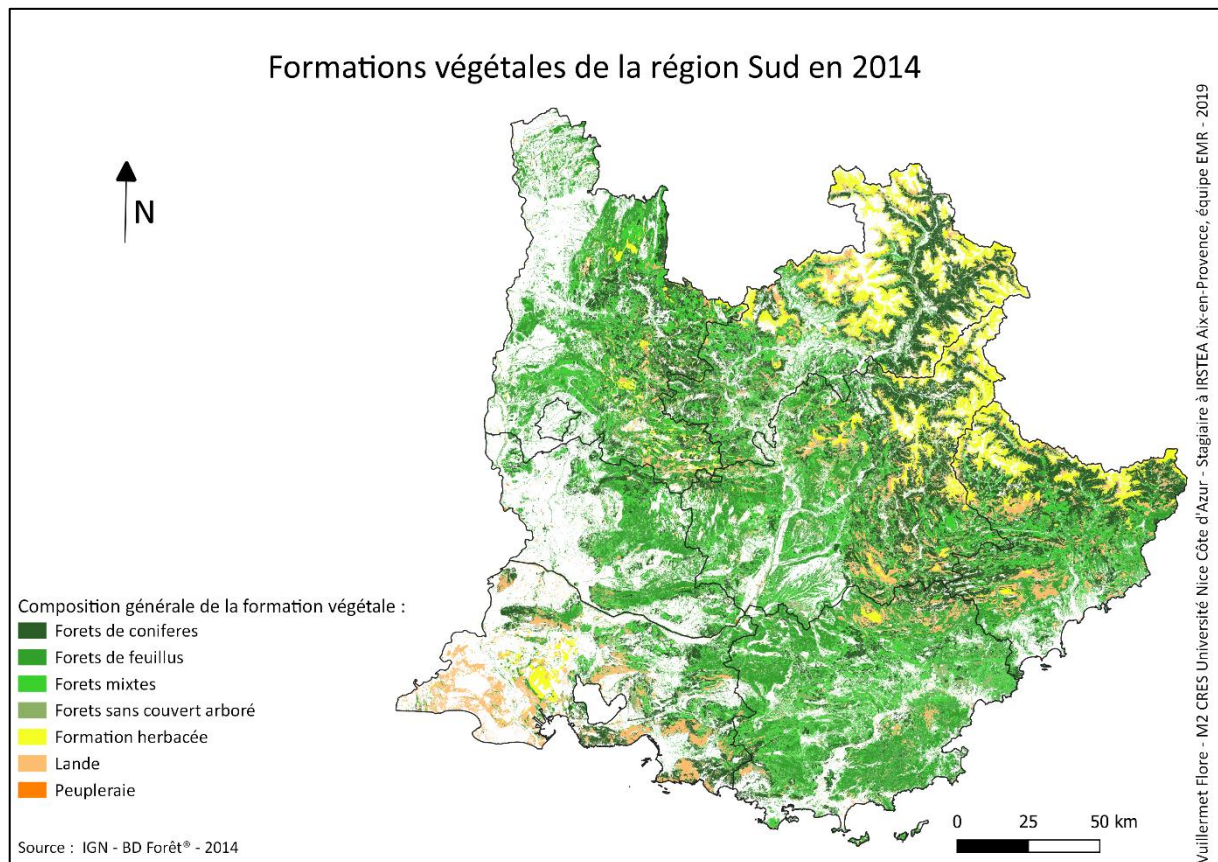


Figure 15 : Cartographie des formations végétales en région Sud

## 2.1.2. Base de données initiale

Entre 1995 et 2000, Vennetier et al. ont inventorié 325 placettes afin d'évaluer les potentialités forestières de la région méditerranéenne française en fonction des différents types de stations forestières (Vennetier et al., 2008). Dans un premier temps une typologie des stations forestières du territoire a été réalisée à partir de plusieurs variables : (1) les secteurs climatiques divisés en deux zones, l'étage bioclimatique méso-méditerranéen correspondant à la basse Provence et l'étage bioclimatique supra-méditerranéen qui correspond à l'arrière-pays ; (2) l'altitude divisée en 4 classes de 200 m d'amplitude entre 0 et 800 m ; (3) l'exposition de la station en fonction de l'indice de climat lumineux de Becker (IKR). L'IKR, défini par Becker en 1984, est un indice de rayonnement prenant en compte l'exposition de la pente et donnant une valeur approchée de l'énergie lumineuse reçue directement par un site (Vennetier et al., 2001). Cet indice est divisé en cinq classes : les stations froides ( $IKR < 0,8$ ), fraîches ( $0,8 < IKR < 0,95$ ), neutres ( $0,95 < IKR < 1,05$ ), chaudes ( $1,05 < IKR < 1,1$ ) et très chaudes ( $IKR > 1,1$ ). (4) La situation topographique est répartie selon 10 classes : plaine, vallée, vallon, plateau, replat, sommet, haut de pente, mi-pente, bas-pente et croupe. L'échantillonnage des placettes a été basé sur cette typologie des stations forestières (annexe 1) en prenant en considération la répartition spatiale au sein de chaque catégorie. L'évaluation des potentialités forestières est basée sur une analyse fine des variables abiotiques associée à un inventaire exhaustif de la flore ainsi qu'à une description de la structure de la végétation. Une seconde étude focalisée sur le pin d'Alep réalisée dans les années 2000 a permis d'ajouter 184 placettes au réseau initial permettant ainsi d'obtenir un réseau de 509 placettes (figure 16) contenant des données abiotiques et des relevés

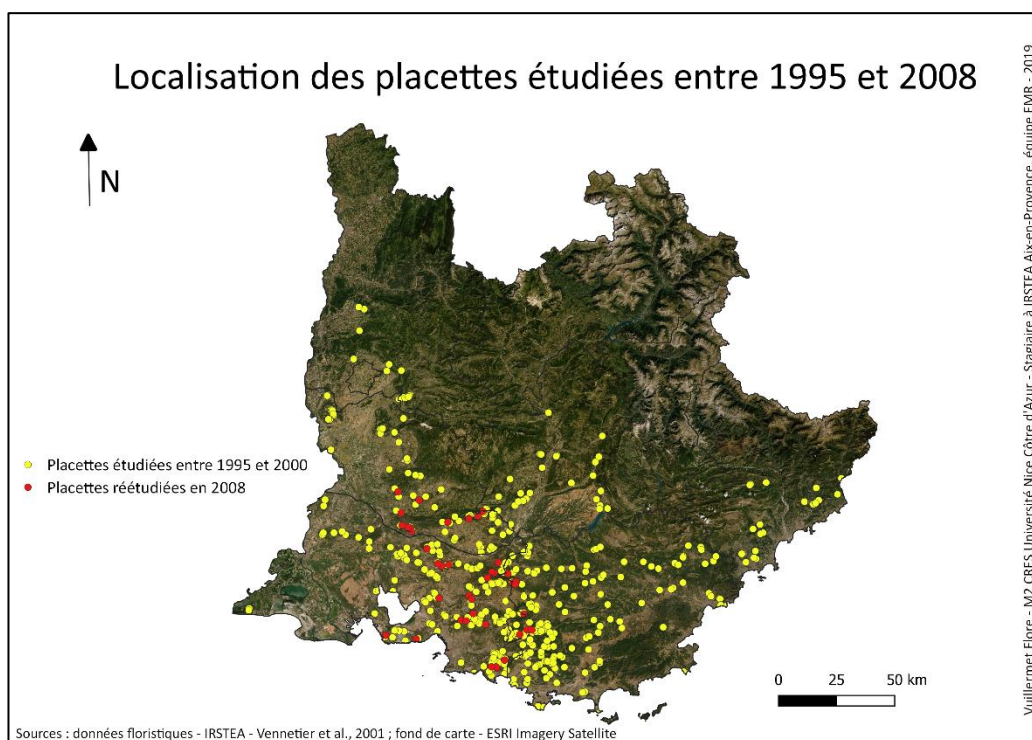


Figure 16 : Cartographie du réseau de placettes

floristiques exhaustifs pour chacune d'entre elles.

Les inventaires floristiques ont été à nouveau effectués en 2008 sur une cinquantaine de placettes échantillonnées à partir du réseau initial (Vennetier et Ripert, 2009). L'objectif était d'acquérir des données floristiques à une échelle spatiale et temporelle et ainsi de pouvoir étudier l'évolution de la flore sur certaine placette et tenter d'expliquer ces changements en fonction des variables abiotiques.

### 2.1.3. Objectifs de l'étude

Dans le cadre du Programme Opérationnel Interrégional du massif des Alpes (projet POIA) et afin d'évaluer l'impact du changement global sur la production de biomasse vivante et morte et les conséquences que cela pourrait avoir sur les régimes de feux, les placettes étudiées lors des précédentes études ont été revisitées. Deux études ont pu être réalisées en effectuant le même terrain. La première, réalisée par Laurine Ficara, stagiaire de M2, qui s'inscrit dans la continuité des travaux de Vennetier et Ripert et permet ainsi de comparer l'évolution de structure et de composition de la flore entre 1998, 2008 et 2019. La seconde, portée sur la production de nécromasse et l'état de santé de la végétation forestière.

### 2.1.4. Méthode d'échantillonnage

Comme il était impossible de retourner sur l'ensemble des 509 placettes inventoriées entre 1995 et 2008 dans le cadre d'un stage de M2, l'objectif initialement envisagé était d'effectuer environ une centaine de placettes en priorisant celles échantillonnées en 2008 dans un premier temps, puis en sélectionnant selon divers critères une cinquantaine de placettes restantes.

La sélection des placettes s'est effectuée en 3 phases :

- Les placettes ayant connus des perturbations importantes et un changement d'occupation du sol ont été exclues de la sélection. Le SIG permet, en superposant la couche des placettes avec celle des surfaces brûlées (base PROMETHEE <sup>17</sup>) puis avec celle d'occupation des sols (BD Ocsol <sup>18</sup>), de supprimer toutes celles ayant potentiellement brûlées ou ayant été artificialisées. Suite à cette première sélection les placettes de 2008 sont conservées.
- Le reste de placettes est échantillonné en fonction de diverses conditions telles que la répartition spatiale, la répartition des placettes au sein de chaque station forestière définie dans l'étude de 1995 puis en prenant en considération la distance

---

<sup>17</sup> <http://www.promethee.com/incendies>

<sup>18</sup> <http://www.crige-paca.org/projets-en-cours/bd-ocsol-paca.html>



entre chacune des placettes afin d'optimiser les journées de terrain et de limiter au maximum les temps de déplacement. Ceci nous a permis de sélectionner 132 placettes (placettes en jaune, figure 17).

- Pour finir, certaines placettes ont dû être supprimées de la sélection lors de leur visite sur le terrain pour cause de débroussaillage, ou d'une localisation trop approximative (données GPS ou localisation sur carte IGN). Sur les 132 sélectionnées 73 ont pu être inventoriées (en rouge, figure 17).

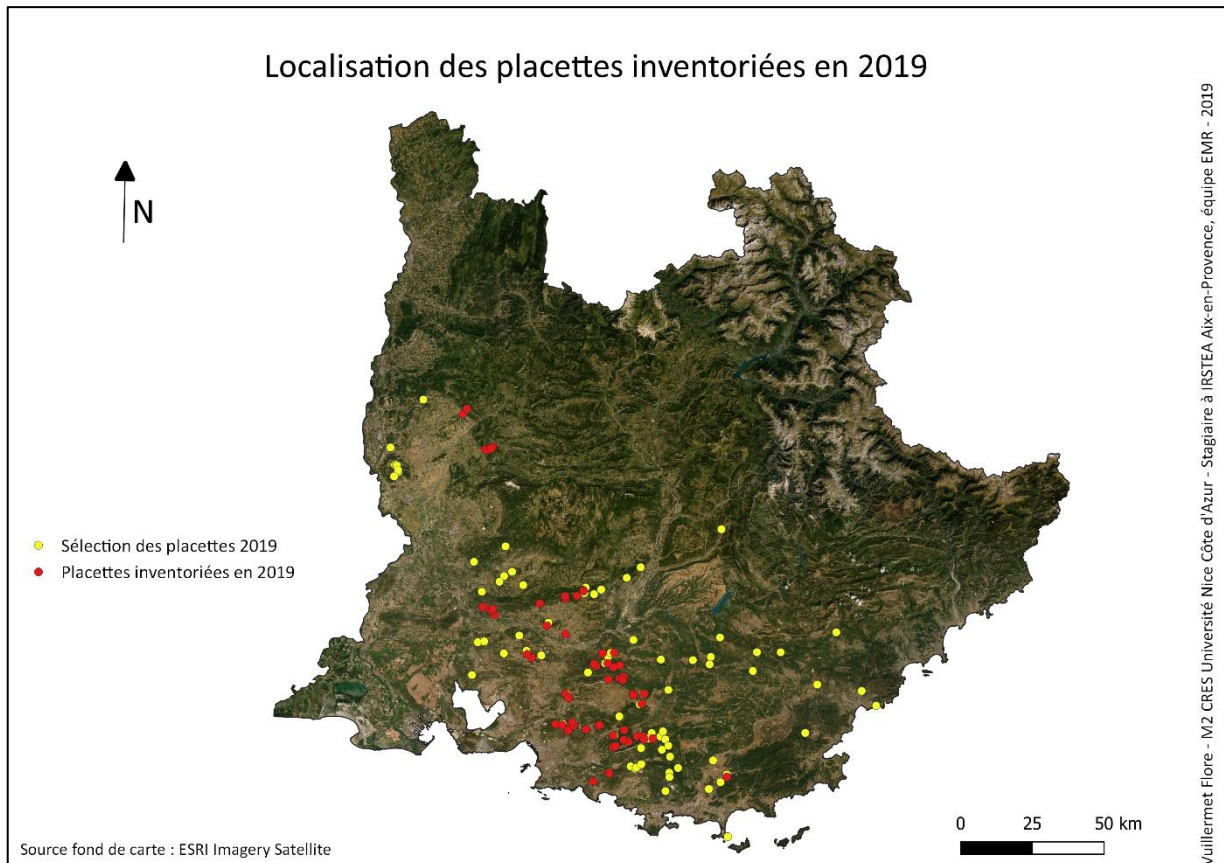


Figure 17 : Cartographie des placettes étudiées en 2019

## 2.2. Protocole de terrain

### 2.2.1. Délimitation de la placette

Les placettes, d'une surface d'environ 400 m<sup>2</sup>, sont délimitées autour de la fosse pédologique à l'aide de rubalises placées aux coins afin de se repérer plus facilement. Si le peuplement est trop dense ou que la topographie ne permet pas de délimiter une placette carrée de 400 m<sup>2</sup>, il est alors décidé de réduire la surface inventoriée à 300 m<sup>2</sup> dans le cas de peuplement homogène ou de délimiter des placettes rectangulaires ou circulaires.

### 2.2.2. Surface terrière

La surface terrière d'un peuplement (notée G), représente la somme des surfaces terrières de tous les arbres qui le composent, exprimée en m<sup>2</sup>/ha. La surface terrière d'un arbre notée g est égale à la circonférence de l'arbre au carré et divisée par 4π<sup>19</sup>.

$$G = \frac{\pi d^2}{4} = \frac{c^2}{4\pi}$$

*d = diamètre*

*c = circonférence*

*G = surface terrière de l'arbre en cm<sup>2</sup>*

La circonférence de chacun des arbres est mesurée à environ 1,30 m du sol en excluant tous les arbres et arbustes dont le tronc est strictement inférieur à 15 cm de circonférence, soit environ 5 cm de diamètre. Chaque mesure notée est associée à l'espèce de l'individu et à un commentaire spécifiant si l'arbre est vivant ou mort. Dans le cas où la placette est trop dense et homogène il est envisageable de mesurer seulement les circonférences sur la moitié de la placette en notant la surface inventoriée.

### 2.2.3. Inventaire floristique

Un inventaire exhaustif de la flore est réalisé sur chacune des placettes à partir d'une liste de base (annexe 2) contenant les espèces principales puis secondaires des écosystèmes méditerranéens. Toutes les espèces présentes au sein de la placette sont notées, en utilisant la Flore Forestière Française – Région Méditerranéenne (Rameau et al. 2008) Un coefficient de Braun-Blanquet est ensuite attribué à chaque espèce (tableau 1).

Tableau 1 : Classes des coefficients de Braun-Blanquet

1	Quelques individus : < 5 %
2	Individus plus nombreux : < 5 %
3	5 % < R < 25 %
4	25 % < R 50 %
5	50 < R < 75 %
6	75 < R

<sup>19</sup> <https://www.zimmersa.com/blog-forestier/la-surface-terriere-une-mesure-tres-terre-a-terre-n134>



#### 2.2.4. Recouvrement de la végétation

Un recouvrement de la végétation par strate verticale (tableau 2) est estimé en pourcentage sur chaque placette. Les individus présents au sein de plusieurs strates sont comptabilisés comme appartenant à une seule strate, celle au sein de laquelle la majorité du houppier est inclus. Cela permet d'obtenir pour chacune des strates un recouvrement de la végétation totale ainsi qu'un pourcentage de recouvrement des espèces principales : *Acer campestre*, *Acer monspessulanum*, *Acer opalus*, *Fraxinus ornus*, *Phillyrea latifolia*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster*, *Pinus silvestris*, *Quercus ilex* et *Quercus pubescens*.

Tableau 2 : Strates de végétation

1	0 – 0,50 m
2	0,50 – 3 m
3	3 – 6 m
4	6 – 10 m
5	> 10 m

Une estimation du pourcentage de biomasse morte est également attribuée pour chacune des strates, cette estimation prend en compte, au sein de chaque strate, les individus entièrement morts ainsi que les organes morts (branches et rameaux morts, ou secs).

#### 2.2.5. Etat sanitaire

L'étude de la santé des arbres dominants s'est portée sur trois espèces : le pin d'Alep, le chêne vert et le chêne pubescent. Pour les cas du pin d'Alep et du chêne vert le protocole DEPEFEU du DSF a été privilégié et la méthode ARCHI a été utilisée pour le chêne pubescent.

L'estimation de l'état sanitaire est faite à partir de l'observation du houppier notable (figure 18), partie du houppier qui se situe à la lumière et qui ne subit pas de concurrence ou de compétition. Cela permet d'exclure la mortalité des branches due au processus d'élagage naturel. Ainsi, sont sélectionnés uniquement les arbres dominants ou co-dominants. Dans le cas où le nombre d'individus notable au sein de la placette est insuffisant, l'observation des arbres situés à proximité de la placette et ayant des conditions environnementales similaires a été réalisée. Sur chacune des placettes un minimum de cinq individus par espèce a été choisi – lorsque cela était possible – afin que l'estimation soit représentative du peuplement et augmenter la robustesse des données ainsi obtenues.

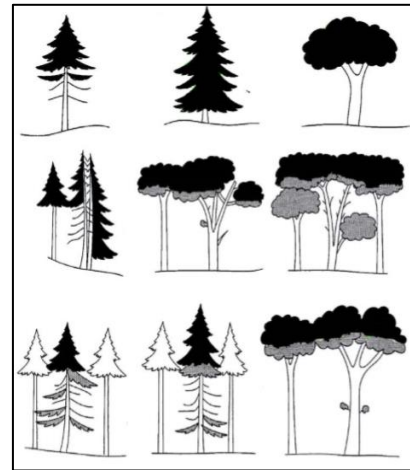


Figure 18 : Caractéristique du houppier notable (noir)

L'observation doit être effectuée depuis plusieurs point de vue, à une distance équivalente à la hauteur de l'arbre afin d'évaluer au plus juste l'état sanitaire de l'individu. Il est également préférable de ne pas avoir de superposition entre les individus pour limiter de fausser l'estimation. Les arbres juvéniles se distinguent des arbres mûres par leur structure et ne se notent donc pas de la même façon (détails ci-dessous).

- Observation du pin d'Alep et du chêne vert

Un pourcentage de déficit foliaire se basant sur la transparence du houppier est attribué à chaque individu. La défoliation est l'un des principaux facteurs décrivant la santé des peuplements (Guit et al., 2016), et se traduit par un manque anormal de feuilles ou d'aiguilles causée par (i) des chutes foliaires, (ii) un manque de ramification du houppier, ou (iii) par de la microphyllie (dimension anormalement petite des feuilles ou des aiguilles réduisant de manière significative la surface foliaire) (Nageleisen et al., 2005). Pour chaque houppier notable sont observés :

- la présence de trouées dans le houppier notable, c'est-à-dire l'absence de branches qui devraient être présentes ;
- la présence de microphyllie (feuille ou aiguille de taille inférieure à la moitié d'une feuille référence pour l'espèce en question). En cas de microphyllie sur la majorité du houppier la note de déficit foliaire s'élève déjà à environ 50 % ;
- le manque de ramifications au sein du houppier notable ;
- le nombre d'années de feuilles ;
- la présence d'une descente de cime

Suite à cela, un pourcentage de branches mortes au sein du houppier notable est estimé. Une branche ou un rameau est considéré comme étant mort si l'absence de feuilles ou

d'aiguilles est importantes, s'il y a une absence de bourgeons ainsi qu'une absence de pousses fines.

Les colorations anormales des feuilles (rougissement, jaunissement et brunissement) sont aussi notées en commentaires.

*Estimation du déficit foliaire pour le pin d'Alep (protocole du DSF) :*

Un individu sain (estimé à 0 % de déficit foliaire) possède deux et parfois trois années d'aiguilles (figure 19 – **a**). Le houppier est de forme conique et irrégulière pour un arbre adulte et dense avec une forte dominance apicale pour un arbre juvénile. Le houppier s'éclaircit lorsque l'état de santé de l'individu se dégrade (figure 19 – **b** et **c**), le nombre de ramifications diminue, les branches et le tronc sont de plus en plus apparents. Chez un individu dont l'état de santé se dégrade fortement et qui tend à dépérir (figure 19 – **d** et **e**) le manque de branches est à l'origine de trous dans le houppier de plus en plus important, le nombre de ramifications diminue davantage et le nombre d'années d'aiguilles se réduit à une année.

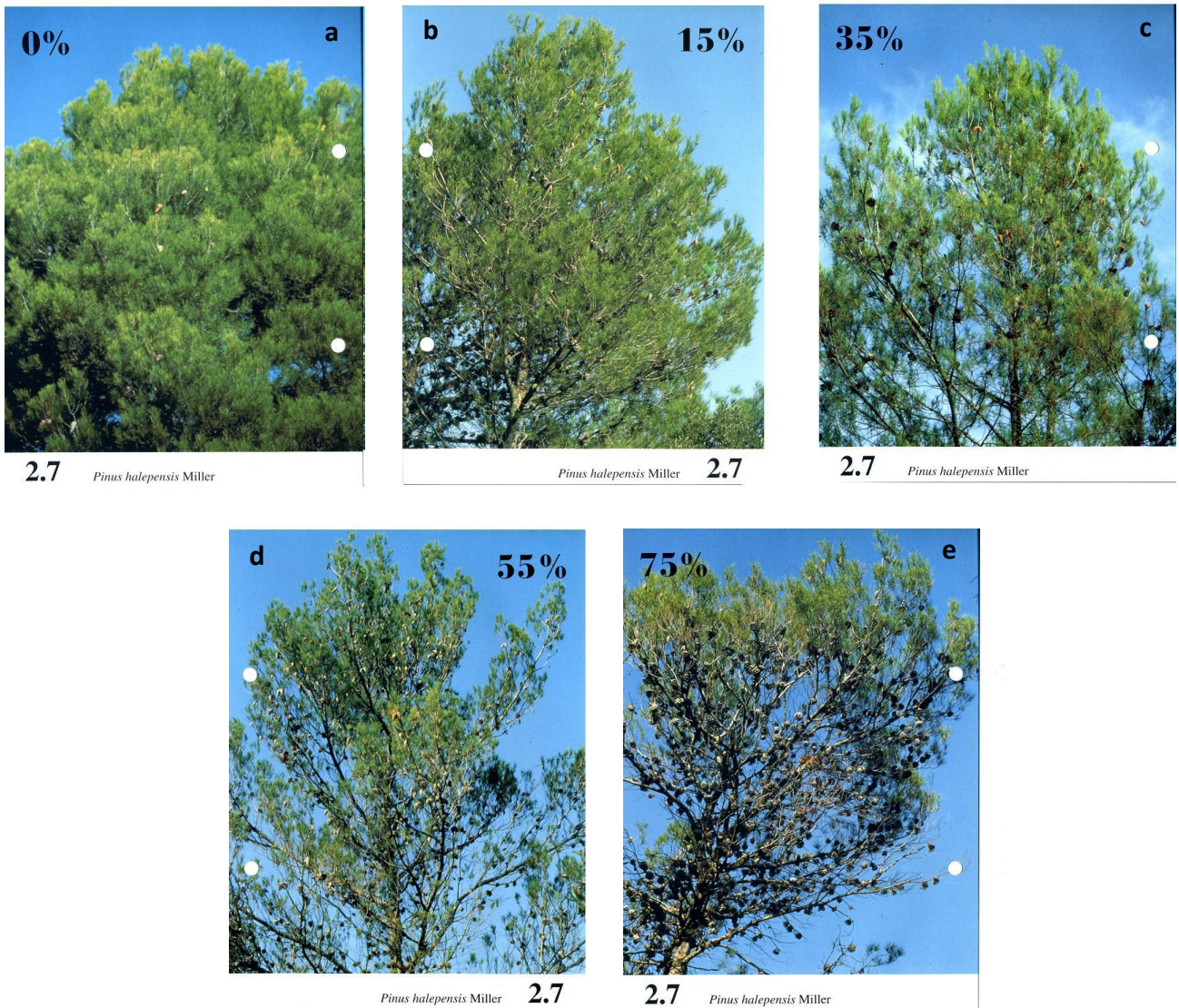


Figure 19 : Photographies de l'estimation du déficit foliaire pour le pin d'Alep  
Source : DSF

*Estimation du déficit foliaire pour le chêne vert (protocole du DSF) :*



Un individu sain (estimé à 0 % de déficit foliaire) possède deux et parfois trois années de feuilles (figure 20 – a). Le houppier est de forme globulaire et dense, il n’y a aucune transparence excepté pour les arbres juvéniles qui peuvent présenter une transparence dans le haut du houppier causée par les nouvelles pousses. L’éclaircissement du houppier (figure 20 – b et c) s’effectue de haut en bas par une perte de feuilles et de rameaux. Les individus dépérissants (figure 20 – d et e) présentent une seule année de feuilles, le nombre de branches mortes est plus élevé et le houppier tend à devenir totalement transparent.

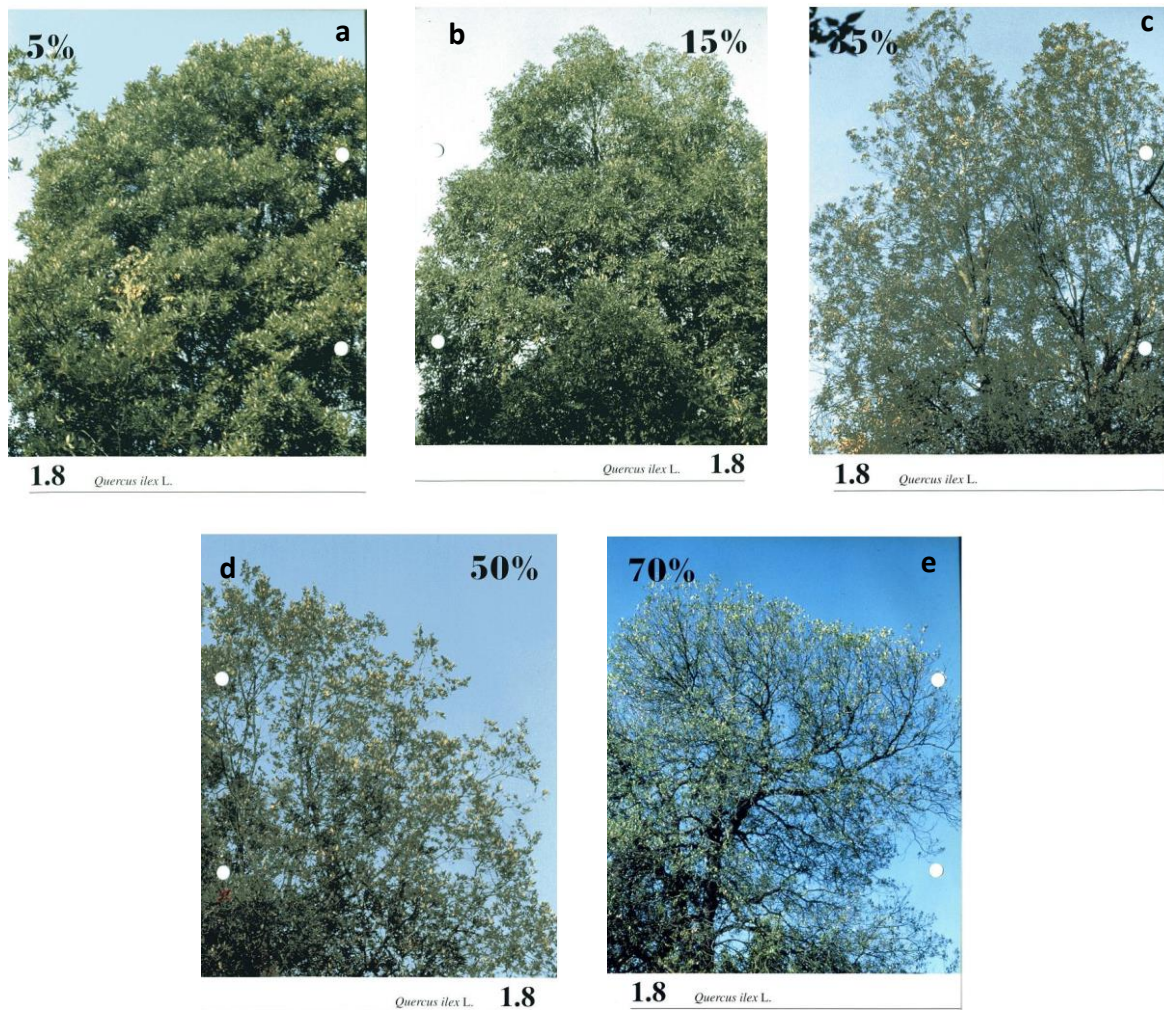


Figure 20 : Photographies de l'estimation du déficit foliaire pour le pin d'Alep  
Source : DSF

- Observation du chêne pubescent

Les estimations de l'état de santé du chêne pubescent s'appuient sur la méthode ARCHI. Cette méthode permet d'étudier le dépérissement et les capacités de résilience des arbres en se basant sur l'analyse architecturale des parties aériennes (Drénou, 2017). Son principe consiste à décrire, suite à la réalisation de deux séries d'observations, l'ensemble des principales formes structurales que suit la plante au cours de son développement (Drénou et al., 2011). La première observation porte sur les symptômes de dégradation du houppier

tels que la présence de ramification anormale, de mortalité de branches au sein du houppier etc., la seconde porte sur les processus de restauration du houppier comme par exemple la présence de gourmands. L'étude du rapport de force entre le phénomène de dégradation et celui de restauration permet d'estimer l'état de santé de l'arbre (Drénou, 2017). Cinq grands types architecturaux, que nous avons associés à une note, sont distingués : type ARCHI sain, type ARCHI R, type ARCHI S, type ARCHI D, type ARCHI I (tableau 3).

Tableau 3 : Présentation des 5 types architecturaux, méthode ARCHI

TYPES ARCHITECTURAUX	DESCRIPTION	NOTE ASSOCIEE
Type ARCHI sain	L'individu n'a subi aucun stress suffisamment important pour être à l'origine d'une modification de son architecture. Les ramifications sont normales et il y a peu de mortalité au sein du houppier.	5
Type ARCHI R : Résilient	En l'absence de stress supplémentaire, l'arbre tendra progressivement vers une architecture classée en type sain. En effet, les branches mortes et les branches à ramifications appauvries sont progressivement remplacées par des gourmands orthotropes à ramification normale.	4
Type ARCHI S : état de Stress	Le houppier présente des symptômes de dépérissement au sommet ainsi que des gourmands en retrait sans aucune hiérarchie, ne permettant pas de se prononcer sur l'état de l'avenir de l'arbre.	3
Type ARCHI D : Descente de cime	Un second houppier se forme sous le houppier principal qui présente des branches mortes. Ce type d'architecture est principalement rencontré en peuplement peu dense et en milieu ouvert. La chute des branches mortes sommitales permet à l'individu de revenir progressivement vers le type sain.	2
Type ARCHI I : Dépérissement Irréversible	Correspond à une situation bloquée car les gourmands se trouvent dans l'incapacité de remplacer les structures dépérissantes. La masse foliaire diminue, la mortalité augmente en cime, les cernes se rétrécissent et une réduction des réserves carbonées a lieu. La situation est donc irréversible mais peut durer plusieurs années avant que l'individu finisse par mourir.	1

Source : Drénou et al., 2011

Cette méthode a comme avantage d'être plus simple d'utilisation pour les arbres n'ayant pas de feuilles. Elle permet donc, à l'inverse de la méthode DEPEFEU, d'étudier la santé du chêne pubescent durant l'hiver et le printemps (phase de terrain réalisée entre février et mai).

Pour résumer, les données récoltées lors de la phase de terrain sont : composition floristique, recouvrement de la végétation par strate, pourcentage de branches mortes par strate, déficit foliaire et branches mortes (en %) par individu pour le pin d'Alep et le chêne vert et une note ARCHI pour les chênes pubescents.

## 2.3. Analyses statistiques

Dans le cas de l'étude du dépérissement de la végétation méditerranéenne, les variables à expliquer sont celles concernant le déficit foliaire et les branches mortes pour le chêne vert et le pin d'Alep et la note ARCHI pour le chêne pubescent. Pour cela nous avons cherché à expliquer l'état de santé des individus en fonction de plusieurs variables (topographiques et climatiques) afin de parvenir au modèle expliquant le mieux le dépérissement de la végétation.

Dans ce cadre, l'ensemble des analyses statistiques a été réalisé avec le logiciel *R* et les packages *readxl*, *corrplot*, *dplyr*, *plsdepot* ont été utilisés.

### 2.3.1. Présentation des variables

Les données concernant l'état sanitaire de la végétation ont été obtenues sur 71 placettes, le pin d'Alep a été étudié sur 57 placettes, le chêne vert sur 24 et le chêne pubescent sur 25 placettes. Les données climatiques proviennent de la base de données SAFRAN, d'une maille de 8 x 8 km et les données des variables topographiques sont issues de l'étude menée par Vennetier et al., 2008. Les variables dendrométriques tels que la surface terrière, le nombre d'arbres par placette ainsi que les variables abiotiques concernant les pathologies des individus ont été recueillies sur le terrain. Les données floristiques proviennent des inventaires floristiques exhaustifs et sont intégrées aux analyses afin de vérifier le lien potentiel entre l'évolution temporelle de la flore et le dépérissement de la végétation. En effet, il est possible que les peuplements avec un taux de dépérissement élevé notent un changement de flore important à cause de la disparition d'espèces et l'apparition de nouvelles espèces liée à l'ouverture du milieu. D'un autre côté, le dépérissement des arbres dominants peut entraîner une fermeture des milieux par des espèces déjà présentes en sous-bois.

Les variables utilisées lors des analyses sont :

- **Hauteur\_m** : hauteur des arbres observés (en m).
- **Circonference** : circonférence des arbres observés (en cm).
- **Note\_MB\_%** : pourcentage de branches mortes par arbre pour le pin d'Alep et le chêne vert.
- **Déficit\_foliaire\_%** : pourcentage de déficit foliaire par arbre pour le pin d'Alep et le chêne vert.
- **ARCHI** : note ARCHI attribuée à chaque chêne pubescent étudié.
- **Classe\_dep** : état de santé (par classes, tableau 4) par arbre.
- **Microphyllie** : présence/absence de microphyllie par arbre.
- **Moy\_BM\_Pih** : moyenne des branches mortes par placette (en %) des individus de pin d'Alep.
- **Moy\_DF\_Pih** : moyenne du déficit foliaire par placette (en %) des individus de pin d'Alep.
- **classe\_dep\_pih** : moyenne du déficit foliaire par placette (en classe, tableau 4) des individus de pin d'Alep.
- **Phelin** : moyenne du nombre d'arbre touché par le phelin sur l'ensemble des individus de pin d'Alep observés.
- **Nb\_Pih** : nombre d'individus de pin d'Alep observé par placette.
- **Moy\_BM\_QUI** : moyenne des branches mortes par placette (en %) des individus de chêne vert.
- **Moy\_DF\_QUI** : moyenne du déficit foliaire par placette (en %) des individus de chêne vert.
- **classe\_dep\_QUI** : moyenne du déficit foliaire par placette (en classe, tableau 4) des individus de chêne vert.
- **Nb\_QUI** : nombre d'individus de chêne vert observé par placette.
- **Bupreste** : moyenne du nombre d'arbre touché par le bupreste sur l'ensemble des individus de chêne vert observés.
- **Moy\_ARCHI\_Qup** : moyenne des notes ARCHI des chênes pubescents par placette.
- **classe\_dep\_qup** : moyenne des notes ARCHI (en classe, tableau 4) des chênes pubescents par placette. Pour cela, la variable *Moy\_ARCHI\_Qup* a été passé en pourcentage puis classer.
- **Nb\_Qup** : nombre d'individus de chêne pubescent observé par placette.
- **BM\_0\_3m / BM\_3\_6\_m / BM\_6\_10\_m / BM\_sup\_10\_m** : branches mortes (en %) des strates 0-3 m, 3-6 m, 6-10 m et >10 m.
- **G (m<sup>2</sup>/ha)** : surface terrière par placette.
- **Tmean\_winspraut\_2010\_2016** : température moyenne par placette pour la période automne-hiver-printemps de 2010 à 2016.



- **ETP\_P\_winspraut\_2010\_2016** : moyenne du bilan hydrique (en mm) par placette pour la période automne-hiver-printemps de 2010 à 2016.
- **Precip\_winspraut\_2010\_2016** : précipitation moyenne par placette pour la période automne-hiver-printemps de 2010 à 2016.
- **Tmean\_sum\_2010\_2016** : température moyenne estivale par placette de 2010 à 2016.
- **ETP\_P\_sum\_2010\_2016** : moyenne du bilan hydrique estivale (en mm) par placette de 2010 à 2016.
- **Precip\_sum\_2010\_2016** : précipitation moyenne estivale par placette de 2010 à 2016.
- **IKR** : indice de climat lumineux de Becker qui combine l'exposition et la pente et exprime l'énergie lumineuse reçue par unité de surface sur une portion donnée du versant. Cet indice exprime l'énergie reçue théoriquement sans tenir compte de l'environnement de ce point (Vennetier et al., 2001).
- **ProT** : somme de la profondeur de l'altérité et de la profondeur du matériau allochtone (Vennetier et al., 2001).
- **Rus+** : réserve utile synthétique totale du sol :

$$RUs = \left( RU \times tote \times \left( 1 - \frac{eg}{100} \right) \right) + a \times tote \times eg/100$$

*RU = réserve utile de la terre fine en mm d'eau par cm*

*tote = profondeur totale du sol*

*eg = éléments grossiers (%)*

*a = pourcentage d'eau pouvant être retenu dans les éléments grossiers*

- **Alti** : altitude (m).
- **Conf°** : la variable confinement (en °) est la mesure de l'angle moyen par rapport à l'horizontale des principaux sommets et crêtes situés côté sud des placettes et susceptibles d'intercepter la lumière du soleil durant une partie de l'année. Plus le pourcentage d'énergie solaire interceptée est élevé plus le confinement est important.
- **Gain\_19\_98 / Perte\_19\_98** : nombre d'espèces inventoriées apparues (gain) ou disparues (perte) entre les relevés initiaux de 1998 et les relevés de 2019.
- **Gain\_NEA\_19\_98 / Perte\_NEA\_19\_98** : nombre d'espèces ayant changé d'abondance dominante entre les relevés initiaux de 1998 et les relevés de 2019. Pour les gains, les espèces ont gagné en recouvrement, elles sont passées dans des classes supérieures et pour les pertes elles sont passées dans des classes inférieures, elles ont perdu en recouvrement.
- **Dif\_bb\_19\_98** : différence entre 2019 et les relevés initiaux des moyennes de recouvrement de Braun – Blanquet pour la strate de végétation comprise entre 0 et 3 m. Cette variable est obtenue en calculant le Braun – Blanquet moyen de l'ensemble des espèces par placette puis en passant la valeur en pourcentage. Pour cela, la

valeur choisie est la moyenne de la classe à laquelle appartient la valeur. Un résultat positif indique une fermeture des milieux tandis qu'un résultat négatif signifie à l'inverse une ouverture des milieux en ce qui concerne la strate 0 – 3 m.

Tableau 4 : Classes de dépérissement de la végétation

Classe	Etat de santé	Déficit foliaire – pin d'Alep et chêne vert	Note ARCHI – chêne pubescent
1	Bon	< 30 %	> 3,5
2	Moyen	30 – 40 %	2,6 – 3,5
3	Mauvais	50 – 69 %	1,6 – 2,5
4	Mourant	≥ 70 %	≤ 1,5

### 2.3.2. La régression des moindres carrés partiels ou régression PLS (Partial Least Squares)

#### 2.3.2.1. Test statistique de base : régression linéaire simple

Dans un premier temps, afin d'expliquer l'état de santé des individus observés en fonction de diverses variables (cf. partie précédente), des régressions linéaires simples ont été effectuées. La régression linéaire simple est un modèle de prévision considérant une seule variable explicative. Les modèles ayant une p-value inférieure à 0,05 signifiant que la corrélation est significative au seuil de 5 % entre les deux variables sont acceptables. De ces régressions linéaires simples sont obtenus les coefficients de corrélation linéaire ainsi que les coefficients de détermination. Le coefficient de corrélation, compris entre -1 et 1, donne une mesure de l'intensité et du sens de la relation linéaire entre la variable à expliquer  $Y$  et la variable explicative  $X$ . Plus le coefficient est proche de -1 ou 1 plus la relation linéaire négative ou positive entre les variables est forte <sup>20</sup>. Si le coefficient est proche de 0 alors la relation linéaire entre les variables est faible. Le coefficient de détermination (correspondant au carré du coefficient de corrélation linéaire) varie quant à lui entre 0 et 1 et permet de juger de la qualité de la régression. Si le coefficient de détermination est nul cela signifie que la droite de régression détermine 0 % de la distribution des points et que, de ce fait, le modèle mathématique n'explique pas la distribution des points <sup>21</sup>. Lorsque les nuages de points sont fortement dispersés autour de la droite le coefficient de détermination se trouve être proche de 0. A l'inverse, si le coefficient de détermination est égal à 1 alors l'équation de la droite de régression est capable de déterminer 100 % de la distribution des points <sup>21</sup>.

<sup>20</sup> <https://fr.khanacademy.org/math/statistics-probability/describing-relationships-quantitative-data/scatterplots-and-correlation/a/correlation-coefficient-review>

<sup>21</sup> <https://lexique.netmath.ca/coefficient-de-determination/>

Cela permet de prendre connaissance du jeu de données et des relations existantes entre les variables. Certaines relations peuvent notamment apparaître des régressions linéaires simples. Dans un second temps, un test de corrélation entre l'ensemble des variables a été réalisé. Ce test permet d'obtenir une matrice des corrélations qui démontre l'existence (ou l'inexistence) d'une corrélation entre les variables. Si les variables explicatives sont colinéaires alors, une régression des moindres carrés partiels ou plus communément appelée régression PLS est préférée aux régressions linéaires multiples classiques.

### 2.3.2.2. La régression PLS

Tout comme pour la régression linéaire multiple, le but principal de la régression PLS est la construction d'un modèle linéaire (Vancolen, 2004). Il s'agit d'une méthode itérative qui permet la construction de modèles prédictifs quand les variables sont nombreuses et fortement corrélées entre elles, ce qui est le cas avec nos variables explicatives (figure 21). Elle permet également d'être utilisée lorsque le nombre de variables dépasse celui des observations, contrairement à la régression linéaire multiple (Binard, 2012). La régression PLS1 est utilisée lorsqu'il n'y a qu'une seule variable Y à expliquer, le package *plsdepot* sous R permet de réaliser une régression PLS1 sur le jeu de données. La méthode PLS réalise une ordination des variables en composantes (tel une analyse multivariée comme l'ACP), qui vont jouer le même rôle que les variables explicatives initiales. Chaque composante est une combinaison linéaire des variables explicatives non corrélées entre elles (Binard, 2012).

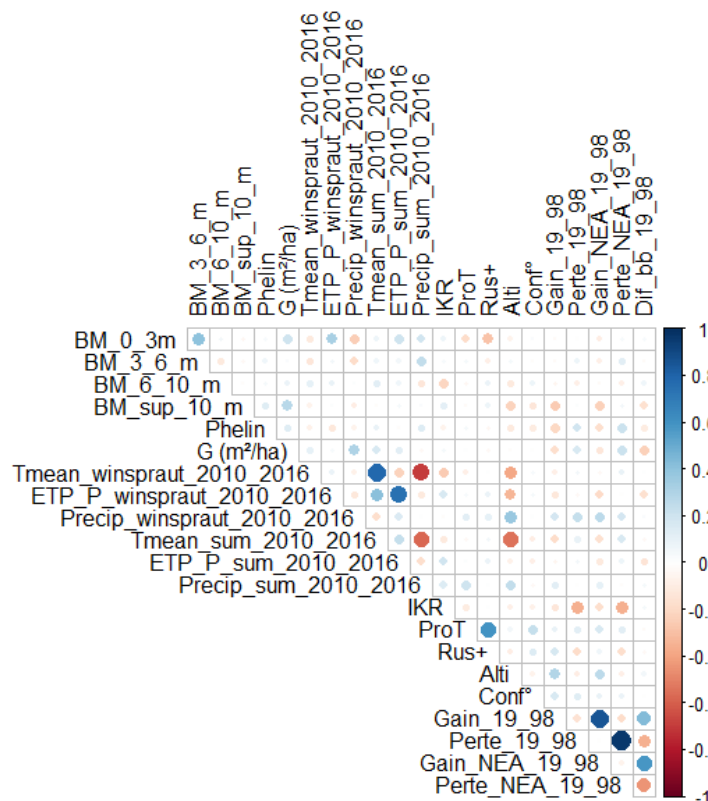


Figure 21 : Matrice des corrélations entre les variables explicatives

Plusieurs modèles ont été réalisés à partir du jeu de données sur l'état sanitaire de la végétation méditerranéenne :

- Modèle 1 : la variable à expliquer ( $y$ ) est le pourcentage de déficit foliaire moyen ou note ARCHI moyenne par placette et par espèce.
- Modèle 2 : la variable à expliquer ( $y$ ) est le déficit foliaire ou note ARCHI moyenne (en classe) par placette et par espèce.

Pour ces deux premiers modèles le principal problème vient du fait que le nombre d'individus d'une même espèce observés sur chaque placette n'est pas identique. En effet, sur certaines placettes, seulement 1 ou 2 individus d'une même espèce ont pu être observés. De ce fait, les déficits foliaires moyens n'ont pas tous le même poids. Pour cela, l'analyse des résidus du modèle (différence entre les valeurs observées et les valeurs estimées par le modèle <sup>22</sup>) permet de définir le nombre minimum d'arbres par placette à conserver.

Les résidus du modèle PLS en fonction du nombre d'arbres par placette ont été mis en évidence avec des diagrammes en boîte (figure 22) qui permettent de visualiser la distribution des données autour de la médiane. Par exemple, pour les placettes où un seul individu a été observé, les résidus sont très variables, ce qui signifie que le modèle a des difficultés à prédire les valeurs (figure 22). A partir de ces graphiques, les modèles ont été relancés en supprimant les placettes sur lesquelles moins de trois individus ont été observés pour le pin d'Alep et moins de deux observations pour le chêne vert et le chêne pubescent.

- Modèle 3 : la variable à expliquer ( $y$ ) est le pourcentage de déficit foliaire ou note ARCHI pour l'ensemble des arbres d'une même espèce.
- Modèle 4 : la variable à expliquer ( $y$ ) est le déficit foliaire ou note ARCHI (en classe) pour l'ensemble des arbres d'une même espèce.

Cela considère tous les individus d'une même espèce observés, et non plus une moyenne de déficit foliaire par placette, et permet ainsi d'avoir le même poids pour l'ensemble des individus.

- Modèle 5 : la variable à expliquer ( $y$ ) est le dépérissement des individus (en classe) observés pour l'ensemble des individus, toutes espèces confondues.

---

<sup>22</sup> <https://www.modalisa.com/logiciel/modalisa/support/lexique/analyse-des-residus/>

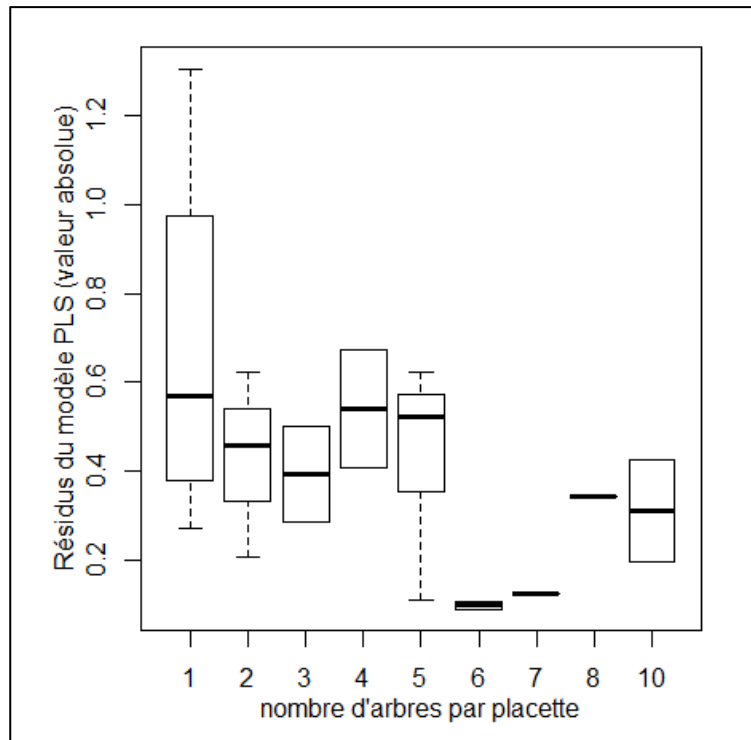


Figure 22 : Diagramme en boîte des résidus en fonction du nombre d'arbres par placette pour le chêne pubescent

Le nombre de composantes à prendre en compte dans la régression PLS est déterminé par validation croisée (Vancolen, 2004). Cette méthode permet de calculer l'indice  $Q^2$  qui indique la significativité des composantes pour expliquer la variabilité de la variable à expliquer. En effet, si l'indice  $Q^2 > 0,0975$  alors la composante explique de manière significative une partie de la variable à expliquer. Une bonne valeur pour  $Q^2$  est une valeur proche du coefficient de détermination  $R^2$ . Ces deux indices permettent de vérifier la robustesse du modèle. Le critère  $Q^2$  peut être négatif, dans ce cas cela signifie que le modèle testé n'est pas acceptable (Tenenhaus, 1998).



## CHAPITRE 3. Résultats et discussion

### 3.1. Résultats des données recueillies sur le terrain

#### 3.1.1. Etat de santé des arbres observés

Les premiers résultats obtenus concernant l'état de santé de la végétation (pourcentage de branches mortes par strate, nombre de tiges mortes, surface terrière des arbres morts en m<sup>2</sup>/ha, déficit foliaire et branches mortes des pins d'Alep et chênes verts dominants, et note d'architecture des chênes pubescents dominants) permettent de prendre connaissance du niveau de dépérissement sur l'ensemble des placettes étudiées. A partir des mesures dendrométriques, le pourcentage de tiges vivantes et de tiges mortes par espèce sur l'ensemble des placettes (figure 23), renseigne sur la composition des forêts et sur la mortalité des individus en fonction de l'espèce. Sur l'ensemble des placettes inventoriées, le chêne vert représente 40 % dont 3 % d'individus morts, le chêne pubescent 25 % dont 1,5 % d'arbres morts et le pin d'Alep 20 % dont 1,5 % d'individus morts. Ces trois espèces représentent à elles seules 85 % de la végétation arbustive et arborée ligneuse (tronc d'un diamètre supérieur à 5 cm à 1m30 du sol) ; dont 6 % des individus sont morts.

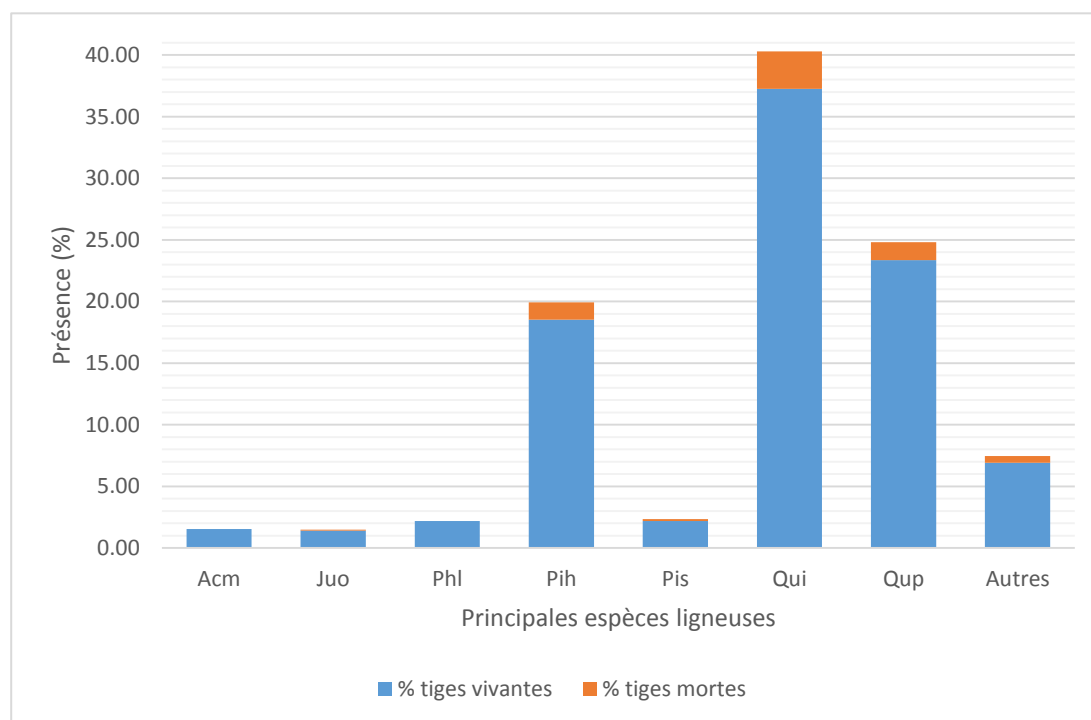


Figure 23 : Pourcentage de tiges vivantes et de tiges mortes des principales espèces inventoriées

Acm – *Acer monspessulanum*, Juo – *Juniperus oxycedrus*, Phl – *Phillyrea latifolia*, Pih – *Pinus halepensis*, Pis – *Pinus sylvestris*, Qui – *Quercus ilex*, Qup – *Quercus pubescens*

L'estimation de l'état de santé des arbres dominants, basée sur le déficit foliaire pour le pin d'Alep et le chêne vert et sur l'architecture des individus pour le chêne pubescent a été divisée en 4 classes (tableau 4) : les arbres en bonne, moyenne, et mauvaise santé, et les individus mourant (figure 24). Sur les trois espèces, les individus observés sont majoritairement en moyenne et mauvaise santé. Sur l'ensemble des arbres estimés pour le pin d'Alep, environ 16 % sont en bonne santé, 60 % sont considérés comme étant en moyenne santé, 19 % en mauvaise santé et 5 % sont mourants (figure 24 – a). Pour le cas des chênes, 9 % des chênes verts sont en bonne santé contre seulement 3,5 % des chênes pubescents observés, 28 % des chênes verts sont en moyenne santé, 39 % en mauvaise santé et 24 % sont mourants (figure 24 – b). 31,5 % des chênes pubescents sont en moyenne santé, 49 % sont considérés comme étant en mauvaise santé et 16 % sont mourant (figure 24 – c). D'après ces premiers résultats, le pin d'Alep semble être en meilleure santé, et dépérit le moins parmi les trois étudiées. Le chêne pubescent et le chêne vert souffrent particulièrement avec plus de la moitié des individus observés considérés comme étant en mauvaise santé ou mourant.

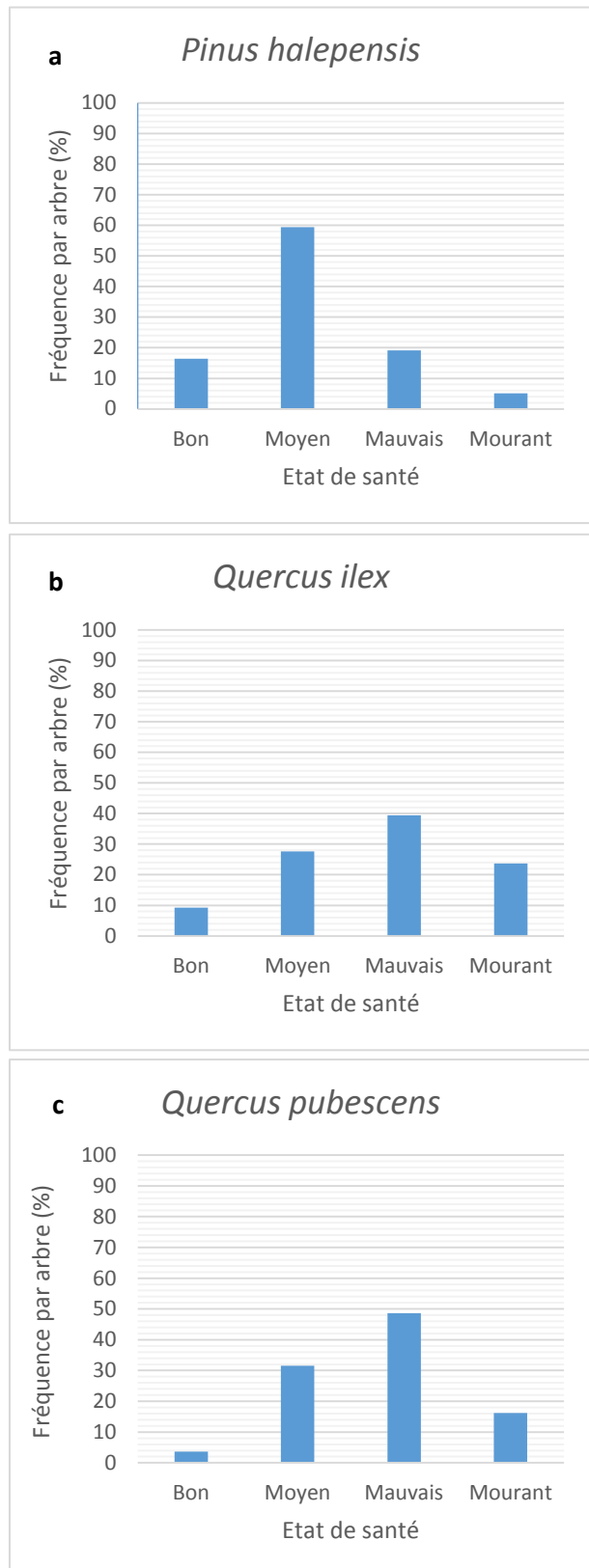


Figure 24 : Estimation de l'état de santé des arbres dominants (par classe, tableau 4)



### 3.1.2. Relations entre l'état de santé des individus et les variables explicatives

Les variables explicatives (cf. chapitre 2 partie 2.3.1), ont été associées une à une au niveau de dépérissement des arbres (déficit foliaire pour le pin d'Alep et le chêne vert et note ARCHI pour le chêne pubescent) afin d'obtenir un premier aperçu des liens existants.

Le modèle de régression linéaire a été effectué avec comme variable à expliquer le déficit du chêne vert et du pin d'Alep et la note ARCHI pour le chêne pubescent et comme variable explicatives :

- Pourcentage de branches mortes dans la strate 6 – 10 m et plus
- Surface terrière (m<sup>2</sup>/ha)
- IKR
- Profondeur totale du sol
- Réserve utile du sol
- Différence de recouvrement (Braun-Blanquet) entre 2019 et 1998
- Déficit hydrique moyen (automne, hiver, printemps) sur la période 2010 – 2016
- Déficit hydrique estival moyen sur la période 2010 – 2016
- Précipitation moyenne (automne, hiver, printemps) sur la période 2010 – 2016
- Précipitation estivale moyenne sur la période 2010 – 2016
- Température moyenne (automne, hiver, printemps) sur la période 2010 - 2016
- Température estivale moyenne sur la période 2010 – 2016

Sur l'ensemble des résultats obtenus, trois régressions linéaires sont considérées comme significatives (figure 25). Ces modèles sont : (1) modèles de déficit foliaire du pin d'Alep et du chêne vert en fonction des précipitations moyennes de l'automne au printemps sur la période 2010 – 2016 (p-value = 0,01) ; et (2) modèle de la note ARCHI du chêne pubescent en fonction du déficit hydrique moyen estival (p-value = 0,04).

Pour le modèle du déficit foliaire du pin d'Alep en fonction des précipitations moyennes (hors été) (figure 25 – **a**), le coefficient de corrélation est égal à 0,320, ce qui signifie que la relation entre les variables est faible : le nuage de points est fortement dispersé autour de la droite de régression, ce qui indique que d'autres facteurs expliquent la variabilité du déficit foliaire du pin d'Alep. La relation est positive, indiquant que les pourcentages de déficit foliaire des pins d'Alep sont plus élevés aux sites où les précipitations moyennes annuelles (hors été) sont les plus fortes. La relation entre le déficit foliaire du chêne vert et les précipitations moyennes (hors été) est négative (figure 25 – **b**), signifiant que les sites les plus secs sont ceux où le déficit foliaire du chêne vert est le plus élevé. Pour le chêne pubescent la relation positive entre la note ARCHI et le déficit hydrique moyen estival (figure 25 – **c**), indique que les arbres sont en meilleure santé dans les milieux les plus secs.

Les 33 modèles restants ne sont pas significatifs ( $p$ -value  $> 0,05$ ) et ne permettent pas d'affirmer que l'état de santé des individus dépend de l'une de ces variables explicatives. Les hypothèses concernant l'absence de relation sont : (1) un nombre d'observation des individus et des placettes inventoriées trop faible, ce qui ne permet pas d'avoir une grande quantité de données rendant le modèle plus robuste ; (2) l'état de santé des individus ne dépendant pas d'une variable explicative mais bien d'un ensemble de variables fonctionnant en système et qu'il faut alors considérer dans son ensemble.

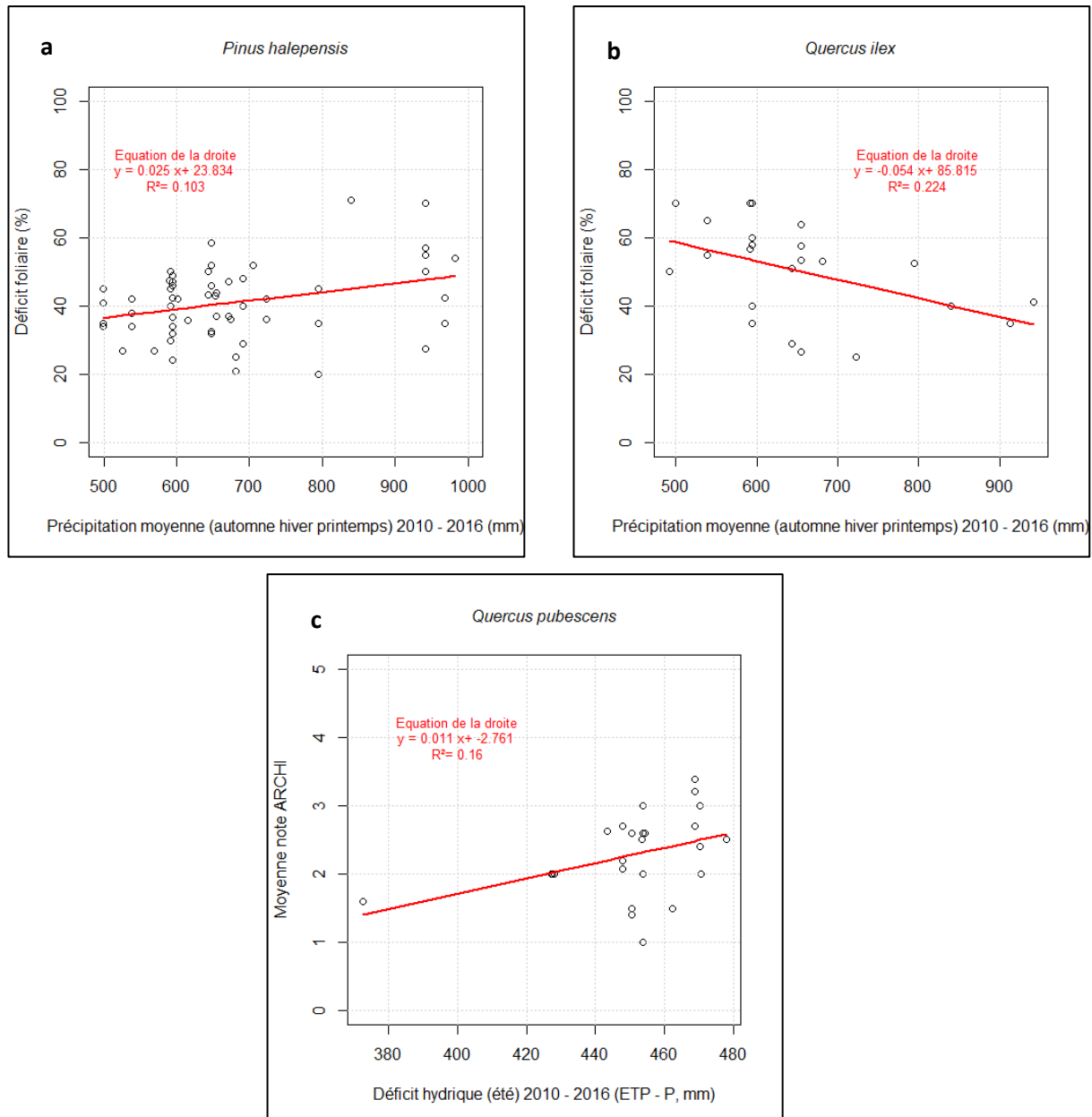


Figure 25 : Graphiques issus de régression linéaire simple entre l'état de santé des individus et différentes variables explicatives.

## 3.2. Modèle régression PLS

### 3.2.1. Présentation de l'ensemble des modèles

Plusieurs modèles ont été testés avec la méthode de régression des moindres carrés partiels afin d'explorer toutes les possibilités et de parvenir aux meilleurs résultats possibles (tableau 5). L'ensemble des modèles possèdent deux composantes, du fait des valeurs très faibles, voire négatives, du  $Q^2$ .

			Axe 1		Axe 2	
			R <sup>2</sup>	Q <sup>2</sup>	R <sup>2</sup>	Q <sup>2</sup>
<i>Pinus halepensis</i>	%	Modèle placette <i>Pih</i> > 2	0,33	-0,05	0,08	-0,38
		Modèle arbre	0,14	0,06	0,035	-0,03
	Classe	Modèle placette <i>Pih</i> > 2	0,28	-0,028	0,07	-0,19
		Modèle arbre	0,11	0,06	0,026	-0,02
<i>Quercus ilex</i>	%	Modèle placette <i>Qui</i> > 1	0,36	-0,09	0,08	-0,56
		Modèle arbre	0,22	0,07	0,05	-0,56
	Classe	Modèle placette <i>Qui</i> > 1	0,32	-0,54	0,11	-0,96
		Modèle arbre	0,27	0,19	0,04	-0,06
<i>Quercus pubescens</i>	Note ARCHI	Modèle placette <i>Qup</i> > 1	0,36	-0,09	0,09	-0,6
		Modèle arbre	0,34	0,29	0,05	-0,05
	Classe	Modèle placette <i>Qup</i> > 1	0,34	-0,13	0,15	-0,53
		Modèle arbre	0,36	0,28	0,05	-0,05
<i>Pinus halepensis, Quercus ilex et Quercus pubescens</i>	Classe	Modèle arbre	0,17	0,15	0,009	-0,01

Tableau 5 : Coefficient de détermination et critère  $Q^2$  pour chacun des modèles

*Pih* > 2 = modèle prenant seulement en compte les placettes où trois pins d'Alep ont été notés au minimum ;

*Qui* > 1 et *Qup* > 1 = modèle prenant seulement en compte les placettes où deux chênes verts ou blancs ont été notés au minimum

Rouge = modèle non acceptable car  $Q^2 < 0$

Bleu = modèle dont le  $Q^2$  de l'axe 1 > 0,0975

Sur l'ensemble des modèles testés, ceux concernant l'état de santé moyen des individus par placette (en pourcentage ou en classe) présentent des  $Q^2$  négatifs et ne sont donc pas acceptables (tableau 5, rouge). Cela peut venir du fait qu'il n'y ait pas un nombre suffisant de placettes inventoriées pour élaborer le modèle, et que certaines variables notées à l'échelle de l'individu ne sont pas prises en compte. De ce fait, les modèles prenant en compte chaque individu (et non plus une moyenne de dépérissement par placette) permettent d'avoir un plus grand nombre de données et d'intégrer également les variables de taille (hauteur et circonférence) des arbres. Les modèles sélectionnés (ceux dont le  $Q^2$  d'au moins une composante (axe 1) est supérieur à 0,0975) sont ceux considérant l'état de santé de la végétation par individu et par espèce en classe de dépérissement (tableau 5). Les classes sont préférées au pourcentage car elles présentent des  $Q^2$  positifs, voir plus élevés (cas du chêne vert) et permettent aussi d'avoir une variable à expliquer identique pour tous les modèles. En effet, avec les pourcentages, la variable à expliquer correspond au déficit foliaire pour le pin d'Alep et le chêne vert et à la note ARCHI pour le chêne pubescent. Le passage en classe de dépérissement (tableau 4) atténue les erreurs d'observation, par exemple, si un arbre ayant un déficit foliaire d'environ 60 % a été noté à 50 % pour cause de mauvaise observation alors cela va générer un biais dans les données en pourcentage. En revanche, dans les deux cas l'arbre est considéré comme étant en mauvaise santé et se retrouve dans la même classe.

### 3.2.2. Présentation et discussion des modèles acceptables

#### 3.2.2.1. Modèle *Pinus halepensis*

Le meilleur modèle de régression PLS ayant comme variable à expliquer l'état de santé individuel (en classe) des pins d'Alep présente pour l'axe 1 un  $Q^2 < 0,0975$  ( $Q^2 = 0,06$  ; tableau 5) ce qui signifie que la première composante n'explique pas significativement la variabilité des états de santé des pins. Si l'on s'intéresse tout de même aux résultats (figure 26 – a), le cercle des corrélations obtenu indique que l'état de santé des pins est corrélé positivement avec les précipitations annuelles (hors été) ainsi que la réserve utile des sols, et négativement avec la circonférence et l'IKR.

Les coefficients de régression en rouge (tableau 6) sont ceux considéré comme étant significatifs, leur intervalle de confiance excluant la valeur 0. D'après ce modèle, les variables expliquant une part de l'état de santé des individus de pin d'Alep sont (1) la circonférence (corrélée négativement), ce qui signifie que les arbres les plus gros sont aussi ceux les plus sains ; (2) les précipitations moyennes de l'automne au printemps sur la période 2010 – 2016 (corrélée positivement) : les taux de dépérissement des individus sont plus élevés dans les milieux où les précipitations moyennes sont les plus fortes ; (3) le confinement (corrélé positivement), les arbres les plus dépérissant sont situés dans les milieux les plus confinés et ombragés.

Les résultats de ce modèle ne sont pas acceptables, du fait des valeurs trop faibles et non significatives des critères  $Q^2$  ainsi que des coefficients de régression.

### **3.2.2.2. Modèle *Quercus ilex***

Le modèle de régression PLS ayant comme variable à expliquer l'état de santé (en classe) des chênes verts présente pour l'axe 1 un  $Q^2 > 0,0975$  puisque celui-ci est égal à 0,19 (tableau 5) ce qui signifie que la première composante, qui explique environ 27 % de la variabilité de la variable à expliquer, est acceptable. La seconde composante n'est, quant à elle pas acceptable, du fait que le critère  $Q^2$  soit négatif. D'après le cercle des corrélations pour ce modèle (figure 26 – b) l'état de santé des chênes verts est en partie expliqué par les précipitations et la surface terrière.

D'après les coefficients de régression pour chacune des variables (tableau 7), celles expliquant de manière significative (et corrélées négativement) une part de l'état de santé des individus sont : (1) la hauteur : la taille élevée de l'arbre réduirait sa vulnérabilité, les grands arbres seraient donc en meilleure santé et souffriraient moins de dépérissement ; (2) les précipitations moyennes (de l'automne au printemps), le dépérissement des individus est plus important sur les sites où les précipitations moyennes sont les plus faibles ; (3) l'indice de climat lumineux de Becker (IKR) qui exprime l'énergie lumineuse reçue par unité de surface. Les placettes recevant le plus d'énergie lumineuse sont les placettes les plus chaudes. D'après le sens de la corrélation, les milieux chauds sont ceux où les chênes verts sont en bonne santé et les milieux froids ceux sur lesquels ils tendent à dépérir.

### **3.2.2.3. Modèle *Quercus pubescens***

Le modèle de régression PLS ayant comme variable à expliquer l'état de santé (en classe) des chênes pubescents présente pour l'axe 1 un  $Q^2 > 0,0975$  ( $Q^2 = 0,28$ , tableau 5) ce qui signifie que la première composante, qui explique environ 36 % de la variabilité de la variable à expliquer, est significative. La valeur du critère  $Q^2$  de la seconde composante étant négative, celle-ci n'est pas acceptable. D'après le cercle des corrélations (figure 26 – c), les variables corrélées à l'axe 1 sont : l'état de santé des individus (variable à expliquer), les précipitations moyennes (automne, hiver, printemps) et la circonférence (pour celles corrélées positivement) et, le déficit hydrique moyen, le confinement et l'IKR (pour celles corrélées négativement).

Les coefficients de régression significatifs (tableau 8, en rouge), signifient, d'après le modèle, que l'augmentation du déficit hydrique et des températures estivales n'est pas liée au dépérissement des individus. Les milieux les moins confinés favorisent le dépérissement des chênes pubescents. De plus, à l'inverse du pin d'Alep et du chêne vert, les arbres les plus gros ainsi que ceux qui s'élèvent en altitude sont les plus dépérissants.

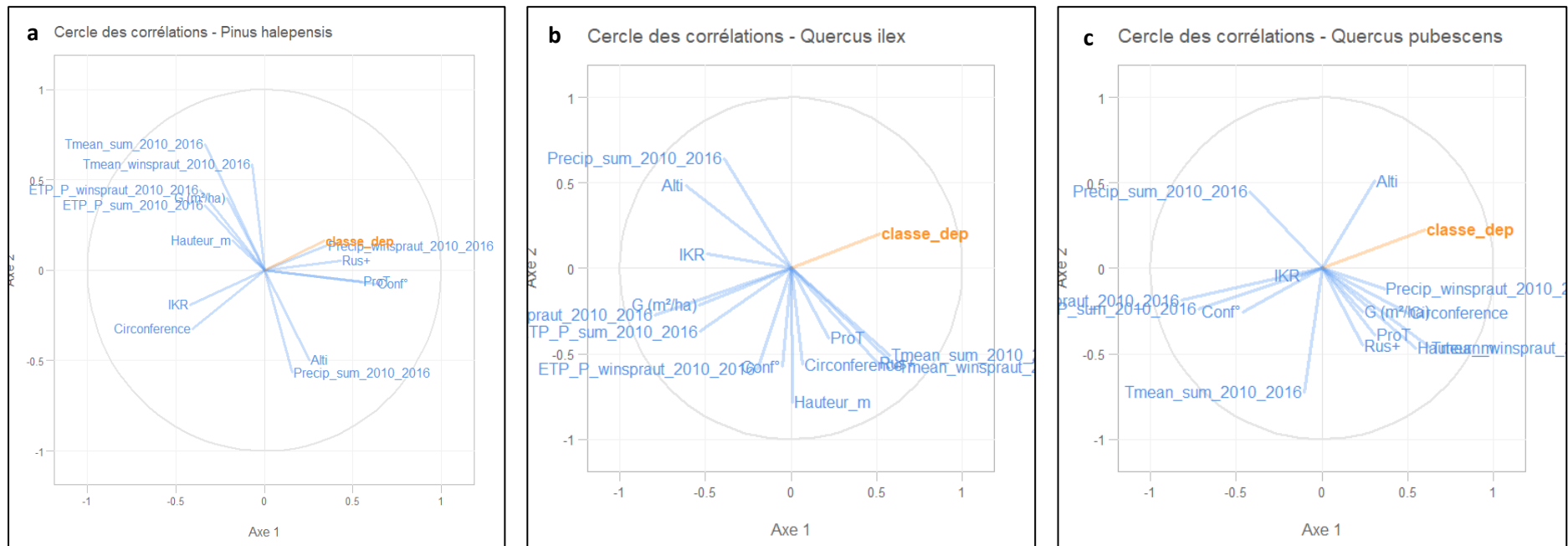


Figure 26 : Cercles des corrélations des modèles pour chacune des trois espèces, variable Y : état de santé des individus (en classe)

Tableau 6 : Valeurs des coefficients de régression et leurs intervalles de confiance à 95 % (calculés par ré-échantillonnage en bootstrap) des variables explicatives pour le modèle *Pinus halepensis*

Variables explicatives	Coefficient de régression	2,5 %	97,5 %
Hauteur (m)	-0,02	-0,12	0,07
<b>Circonférence (cm)</b>	<b>-0,2</b>	<b>-0,34</b>	<b>-0,08</b>
Surface terrière (m <sup>2</sup> /ha)	-0,0004	-0,08	0,1
Température moyenne automne hiver printemps	0,06	-0,003	0,12
Déficit hydrique moyen automne hiver printemps	-0,03	-0,12	0,05
<b>Précipitation moyenne automne hiver printemps</b>	<b>0,19</b>	<b>0,08</b>	<b>0,32</b>
Température estivale moyenne	0,02	-0,04	0,08
Déficit hydrique estival moyen	0,01	-0,06	0,07
Précipitation estivale moyenne	0,002	-0,07	0,10
IKR	-0,08	-0,17	0,03
Profondeur totale du sol	0,06	-0,03	0,13
Réserve utile du sol	0,09	-0,04	0,2
Altitude (m)	-0,06	-0,17	0,05
<b>Confinement (°)</b>	<b>0,15</b>	<b>0,07</b>	<b>0,25</b>

Tableau 7 : Valeurs des coefficients de régression et leurs intervalles de confiance à 95 % (calculés par ré-échantillonnage en bootstrap) des variables explicatives pour le modèle *Quercus ilex*

Variables explicatives	Coefficient de régression	2,5 %	97,5 %
<b>Hauteur (m)</b>	<b>-0,13</b>	<b>-0,29</b>	<b>-0,008</b>
<b>Circonférence (cm)</b>	-0,04	-0,2	0,11
<b>Surface terrière (m<sup>2</sup>/ha)</b>	-0,12	-0,24	0,08
<b>Température moyenne automne hiver printemps</b>	0,05	-0,08	0,14
<b>Déficit hydrique moyen automne hiver printemps</b>	-0,11	-0,23	0,009
<b>Précipitation moyenne automne hiver printemps</b>	<b>-0,25</b>	<b>-0,4</b>	<b>-0,12</b>
<b>Température estivale moyenne</b>	0,05	-0,09	0,15
<b>Déficit hydrique estival moyen</b>	-0,11	-0,22	0,01
<b>Précipitation estivale moyenne</b>	-0,08	-0,24	0,004
<b>IKR</b>	<b>-0,14</b>	<b>-0,31</b>	<b>-0,04</b>
<b>Profondeur totale du sol</b>	0,02	-0,11	0,15
<b>Réserve utile du sol</b>	0,03	-0,09	0,16
<b>Altitude (m)</b>	0,007	-0,11	0,23
<b>Confinement (°)</b>	-0,06	-0,15	0,06
Variables explicatives	Coefficient de régression	2,5 %	97,5 %



Hauteur (m)	0,02	-0,09	0,11
<b>Circonférence (cm)</b>	<b>0,19</b>	<b>0,06</b>	<b>0,29</b>
Surface terrière (m <sup>2</sup> /ha)	-0,03	-0,15	0,1
Température moyenne automne hiver printemps	0,08	-0,01	0,2
<b>Déficit hydrique moyen automne hiver printemps</b>	<b>-0,14</b>	<b>-0,21</b>	<b>-0,05</b>
Précipitation moyenne automne hiver printemps	0,01	-0,09	0,11
<b>Température estivale moyenne</b>	<b>-0,17</b>	<b>-0,27</b>	<b>-0,04</b>
<b>Déficit hydrique estival moyen</b>	<b>-0,19</b>	<b>-0,25</b>	<b>-0,11</b>
Précipitation estivale moyenne	-0,06	-0,15	0,04
IKR	-0,04	-0,14	0,09
Profondeur totale du sol	0,002	-0,11	0,12
Réserve utile du sol	0,007	-0,07	0,1
<b>Altitude (m)</b>	<b>0,2</b>	<b>0,08</b>	<b>0,36</b>
<b>Confinement (°)</b>	<b>-0,18</b>	<b>-0,3</b>	<b>-0,05</b>

Tableau 8 : Valeurs des coefficients de régression et leurs intervalles de confiance à 95 % (calculés par ré-échantillonnage en bootstrap) des variables explicatives pour le modèle *Quercus pubescens*

#### 3.2.2.4. Modèle de l'ensemble des espèces et discussion des résultats

Le modèle de régression PLS ayant comme variable à expliquer l'état de santé (en classe) pour les trois espèces réunies, présente pour l'axe 1 un  $Q^2 > 0,0975$  ( $Q^2 = 0,15$ ) signifiant que la première composante, qui explique environ 17 % de la variabilité de l'état de santé des arbres, est acceptable (tableau 5). La seconde composante n'est pas significative, la valeur du critère  $Q^2$  étant négative. Pour ce modèle, le cercle des corrélations (figure 27) montre que l'état de santé, la profondeur totale des sols, le confinement et les précipitations moyennes de l'automne au printemps sont corrélées positivement avec l'axe 1. La hauteur et circonférence ainsi que l'IKR sont corrélées négativement avec l'axe 1. Les variables des températures moyennes sur la période 2010 – 2016 sont fortement corrélées positivement avec l'axe 2 et les précipitations moyennes estivales négativement avec l'axe 2. D'après ces résultats (tableau 9), les variables expliquant en partie l'état de santé des individus sont :

- **La hauteur et la circonférence (corrélation négative) :** les individus de petite taille (hauteur et diamètre) présentent des taux de dépérissement plus élevés. Ces résultats sont contradictoires avec ceux de certaines études qui ont notés que la taille importante d'un arbre augmente sa vulnérabilité face à la sécheresse (Nageleisen, 1993 ; Le Meignen et Micas, 2007). En effet, les arbres les plus grands sont souvent les plus vulnérables à la sécheresse, à cause des contraintes physiques liées à leur taille pour emmener l'eau en haut des houppiers (Bennett et al., 2015). Une des hypothèses expliquant que les arbres de petite taille soient plus sensibles et vulnérables à la sécheresse est que leur système racinaire est potentiellement moins développé que les gros arbres et ne leur permet donc pas d'accéder à un grand volume de sol et notamment aux réserves d'eau du sol en profondeur. De plus, les données concernant les chênes verts peuvent fausser les résultats, le diamètre n'étant pas un bon indicateur. En effet, les chênes verts se développent majoritairement en taillis, le diamètre dépend alors de la structure de la cépée. Dans une cépée, tous les brins ont le même âge et s'alimentent en partie aux mêmes racines, donc à la même profondeur. Les plus gros chênes verts sont également les plus grands, les dominants et les individus plus petits prélèvent alors moins de ressources et sont, de ce fait, moins bien portants.
- **La température moyenne de l'automne au printemps (corrélation positive) :** Bien que les trois espèces soient thermophiles et tolèrent des températures élevées, les sites les plus chauds sont associés à des états sanitaires dégradés.
- **Les précipitations moyennes de l'automne au printemps (corrélation positive) et le déficit hydrique moyen annuel (corrélation négative) :** les sites les plus humides d'un point de vue climatique sont aussi ceux où les individus sont les plus dépérissant. Les facteurs stationnels ne suffisent plus à compenser face aux seuils critiques de déficit hydrique et de canicule dépassés de façon répétée. Sur les sites les plus secs la végétation était déjà sélectionnée par le déficit hydrique et a donc moins souffert ces dernières années (Vennetier et Ripert, 2010).

- **L'IKR (corrélation négative)** : les stations les plus chaudes, sèches, et lumineuses d'un point de vue topographique (e.g., versant sud, en haut de pente, pente importante) sont celle présentant le moins de dépérissement.
- **La profondeur et la réserve utile des sols (corrélation positive)** : les milieux avec une profondeur de sol, et donc une réserve en eau, élevées, sont ceux sur lesquels sont observés des taux de dépérissement importants.

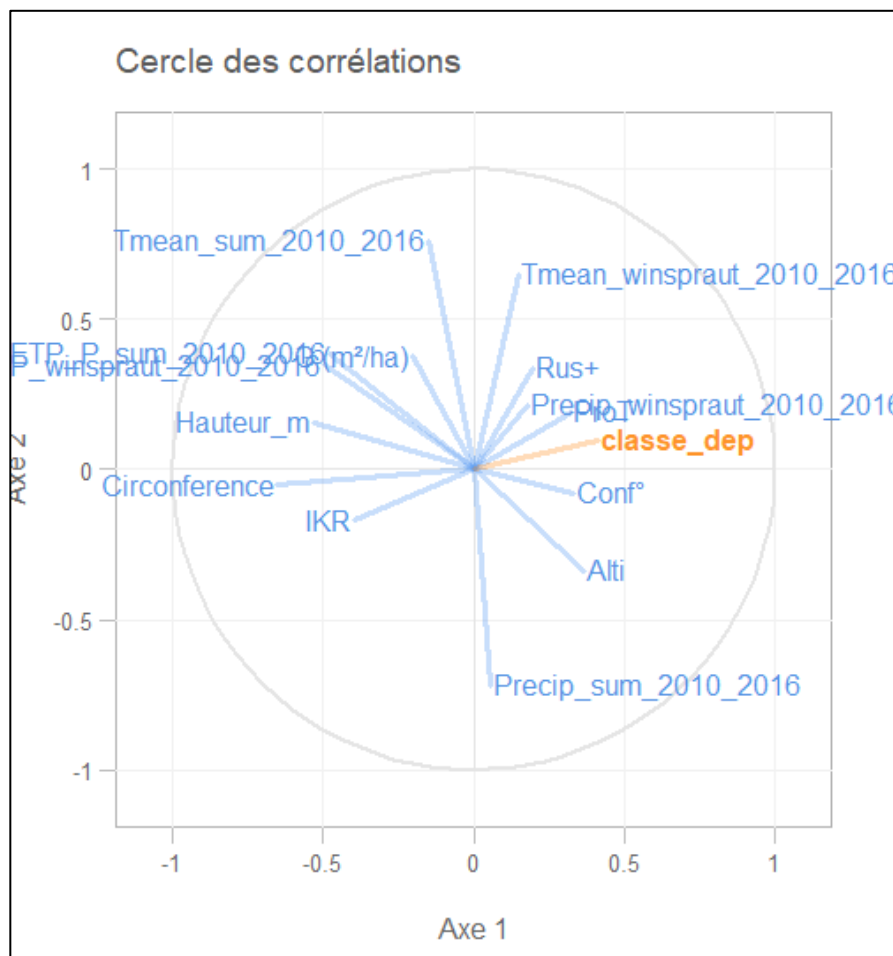


Figure 27 : Cercle des corrélations du modèle comprenant les trois espèces, variable Y : état de santé des individus (en classe)

Tableau 9 : Valeurs des coefficients de régression et leurs intervalles de confiance à 95 % (calculés par ré-échantillonnage en bootstrap) des variables explicatives pour le modèle réunissant les trois espèces

Variables explicatives	Coefficient de régression	2,5 %	97,5 %
<b>Hauteur (m)</b>	-0,12	-0,18	-0,06
<b>Circonférence (cm)</b>	-0,19	-0,27	-0,12
<b>Surface terrière (m<sup>2</sup>/ha)</b>	-0,01	-0,08	0,06
<b>Température moyenne automne hiver printemps</b>	0,09	0,05	0,13
<b>Déficit hydrique moyen automne hiver printemps</b>	-0,1	-0,06	-0,04
<b>Précipitation moyenne automne hiver printemps</b>	0,1	0,04	0,17
<b>Température estivale moyenne</b>	0,02	-0,03	0,07
<b>Déficit hydrique estival moyen</b>	-0,06	-0,11	-0,007
<b>Précipitation estivale moyenne</b>	-0,05	-0,12	0,005
<b>IKR</b>	-0,09	-0,16	-0,02
<b>Profondeur totale du sol</b>	0,09	0,03	0,15
<b>Réserve utile du sol</b>	0,09	0,03	0,17
<b>Altitude (m)</b>	0,06	-0,008	0,12
<b>Confinement (°)</b>	0,06	-0,01	0,12

Les résultats de ces modèles ne permettent pas d'identifier une cause évidente et très significative à l'origine du dépérissement de la végétation. En effet, le manque de significativité et de fiabilité des modèles peut potentiellement s'expliquer par : (1) un échantillon trop petit, il faudrait un nombre de données plus élevé avec d'avantage d'observations et une plus grande diversité de stations forestières inventoriées ; (2) la variable climatique issue des données SAFRAN (maille de 8 x 8 km) ne permet pas de connaître le microclimat et donc les variations entre certaines placettes, il faudrait pour cela créer une variable climatique prenant en considération la topographie (possible avec une régression environnementale) ; (3) l'état de santé des individus ne s'explique pas en fonction

de la topographie du milieu, ni des aspects climatiques mais est uniforme sur l'ensemble de la zone d'étude. De plus, les différences de niche climatique entre espèces ne sont pas considérées dans le modèle toutes espèces, et les résultats de ce modèle peuvent différer des résultats des modèles par espèce. Par exemple, l'effet des températures moyennes n'est pas significatif pour le pin d'Alep et pour le chêne vert, la relation entre les températures estivales et l'état sanitaire du chêne pubescent est négative, mais la relation entre la température moyenne de l'automne au printemps et le dépérissement toutes espèces est positive.

Cependant, on peut affirmer que pour le pin d'Alep et le chêne vert, les dépérissements sont plus importants pour les arbres de petite taille et, qu'ils sont plus importants pour les trois espèces, dans les milieux aux conditions stationnelles favorables, le plus frais et humides, que ce soit d'un point de vue climatique (température et précipitations issues de SAFRAN), topographique (IKR) et pédologique (profondeur et réserve utile en eau du sol). Cette relation est contre-intuitive : on observait généralement l'inverse, les sites les plus secs sont ceux où les individus sont les plus vulnérables (Nageleisen, 1993 ; Landmann, 1994 ; Le Meignen et Micas, 2007). Dans le cas présent, les individus se développant sur ces sites frais sont a priori moins adaptés aux épisodes de sécheresse et aux fortes chaleurs et vont, de ce fait, souffrir davantage et dépérir plus rapidement. Ils ont probablement développé une structure racinaire plus réduite que les arbres poussant en milieu sec et peuvent avoir une efficacité et une résistance du système hydraulique plus faible (Bréda et al., 2006).

Les différences de résultats entre les chênes pubescents et les pins d'Alep et chênes verts peuvent s'expliquer par le fait qu'ils sont moins résistants à la sécheresse puisqu'ils se situent en limite inférieure d'aire dans la zone d'étude, à l'inverse des pins d'Alep et chêne vert qui se situent en limite supérieure et sont donc plus résistants.

Ces résultats montrent aussi que, le niveau de dépérissement est élevé sur l'ensemble de la zone d'étude, aussi bien sur les stations favorables que défavorables.

Enfin, l'impact des parasites sur le dépérissement des individus a peu été pris en considération lors de cette étude et des analyses menées, seul le phellin (pin d'Alep) et bupreste (chêne vert) ont été étudiés. Les régressions linéaires simples entre le pourcentage de déficit foliaire et la présence de phéllin et de bupreste ne sont pas significatives ( $p < 0,05$ ) et ne permettent pas d'établir un lien entre ces deux variables. Cependant, les connaissances actuelles permettent de dire qu'il y a des effets directs des changements climatiques sur la répartition, l'expansion et le développement des parasites. Il serait alors pertinent de s'intéresser à la part de responsabilité des parasites sur le taux de dépérissement de ces trois espèces et, plus largement, de la végétation méditerranéenne. De plus, les conditions climatiques affectant également la végétation, celle-ci va alors s'adapter et peu d'études permettent de connaître les effets qu'ont ces modifications phénologiques de la plante-hôte sur les parasites.





## CONCLUSION

L'état sanitaire du pin d'Alep, chêne vert et du chêne pubescent est fortement dégradé en Provence calcaire, avec un déficit foliaire moyen de 41 % pour le pin d'Alep, 53 % pour le chêne vert et une note ARCHI moyenne de 2,5 pour le chêne pubescent (ce qui correspond à des arbres en état de stress ou en descente de cime). Les analyses statistiques révèlent que les arbres avec un fort déficit foliaire et une architecture dégradée sont (1) les plus petits en hauteur et circonférence (excepté pour le chêne pubescent) et (2) situés en conditions fraîches et humides de points de vue climatique, topographique et pédologique. Néanmoins, les résultats obtenus sont peu fiables du fait du manque de significativité des modèles.

Le déficit foliaire moyen, en 2019, du pin d'Alep et chêne vert, est de 47 %. C'est environ 10 % de plus que les dernières estimations faites par le DSF sur les placettes du réseau systématique en région Sud. La différence entre les deux résultats peut en partie s'expliquer du fait que le DSF considère également le déficit foliaire d'autres essences (pin sylvestre, pin maritime, hêtre, etc.), et d'un échantillonnage plus réduit dans leur cas. L'augmentation du dépérissement et de la mortalité des peuplements peut mener à un changement de structure des écosystèmes, avec notamment une régression des formations forestières au profit de formations arbustives. Elle peut aussi conduire à une simplification des écosystèmes, due à l'extinction de certaines espèces pouvant entraîner une diminution du nombre de taxons forestiers, et à la prolifération et colonisation de nouvelles espèces plus adaptées à la sécheresse.

L'augmentation des cas de dépérissement et de mortalité des peuplements en région méditerranéenne française, au-delà du problème écologique que cela suppose, peut augmenter considérablement le risque d'incendie et faciliter leur propagation dû à l'accumulation de nécromasse dans les forêts. Les conséquences des changements climatiques peuvent se traduire par une modification des structures des formations végétales impliquant une modification du régime des feux. La poursuite d'études liant ces deux aspects est donc nécessaire afin de mieux appréhender le risque d'incendie.





## Références bibliographiques

Aussenac G., Guehl J.M. « Dépérissement et accidents climatiques », *Revue forestière française*, vol. 46, n°5, 1994, pp. 458-470

Allen C.D., Breshears D.D., McDowell, N.G., « On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene », *Ecosphere*, vol.6, n°8, 2015, pp. 1-55

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., « A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests », *Forest Ecology and Management*, Elsevier, vol.249, n°4, 2010, pp. 660-684

Battisti A., Jactel H. « Populations d'insectes ravageurs et changement climatique dans les forêts du Bassin méditerranéen », *Forêt Méditerranéenne*, T. XXXI, n°4, 2010, pp. 377-384

Bennett A.C., McDowell N.G., Allen C.D., Anderson-Teixeira K.J. « Larger trees suffer most during drought in forests worldwide », *Nature Plants*, vol.1, n°10, 2015

Bessey C.E. « Some considerations upon the functions of stomata », *Science*, vol.7, 1898, pp.13-16

Binard C. *Introduction à la régression PLS*, novembre 2012, 44 p.

Bonfils P., Rigling A., Brandli U.B., Brang P., Forster B., Engesser R., Gugerli F., Junod P., Muller R., Gunthardt-Goerg M.S. *Le chêne face aux changements climatiques. Perspectives d'avenir d'une essence*. Not. Prat. 55, 2015, 12 p.

Boucher F. *Evolution de la niche climatique et de la distribution géographique des espèces végétales alpines*. Thèse de doctorat en biodiversité écologie environnement, sous la direction de Lavergne S. et Thuiller W., Université de Grenoble, 2006, 214 p.

Boutte B. « Les réseaux d'observation du Département de la Santé des forêts », *Forêt méditerranéenne*, T. XXXII, n°2, juin 2011, pp. 119-126

Bréda N., Huc R., Granier A., Dreyer E. « Temperate forest trees and stands under severe drought : a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences », *Annals of Forest Science*, vol.63, n°6, 2006, pp. 625-644

Cailleret M., Jansen S., Robert E.M., Desoto L., Aakala T., Antos J.A., Beikircher B., Bigler C., Bugmann H., Caccianiga M., Cada V., Camarero J.J., Cherubini P., Cochard H., Covea M.R., Cufar K., Das A.J., Davi H., Delzon S., Dorman M., Gea-Izquierdo G., Gillner S., Haavik L.J., Hartmann H., Heres A.M., Hultine K.R., Janda P., Kane J.M., Kharuk V.I., Kitzerber T., Klein T., Kramer K., Lens F., Levanic T., Linares Calderon J.C., Lloret F., Lobo-Do-Vale R., Lombardi F., Lopez Rodriguez R., Makinen H., Mai S., Meszaros I., Metsaranta J.M., Minunno F., Oberhuber W., Papadopoulos A., Peltoniemi M., Petritan A.M., Rohner B., Sanguesa-Barreda G., Sarris D., Smith J.M., Stan A.B., Sterck F., Stoianovic D.B., Suarez M.L., Svoboda M., Tognetti R., Torres-Ruiz J.M., Trotsiuk V., Villalba R., Volde F., Westwood A.R., Wvckoff P.H., Zafirov N., Martinez-Vilalta J. « A synthesis of radial growth patterns preceding tree mortality », *Global change biology*, vol.23, n°4, 2017, pp. 1675-1690

Carnicer J., Coll M., Ninyerola M., Pons X., Sanchez G., Penuelas J., « Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality with increased climate change-type drought », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol.108, n°4, 2011, pp. 1474-1478

Chaabane A. *Flore et Végétations Méditerranéennes*, Ministère de l'Enseignement Supérieur de la Recherche Scientifique, Université Virtuelle de Tunis, 2010

Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements climatiques, Nations Unies, 1992

Demory F., Arfib B., Lamarche J. La Basse Provence Calcaire. Audra P. ed., Association Française de Karstologie. Grottes et karsts de France, *Karstologia Mémoires* 19, 2010, pp. 236-237

Dufresne J.L., Salas y Mélia D., Denvil S., Tyteca S., Arzel O., Bony S., Braconnot P., Brockmann P., Cadule P., Caubel A., Chauvin F., Déqué M., Douville H., Fairhead L., Fichet T., Foujols M.A., Friedlingstein P., Grandpeix J.Y., Guérémy J.F., Hourdin F., Idelkadi A., Krinner G., Levy C., Madec G., Marquet P., Marti O., Musat I., Planton S., Royer J.F., Swingedouw D., Voldoire A. « Simulation du climat récent et futur par les modèles du CNRM et de l'IPSL », *La Météorologie*, n°55, novembre 2006, pp. 45-59

Davi H. « Impact des changements climatiques sur les écosystèmes forestiers de la région méditerranéenne », *Innovations Agronomiques*, vol.47, 2015, pp. 1-16

Drénou C., *Présentation de la méthode ARCHI*, Centre national de la propriété forestière, IDF Toulouse, Journées nationales de CNPF, novembre 2017, Orléans

Drénou C., Bouvier M., Lemaire J., CNPF-IDF. « La méthode de diagnostic ARCHI : Application aux chênes pédonculés dépérissants », *Forêt-entreprise*, n°200, 2011, pp. 4-15

Dupouey J.L. « Forêts et changement climatique, quelques éléments issus de la recherche », *Forêt Entreprise*, Forêt Privée Française, 2013, pp. 24-29

Gard B. *Processus écologiques et évolutifs influençant la colonisation de l'ambrosie à feuilles d'armoise (Ambrosia artemisiifolia L.) en France*. Thèse de doctorat en sciences de la vie, sous la direction de Bretagnolle F., Université de Bourgogne, 2012, 161 p.

Gavinet J., Ourcival J.M., Lempereur M., Cabon A., Limousin J.M. « Les taillis méditerranéens de chênes verts face aux changements climatiques : éclaircir pour améliorer leur résistance à la sécheresse », *Forêt méditerranéenne*, T. XXXIX, n°3, octobre 2018, pp. 179-186

GIEC, 2014 : *Changements climatiques 2014 : Rapport de synthèse. Contribution des Groupes de travail I, II et III au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat* [Sous la direction de l'équipe de rédaction principale, R.K. Pachauri et L.A. Meyer]. GIEC, Genève, Suisse, 161 p.

GREC-PACA, *Climat et changement climatique en région Provence-Alpes-Côte d'Azur*, Les cahiers du GREC-PACA édités par l'Association pour l'innovation et la recherche au service du climat (AIR), mai 2016, 44 p., ISBN : 9782956006015

GREC-SUD, *La Métropole Aix-Marseille-Provence face au défi du changement climatique*, Les cahiers du GREC-SUD édités par l'Association pour l'innovation et la recherche au service du climat (AIR), décembre 2018, 28 p.

Guiot J., Cramer W. « Climate change : The 2015 Paris Agreement thresholds and Mediterranean basin ecosystems », *Science*, vol. 354, n°6311, octobre 2016, pp. 465-468

Guit B., Nedjimi B., Chakali G., Guibal F. « Etat sanitaire des peuplements de pin d'Alep (*Pinus halepensis mill.*) dans le massif forestier de Senalba (Djelfa, Algérie) », *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, vol.71, n°2, 2016, pp. 156-167

Hoff C., Rambal S. « Les écosystèmes forestiers méditerranéens face aux changements climatiques », 1998, pp. 88-98

Landmann G. « Concepts, définitions et caractéristiques générales des dépérissements forestiers », *Revue Forestière Française*, XLVI, n°5, 1994, pp. 405-415

Landmann G., Bréda N., Houllier F., Dreyer E., Flot J.L. « Sécheresse et canicule de l'été 2003 : Quelles conséquences pour les forêts françaises ? », *Revue Forestière Française*, LV, n°4, 2003

Lefèvre F., Fady B., Frederic J., Davi H., Pichot C., Oddou-Muratorio S. « Les processus biologiques de réponse des arbres et forêts au changement climatique : adaptation et plasticité phénotypique », *Innovations Agronomiques*, vol.47, 2015, pp. 63-79

Legay M. « Effets attendus du changement climatique sur l'arbre et la forêt » dans ONERC, Picard O., Legay M., Landmann G., Berger F., Riou-Nivert P., Guillet P., Rebendenne M., Peyron J.L., Bailly A., Bellin I., Reyssat B., Duvernoy J., Mondon S., *L'arbre et la forêt à l'épreuve du climat qui change*, Paris, La Documentation Française, 2015, 184 p., pp.33-64

Le Meignen P., Micas L. « Bilan des dépérissements forestiers dans les Alpes-de-Haute-Provence », *Forêt méditerranéenne*, T.XXIX, n°2, juin 2008, pp. 177-182

Le Treut H. « Evolution climatique : les modèles et leurs limites », *Comment je vois le monde*, 2005

Limousin J.M. *Vulnérabilité du chêne vert (Quercus ilex L.) à une augmentation de la sécheresse : Quels ajustements fonctionnels ?*. Thèse de doctorat en biologie de l'évolution et écologie, sous la direction de Rambal S., Centre International d'Etudes Supérieures en Sciences Agronomiques, 2009, 250 p.

Manion P.D. *Tree disease concepts*, Englewood Cliffs N.J., Prentice Hall, 1981, 324 p.

Montoya Oliver J.M., Meson Garcia M.L. « Le dépérissement des chênes méditerranéens en Espagne », *Revue Forestière Française*, vol. 47, n°4, 1995, pp. 401-402

Nageleisen L.M. « Dépérissement actuel des chênes », *Revue Forestière Française*, vol. 46, n°5, 1994, pp. 504-511

Nageleisen L.M., Depierre A., Letz J.M., Aumonier T., Douzon G., Poirot J., Baubet O., Normand S., Coisé L. « Réseaux européens de suivi des dommages Forestiers niveau 1 et niveau 2 – Manuel – Notation des dommages forestiers », *Département de la santé des forêts*, avril 2005

Penuelas J., Gracia C., Alistair Jump I.F., Carnicer J., Coll M., Lloret F., Yuste J.C., Estiarte M., Rutishauser T., Ogaya R., Llusà J., Sardans J. « Intégration des effets du changement climatique sur les forêts méditerranéennes : observation, expérimentation, modélisation et gestion », *Forêt méditerranéenne*, T.XXXI, n°4, décembre 2010, pp. 351-356

Puget J.L., Blanchet R., Salençon J., Carpentier A. *Le changement climatique*, Institut de France Académie des sciences, octobre 2010

R Core Team. *R : A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2019. URL : <http://www.R-project.org/>

Rameau J.C., Mansion D., Dumé G. *Flore forestière française : guide écologique illustré. Région méditerranéenne (Vol.3)*, Forêt privée française, 2008

Rigolot E. « Impact du changement climatique sur les feux de forêt », *Forêt Méditerranéenne*, T. XXIX, n°2, 2008, pp. 167-176

Rigolot E., Boivin T., Dreyfus P., Fernandez C., Huc R., Lefevre F., Pichot C., Valette J.C. « Les Pins méditerranéens. Conservation, écologie, restauration et gestion : défis dans un contexte de changements globaux », *Forêt méditerranéenne*, T.XXXIII, n°1, mars 2012

Roman-Amat B. *Préparer les forêts françaises au changement climatique*, Rapport à MM. Les Ministres de l'Agriculture et de la Pêche et de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durables, 2007, 125 p.

Ronce O., Boyen C., Caillon S., Charmantier A., Cheptou P.O., Chuine I., Cormier-Salem M.C., Cuypers L., Davi H., Devaux C., Devictor V., Goldringer I., Kulbicki M., Labbé P., Landrieu G., Lavorel S., Leadley P., Lefèvre F., Maris V., Massu N., Métaillié J.P., Millot M., Montchamp-Moreau C., Morin X., Mouillot D., Muller S., Pelegrin F., Roques A., Rovillé-Sausse F., Salles J.M., Silvain J.F., Schurr F., Thompson J., Weill M. *Réponses et adaptations aux changements globaux : quels enjeux pour la recherche sur la biodiversité ?*, Prospective de recherche, Fondation pour la recherche sur la biodiversité, 2015

Tenenhaus M., *La régression PLS : Théorie et pratique*, Editions TECHNIP, Paris, 1998, 254 p.

UICN France. La liste rouge des écosystèmes en France – Chapitre Forêts méditerranéennes de France métropolitaine, Paris, 2018

Vancolen S. La régression PLS, Groupe de Statistique, Université de Neuchâtel, Suisse, 2004, 28 p.

Vennetier M. « Changement climatique et dépérissements forestiers : causes et conséquences », *Changement climatique et modification forestière*, CNRS, 2012, pp. 50-60

Vennetier M., Girard F., Didier C., Ouamim S., Ripert C., Mission L., Esteve R., Martin W., Ndyaye A. Adaptation phénologique du pin d'Alep au changement climatique, *Forêt méditerranéenne*, T. XXXII, n°2, 2011, pp. 151-167

Vennetier M., Ripert C. « Forest flora turnover with climate change in the Mediterranean region : A case study in Southeastern France », *Forest Ecology and Management*, 258, S56 – S63, 2009

Vennetier M., Ripert C. « Flore méditerranéenne et changement climatique : la course-poursuite est engagée », *Forêt Méditerranéenne*, T. XXXI, n°1, 2010, pp. 15-24

Vennetier M., Ripert C. « Impact du changement climatique sur la flore méditerranéenne : théorie et pratique » dans Barbault R., Foucault A. (dir.), *Changement climatique et biodiversité*, édition Vuibert, Paris, 2010, pp. 75-87

Vennetier M., Ripert C., Maille E. Blanc L., Brochiero F., Chandioix O., Esteve R., Gadiri N., Nassif Y., Rathgeber C. *Etude des Potentialités forestières de la Provence calcaire – Evaluation à petite échelle sur de grandes surfaces*, Département Gestion des Territoires, Division Agriculture et Forêt Méditerranéennes, Groupement d'Aix en Provence, 2001, 99 p.

Vennetier M., Ripert C., Maille E., Blanc L., Torre F., Roche P., Tatoni T., Brun J.J. « A new bioclimatic model calibrated with vegetation for Mediterranean forest areas », *Annals of Forest Science*, vol.65, n°7, 2008, pp.1

Verdu M. « Age at maturity and diversification in woody angiosperms », *Evolution*, vol.56, n°7, 2002, pp. 1352-1361

Vidal J.P., Martin E., Franchistéguy L., Baillon M., Soubeyroux J.M. « A 50-year high-resolution atmospheric reanalysis over France with the Safran system », *International Journal of Climatology*, 2009

## Table des figures

Figure 1 : Schéma du mécanisme de l'effet de serre .....	13
Figure 2 : Scénarios d'émission utilisés dans les modèles élaborés par le GIEC.....	15
Figure 3 : Evolution de la température moyenne en surface (entre 1986-2005 et 2081-2100), selon les scénarios RCP 2.6 (à gauche) et RCP 8.5 (à droite) .....	15
Figure 4 : Diagramme ombrothermique - Marseille, normales mensuelles pour la période 1999-2010 .....	16
Figure 5 : Ecart des températures moyennes annuelles par rapport à la référence 1961 - 1990, cas de la station de Nice.....	17
Figure 6 : Température moyenne annuelle en région Sud : écart à la référence 1976 - 2005	18
Figure 7 : <i>Pinus halepensis</i> Mill. ....	23
Figure 8 : Répartition spatiale du pin d'Alep dans le bassin méditerranéen <b>(a)</b> et en France <b>(b)</b> .....	23
Figure 9 : <i>Quercus ilex</i> L. ....	24
Figure 10 : Répartition spatiale du chêne vert en Europe et dans le bassin méditerranéen <b>(a)</b> et en France <b>(b)</b> .....	25
Figure 11 : <i>Quercus pubescens</i> Willd. ....	25
Figure 12 : Répartition spatiale du chêne pubescent en Europe et dans le bassin méditerranéen <b>(a)</b> et en France <b>(b)</b> .....	26
Figure 13 : Evolution du déficit foliaire moyen sur les placettes du réseau systématique en PACA Source : DSF – Principaux problèmes sylvo-sanitaires en région Provence Alpes Côte d'Azur – Novembre 2018 .....	29
Figure 14 : Cartographie de l'occupation de sol en région Sud .....	33
Figure 15 : Cartographie des formations végétales en région Sud .....	33
Figure 16 : Cartographie du réseau de placettes .....	34
Figure 17 : Cartographie des placettes étudiées en 2019 .....	36
Figure 18 : Caractéristique du houppier notable (noir) .....	39
Figure 19 : Photographies de l'estimation du déficit foliaire pour le pin d'Alep .....	41

Figure 20 : Photographies de l'estimation du déficit foliaire pour le pin d'Alep .....	42
Figure 21 : Matrice des corrélations entre les variables explicatives .....	48
Figure 22 : Diagramme en boîte des résidus en fonction du nombre d'arbres par placette pour le chêne pubescent.....	50
Figure 23 : Pourcentage de tiges vivantes et de tiges mortes des principales espèces inventoriées.....	51
Figure 24 : Estimation de l'état de santé des arbres dominants (par classe, tableau 4) .....	52
Figure 25 : Graphiques issus de régression linéaire simple entre l'état de santé des individus et différentes variables explicatives.....	54
Figure 26 : Cercles des corrélations des modèles pour chacune des trois espèces, variable Y : état de santé des individus (en classe).....	58
Figure 27 : Cercle des corrélations du modèle comprenant les trois espèces, variable Y : état de santé des individus (en classe) .....	63



## Table des tableaux

Tableau 1 : Classes des coefficients de Braun-Blanquet.....	37
Tableau 2 : Strates de végétation .....	38
Tableau 3 : Présentation des 5 types architecturaux, méthode ARCHI.....	43
Tableau 4 : Classes de dépérissement de la végétation .....	47
Tableau 5 : Coefficient de détermination et critère $Q^2$ pour chacun des modèles.....	55
Tableau 6 : Valeurs des coefficients de régression et leurs intervalles de confiance à 95 % (calculés par ré-échantillonnage en bootstrap) des variables explicatives pour le modèle <i>Pinus halepensis</i> .....	59
Tableau 7 : Valeurs des coefficients de régression et leurs intervalles de confiance à 95 % (calculés par ré-échantillonnage en bootstrap) des variables explicatives pour le modèle <i>Quercus ilex</i> .....	60
Tableau 8 : Valeurs des coefficients de régression et leurs intervalles de confiance à 95 % (calculés par ré-échantillonnage en bootstrap) des variables explicatives pour le modèle <i>Quercus pubescens</i> .....	61
Tableau 9 : Valeurs des coefficients de régression et leurs intervalles de confiance à 95 % (calculés par ré-échantillonnage en bootstrap) des variables explicatives pour le modèle réunissant les trois espèces .....	64

# Documents annexes

## Annexe 1 : Plan d'échantillonnage – typologie

										Relevés																						
										n° 1		n° 2		n° 3		n° 4		n° 5		n° 6		n° 7		n° 8								
										Topographie (Tp) : plaine (1) vallée (2) vallon (3) plateau (4) replat (5) sommet (6) haut de pente (7) mi-pente (8) bas-pente (9) croupe (10)																						
Substrat			Climat			Zone d'altitude en				Exposition			n°		Tp		n°		Tp		n°		Tp		n°		Tp		n°		Tp	
calc dur	mar-ne	coll	meso	supra	0	200	400	600	800	frais <0,8	neutre	chaud >1,1	n°	Tp	n°	Tp	n°	Tp	n°	Tp	n°	Tp	n°	Tp	n°	Tp	n°	Tp				
					0					F																						
										N																						
					200					C																						
						200				F																						
							200			N																						
								400		C																						
									400	F																						
										N																						
									600	C																						
										F																						
										N																						
									800	C																						
					0					F																						
										N																						
					200					C																						
						200				F																						
							200			N																						
								400		C																						
									400	F																						
										N																						
									600	C																						
										F																						
										N																						
									800	C																						
										F																						
										N																						
									800	C																						

N° Placette :

Coordonnées :

P = Présence

Date :

R = Recouvrement

Observateurs :

HP = Hors Placettes

Recouvrement : 1 = 0-5% individus ; R &lt; 5% 2 = individus plus nombreux ; R &lt; 5% 3 = 5% &lt; R &lt; 25% 4 = 25% &lt; R &lt; 50% 5 = 50% &lt; R &lt; 75% 6 = 75% &lt; R

Espèces	P	R		P	R		P	R
<b>A melanoche r ovalis</b>			<b>Aoe r oampe stre</b>			Cephalanthera rubra		
Aphyllanthes monspeliensis			<b>Aoe r monspessulanum</b>			Cephalaria leucantha		
<b>A rbutus unedo</b>			<b>Aoe r opalus</b>			Cercis siliquastrum		
Argyrobium zanonii			Agrimonia eupatoria			Ceterach officinarum		
Asparagus acutifolius			Alyssum maritimum			Cistus monspeliensis		
Brachypodium phoenicoides			Anethum graveolens			Cistus salviaefolius		
Brachypodium retusum			Anthyllis vulneraria			Clematis vitalba		
<b>Buxus sempervirens</b>			Arabis muralis			Clinopodium vulgare		
Carex halleriana			Aristolochia pistolochia			Cneorum tricocum		
Carex humilis			Aristolochia sp.			Colutea arborescens		
Carex sp.			Arrhenaterum elatius			Coriaria myrtifolia		
<b>Cistus albidus</b>			Arum arisarum			Coris monspeliensis		
Clematis flammula			Arum italicum			<b>Cornus sanguinea</b>		
<b>Crataegus monogyna</b>			Asparagus tenuifolius			Coronilla juncea		
Lotus dorycnium			Asperula cynanchica			Coronilla minima		
Euphorbia characias			Asphodelus ramosus			<b>Corylus avellana</b>		
Festuca ovina			Asplenium adiantum-nigrum (onopteris)			<b>Cotinus coggygria (cocciniglia)</b>		
Fumana ericoides			Asplenium ceterach			<b>Cotoneaster tomentosus</b>		
Genista hispanica			Asplenium trichomanes			Crocus vernus		
Genista pilosa			Aster sedifolius			<b>Cupressus sempervirens</b>		
Hedera helix			Astragalus incanus			Cytisus sessifolius (cytisophyllus)		
Hieracium murorum			Astragalus monspessulanus			Dactylis glomerata		
<b>Juniperus communis</b>			Astragalus sp.			Daphne gnidium		
<b>Juniperus oxycedrus</b>			Avenula (Avena) bromoides			Daphne laureola		
<b>Juniperus phoenicea</b>			<b>Berberis vulgaris</b>			Daucus carota		
Lavandula latifolia			Blackstonia (Chlora) perfoliata			Dianthus caryophyllus		
Lonicera etrusca			Brachypodium pinnatum			Dorycnium hirsutum (Bonjeania)		
Lonicera implexa			Brachypodium silvaticum			Echinops ritro		
Ononis minutissima			Bromus erectus			Echium vulgare		
Osyris alba			<b>Bupleurum fruticosum</b>			Epipactis helleborine (latifolia)		
<b>Phillyrea angustifolia</b>			Bupleurum rigidum			Erica arborea		
<b>Phillyrea latifolia</b>			Calamagrostis argentea			Erica multiflora		
<b>Pinus halepensis</b>						Erica scoparia		
<b>Pistaola lentiscus</b>			Calluna vulgaris			Eryngium campestre		
<b>Pistaola terebinthus</b>			Calycotome spinosa			Euphorbia amygdaloides		
<b>Quercus coccifera</b>			Campanula glomerata			Euphorbia cyparissias		
<b>Quercus ilex</b>			Campanula trachelium			Euphorbia dulcis		
<b>Quercus pubescens</b>			Carex distachya			Euphorbia nicaensis		
<b>Rhamnus alaternus</b>			Carex glauca			Euphorbia serrata		
<b>Rosa canina</b>			Carex silvatica			Euphorbia sp.		
<b>Rosmarinus officinalis</b>			Cardina acanthifolia			Euphorbia spinosa		
Rubia peregrina			Cardina vulgaris			Filipendula vulgaris		
Rubus ulmifolius			<b>Cactanea cativa</b>			Foeniculum vulgare		
Smilax aspera			Catananche caerulea			Fragaria vesca		
Stachelina dubia			<b>Cedrus atlantica</b>			<b>Fraxinus excelsior</b>		
Teucrium chamaedrys			<b>Celtis australis</b>			<b>Fraxinus ornus</b>		
Teucrium polium			Centaurea paniculata			<b>Fraxinus oxyphylla</b>		
Thymus vulgaris			Centaurea pectinata			Fumana thymifolia		
<b>Viburnum tinus</b>			Centranthus ruber			Galium sp.		
Viola sp.			Cephalanthera longifolia			Genista cinerea		

Genista scorpius	Onobrychis saxatilis	Senecio cinerea
Geranium robertianum	Ononis columnae (pusilla)	Seseli montanum
Geum silvaticum	Ononis spinosa	Sesleria coerula (abicans)
Globularia alypum	Orchis sp.	Siene italica
Globularia vulgaris	Origanum vulgare	Siene sp.
Helianthemum hirtum	Ornithogalum narbonense	<b>Sorbus aria</b>
Helianthemum italicum	Orobanche sp..	<b>Sorbus domestica</b>
Helianthemum montanum	<b>Ostrya carpinifolia</b>	<b>Sorbus torminalis</b>
Helianthemum sp	<b>Pallurus spina-christi</b>	Spartium junceum
Helichrysum stoechas	Peucedanum cervaria	Stachys officinalis
Helleborus foetidus	Phleum pratense subsp. nodosum	Stachys recta (rectus)
Hepatica tribba	Phlomis lychniis	Sipa offneri (juncea)
Hieracium pilosella	<b>Pinus nigra</b>	Tamus communis
Hippocrepis comosa	<b>Pinus pinaster</b>	Tanacetum (Chrys.) corymbosum
Hippocrepis emerus	<b>Pinus pinea</b>	Taraxacum officinalis
Holcus lanatus	<b>Pinus sylvestris</b>	<b>Taxus baccata</b>
Hypericum hyssopifolium	<b>Pirus amygdaliformis</b>	Teucrium flavum
Hypericum perforatum	<b>Malus sylvestris</b>	Teucrium montanum
Iberis linifolia	Ranago abicans	Thrinia hispida subsp. tuberosa
<b>Ilex aquifolium</b>	Polygala vulgaris	Thymus serpyllum
Inula coniza	Polypodium vulgare	<b>Tilia cordata</b>
Inula viscosa	Potentilla sp.	Trifolium sp.
Iris chamaeiris	Potentilla verna	Ulex parviflorus
Jasminum fruticans	Primula acaulis	<b>Ulmus minor</b>
Juncus sp.	Prunella (Brunella) alba	<b>Viburnum lantana</b>
Knautia arvensis	Prunella (Brunella) hyssopifolia	Vincetoxicum officinale
Koeleria valesiana	<b>Prunus avium</b>	
Laserpitium gallicum	<b>Prunus domestica</b>	
Lathyrus silvestris	<b>Prunus mahaleb</b>	
Lathyrus sp.	<b>Prunus spinosa</b>	
Laurus nobilis	Psoralea bituminosa	
Lavandula angustifolia	Pteridium aquilinum	
Lavandula stoechas	<b>Quercus suber</b>	
Leuzea conifera	Ranunculus bulbosus	
<b>Ligustrum vulgare</b>	Rhamnus saxatilis (infectoria)	
Linum campanulatum	<b>Rhus coriaria</b>	
Linum narbonense	Rosa pouzini	
Linum saboloides (suffruticosum)	Rosa sp.	
Lithospermum (Lithodora) fruticosum	<b>Rubus canescens</b>	
Lonicera xylosteum	Rubus tomentosus	
Lotus corniculatus	Ruscus aculeatus	
Luzula fosteri	Ruta angustifolia	
Medicago sativa	Sanguisorba minor	
Melica uniflora	Saponaria ocymoides	
<b>Melitis melissophyllum</b>	Cinopodium vulgare	
Muscari comosum	Satureja montana	
<b>Myrtus communis</b>	Scabiosa colombaria	
Odonites lutea	Sedum anopetalum	
Oenanthe sp.	Sedum nicaense (sediforme)	
<b>Olea europaea</b>	Sedum sp.	