



HAL
open science

Évolution de la biodiversité végétale forestière sous l'effet du changement global en région méditerranéenne française

L. Ficara

► **To cite this version:**

L. Ficara. Évolution de la biodiversité végétale forestière sous l'effet du changement global en région méditerranéenne française. Sciences de l'environnement. 2019. hal-02609691

HAL Id: hal-02609691

<https://hal.inrae.fr/hal-02609691v1>

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.

2018-2019

MASTER AETPF
Agrosciences, Environnement, territoire, Paysage, forêt

Parcours GCRE
Gestion Conservatoire et Restauration des Ecosystèmes

EVOLUTION DE LA BIODIVERSITE VEGETALE FORESTIERE

SOUS L'EFFET DU CHANGEMENT GLOBAL,

EN REGION MEDITERRANENNE FRANÇAISE



LAURINE FICARA

Mémoire de stage, soutenu à Nancy le 04/09/2019

Maxime Cailleret
Michel Vennetier
Sandrine Chauchard

Chargé de recherches
Ingénieur/Chercheur
Maître de conférences

Structure d'accueil :

UMR RECOVER - IRSTEA
3275 Route de Cézanne
13182 Aix-en-Provence



Remerciements

Tout d'abord, je tiens à remercier mon tuteur, Maxime Cailleret, pour ses conseils précieux dans chaque étape de ce projet, pour son implication et son aide dans la résolution des problèmes rencontrés, et pour toutes les connaissances et compétences que j'ai acquises grâce au temps qu'il m'a accordé.

Je tiens également à remercier Michel Vennetier pour m'avoir proposé de travailler sur ce sujet, dans la continuité de mon stage de M1, pour sa confiance dans la réalisation de cette étude, et pour son aide tout au long de ce stage.

Je remercie Jean-Michel Lopez pour sa patience, pour m'avoir guidée dans l'apprentissage et la reconnaissance des espèces, ainsi que pour les compétences botanistes et naturalistes qu'il m'a transmises.

Je souhaite aussi remercier Flore Vuillermet pour notre entraide durant ces 6 mois de stage.

Merci à ces 4 personnes pour les bons moments passés sur le terrain et merci à tous les membres de l'équipe pour leur bonne humeur et leurs conseils.

Je remercie également Sandrine Chauchard, mon enseignant référent, pour son soutien et sa disponibilité.

Je tiens à remercier les deux agents du DSF pour avoir pris le temps de nous former à la réalisation de l'état sanitaire du chêne vert et du pin d'Alep.

Je remercie Météo-France pour les données issues de l'analyse SAFRAN, mises gracieusement à la disposition de l'Irstea pour cette étude.

Enfin je remercie ma famille pour leur soutien durant ce stage et pour leurs nombreuses visites à Aix-en-Provence.

Cette recherche a reçu le soutien de la Fondation pour la recherche sur la biodiversité et ses partenaires (FRB - www.fondationbiodiversite.fr)

Sommaire

I - Introduction	1
II - Matériel et méthodes	4
<i>Sites d'études</i>	4
<i>Plan d'échantillonnage</i>	5
<i>Protocole de terrain</i>	5
<i>Analyses statistiques</i>	6
III - Résultats	11
<i>Distribution des espèces selon leur écologie et les conditions stationnelles</i>	11
<i>Analyses temporelles</i>	14
IV - Discussion	17
<i>Distribution des placettes en fonction de leur composition floristique</i>	17
<i>Modifications de la composition floristique en 20 ans</i>	17
<i>Différences entre forêts anciennes et forêts récentes</i>	18
V - Conclusion	20
Références	21
Annexe 1	
Annexe 2	
Annexe 3	

I – Introduction

A l'échelle mondiale, les activités humaines ont engendré d'importantes modifications de notre environnement, phénomène communément appelé changement global (Doblas-Miranda et al., 2017). Les principaux changements observés concernent l'utilisation des sols (Amici et al., 2015), et le climat (Milad et al., 2011), et ont pour conséquences d'altérer la structure des écosystèmes forestiers, mais aussi leur fonctionnement et leur dynamique (Peñuelas et al., 2017 ; Valencia et al., 2015). La tendance mondiale observée est une augmentation moyenne des températures de surface (Blanchet et al., 2016 ; Zidon et al., 2016), une augmentation de la surface forestière dans les pays développés et une diminution dans les pays en voie de développement (FAO, 2016).

En France, les paysages ont évolué en parallèle de la démographie et du contexte socio-économique. Depuis le milieu du XIX^e siècle, la surface forestière en France métropolitaine s'accroît, et est passée d'environ 8,9 - 9,5 millions d'hectares en 1830 (Cinotti, 1996), à 16,9 millions d'hectares en 2018 (IGN, 2018). Cette nette augmentation est apparue avec l'intensification de l'agriculture découlant de la modernisation des pratiques agricoles (Chauchard et al., 2007 ; Mather et al., 1999). Cela a permis d'obtenir un meilleur rendement à partir d'une surface de terres restreinte (Abadie et al., 2018b). Ce phénomène, accentué par l'abandon des terres dû à l'exode rural (Chauchard et al., 2007 ; Cinotti, 1996), a entraîné un délaissement des terres les moins productives. Ces terres arables et pastorales abandonnées ont alors évolué vers des terres boisées (Abadie et al., 2018a ; Kouba et al., 2015 ; Roche et al., 1998). Avant de connaître cette forte extension de la surface forestière, la France a connu un minimum forestier datant du milieu du XIX^e siècle, et plus précisément de 1860 (Abadie et al., 2018b ; Vogt-Schilb et al., 2018). Cette date seuil permet de distinguer les forêts anciennes des forêts récentes, ces dernières étant apparues via la progression forestière sur les terres agricoles laissées à l'abandon (Abadie et al., 2018b ; Fescenko et al., 2014 ; Hermy and Verheyen, 2007 ; Vogt-Schilb et al., 2018).

Les forêts méditerranéennes françaises n'ont pas échappé à cette dynamique. Surexploitées jusqu'à la fin du XVIII^e siècle, réduisant ainsi leur surface (Vogt-Schilb et al., 2018), celle-ci aurait augmenté de 0,5 à 2% par an de 1980 à 2011 (Gauquelin et al., 2018). D'après Gauquelin et al. (2018), la forêt méditerranéenne française ferait donc aujourd'hui plus d'1,4 millions d'hectares. L'évolution future de sa surface forestière est incertaine, aucune étude - à ma connaissance - ne faisant l'objet de projections dans cette région.

Ce premier agent du changement global est accompagné d'un deuxième paramètre : le changement climatique. En France, entre 1880 et 2012, le rapport du GIEC (2015) annonce un réchauffement de 0,85°C. Selon les différents modèles climatiques, à l'horizon 2081-2100, les températures vont encore évoluer et vont subir une augmentation comprise entre 0,3°C, pour le scénario de forçage radiatif (scénario RCP) le plus optimiste, et 4,8°C pour le scénario le plus alarmant. Dans le cas des précipitations moyennes, une tendance à l'augmentation et à l'intensification des sécheresses est observée, accompagnée de phénomènes de précipitations extrêmes, mais avec une grande hétérogénéité d'une région à l'autre.

La région méditerranéenne française est caractérisée par de fortes chaleurs ainsi que des sécheresses en été, et des précipitations intenses au printemps et en automne (Gauquelin et al., 2018 ; Ruffault et al., 2012). Selon Lionello et al. (2018), la région méditerranéenne fait l'objet d'un réchauffement climatique plus rapide qu'à l'échelle globale. En effet, Ruffault et al. (2012) expliquent que cette région a vu ses températures augmenter de 0.49°C entre 1979

et 2005, par rapport à l'augmentation globale qui n'a été que de 0.27°C. De la même manière, depuis 1980, le sud de la France subit un réchauffement climatique, une réduction des précipitations durant la saison chaude et une augmentation en automne, ainsi qu'une hausse des événements extrêmes (Blanchet et al., 2016 ; Lionello and Scarascia, 2018 ; Ruffault et al., 2012). Les modèles climatiques prédisent une accentuation de ce climat méditerranéen d'ici la fin du XXI^e siècle, avec une poursuite des tendances actuelles (Drobinski et al., 2016 ; Gauquelin et al., 2018 ; Lionello and Scarascia, 2018 ; Ruffault et al., 2012).

Ces modifications de l'usage des terres, dégradations et fragmentations de l'habitat, impactent les communautés végétales (Abadie et al., 2018a ; Vogt-Schilb et al., 2018).

Par exemple, leur composition diffère entre les forêts anciennes et récentes (Schmidt et al. 2014).

D'une part, ce constat est dû en partie aux propriétés du sol qui varient entre ces deux types de forêts : les forêts récentes étant développées sur des anciennes terres agricoles, celles-ci sont plus fertiles, avec un pH plus élevé, et avec très peu d'éléments grossiers (Abadie et al., 2018a ; Fescenko et al., 2014). Au contraire, les forêts anciennes sont situées sur des sols de qualité médiocre, peu productifs et au pH acide (Abadie et al., 2018a ; Schmidt et al., 2014). Par ailleurs, les anciennes cultures étant disposées sur des terres avec de faibles pentes, les forêts anciennes sont davantage observées dans de fortes pentes, et les forêts récentes sur des sols peu pentus (Abadie et al., 2018a), ce qui accentue ces différences de fertilité. Hermy et al. (1999) a établi une liste des espèces spécialistes des forêts anciennes. Il cite, par exemple, des espèces, telles que *Acer campestre* L. et *Sorbus torminalis* L., qui sont sciaphiles et mésophiles, et sur des sols avec des concentrations moyennes en azote (Schmidt et al., 2014). Les espèces présentes dans les forêts récentes, au contraire, sont généralement héliophiles (Sciama et al., 2009). Il arrive également d'y retrouver des espèces caractéristiques de milieux ouverts, qui suite au changement d'utilisation des sols, n'ont pas encore disparu de ce nouveau milieu (phénomène de dette d'extinction ; Abadie et al., 2018a).

D'autre part, cette différence de composition peut s'expliquer par la difficulté des espèces typiques de forêts anciennes à migrer dans les forêts récentes (Hermy et al., 1999 ; Schmidt et al., 2014 ; Webb and Goodenough, 2018). Avec une faible capacité de dispersion et de recrutement, ces espèces tolérantes à l'ombre ont une capacité de colonisation limitée (Buffa et al., 2018). En effet, elles ont une banque de graines généralement peu persistantes (Hermy et al., 1999), et des grosses graines qui se dispersent à courte distance (Hewitt, 1998 ; Valladares and Niinemets, 2008). Enfin, elles ont des difficultés à s'établir dans des milieux ouverts avec une atmosphère sèche et leur taux de croissance faible les rend peu compétitives dans des conditions très fertiles comme celles observées dans les forêts récentes (Hermy et al., 1999).

Par ailleurs, les forêts méditerranéennes doivent faire face à l'augmentation des températures et à des sécheresses extrêmes induites par le changement climatique (López-Tirado and Hidalgo, 2015 ; Misson et al., 2010 ; Peñuelas et al., 2017). En conséquence, trois cas de figure existent : soit les espèces ont la capacité de s'acclimater aux nouvelles conditions, soit elles migrent vers un milieu plus favorable (Andivia et al., 2018 ; Lustenhouwer et al., 2018), soit leur seuil de tolérance est dépassé et l'espèce disparaît (Natalini et al., 2016 ; Ruiz-Benito et al., 2017).

En ce qui concerne l'acclimatation à la sécheresse, deux stratégies existent : (1) la stratégie d'évitement, principalement utilisée par des espèces comme *Pinus halepensis* (Pasho et al., 2011) qui développent un système racinaire profond afin de maximiser l'absorption de l'eau, et qui ferment précocement leurs stomates pour minimiser les pertes en eau (Forner et al., 2018) ; et (2) la stratégie de tolérance utilisée par exemple par des espèces ayant des feuilles sclérophylles, comme *Quercus ilex*, ce qui leur permet de conserver un maximum d'eau et de supporter un fort déficit hydrique avant de fermer leurs stomates (Forner et al., 2018).

Les espèces peuvent également migrer vers des altitudes et/ou des latitudes plus élevées pour essayer de s'établir dans un environnement aux conditions proches de celles de leur aire de répartition d'origine (Acacio et al., 2017). Par exemple, avec des conditions qui lui deviennent favorables plus au nord de la France (grâce à l'augmentation des températures), *Quercus ilex* a déjà vu son aire de répartition s'étendre (Delzon et al., 2013), processus qui devrait se poursuivre dans l'avenir (Acacio et al., 2017 ; José Vidal-Macua et al., 2017).

Ces réponses sont efficaces quand les conditions du milieu varient lentement. Cependant, lorsque ces modifications sont plus rapides que les capacités d'acclimatation ou de migration des espèces, celles-ci peuvent disparaître petit-à-petit. Une diminution de la vitalité des individus (indiqué par exemple par des taux élevés de défoliation), et des forts taux de mortalité, sont des symptômes typiques de ce processus de dépérissement. Ceux-ci ont été observés à de nombreuses reprises en région méditerranéenne, et leur occurrence risque d'augmenter dans l'avenir (Allen et al., 2010 ; Carnicer et al., 2013).

Dans ce contexte de changement global, des études ont d'ores et déjà constaté l'évolution de la composition floristique en région méditerranéenne. Par exemple, dans les forêts de Provence calcaire, Vennetier et al. (2009) décrivent une perte du nombre d'espèces mésophiles en parallèle du gain d'espèces xéro-thermophiles entre les périodes 1996-1998 et 2008. Les plantes tolérantes à la chaleur et à la sécheresse seraient donc favorisées avec le changement climatique. Mais, nous avons peu d'informations quant à la stabilité dans le temps de cette évolution (pour un pas de temps plus long que 10 ans), et dans l'espace, notamment en fonction de l'histoire passée (forêt ancienne vs. forêt récente) et récente (traces de feu et de gestion) des placettes.

Pour combler ce manque, j'ai ré-analysé les données récoltées lors des précédentes études de Michel Vennetier (2008 et 2009) et lors du stage de première année de Master (Ficara, 2018), et les ai complétées par des inventaires floristiques réalisés en 2019 sur ces mêmes placettes.

La présente étude a donc pour objectifs : (i) d'étudier la distribution spatiale de la composition floristique des forêts de Provence calcaire en fonction de variables climatiques et topo-édaphiques, (ii) d'analyser la variation temporelle de la composition floristique des forêts au cours des ~20 dernières années, (iii) d'identifier le rôle potentiel du changement climatique, et (iv) d'établir s'il y a une influence des anciennes occupations du sol sur la variation temporelle de la végétation.

II – Matériel et méthodes

Sites d'étude

Cette étude a été réalisée en région méditerranéenne française et plus particulièrement en Provence calcaire et s'étend sur quatre départements : les Bouches-du-Rhône, le Var, le Vaucluse et la Drôme (Fig.1). Son climat est caractéristique du bioclimat méditerranéen : de fortes chaleurs et sécheresses durant la saison estivale, et des températures plus douces avec davantage de précipitations en hiver. Les principales essences forestières de la région sont *Pinus halepensis*, *Quercus ilex* et *Quercus pubescens*.

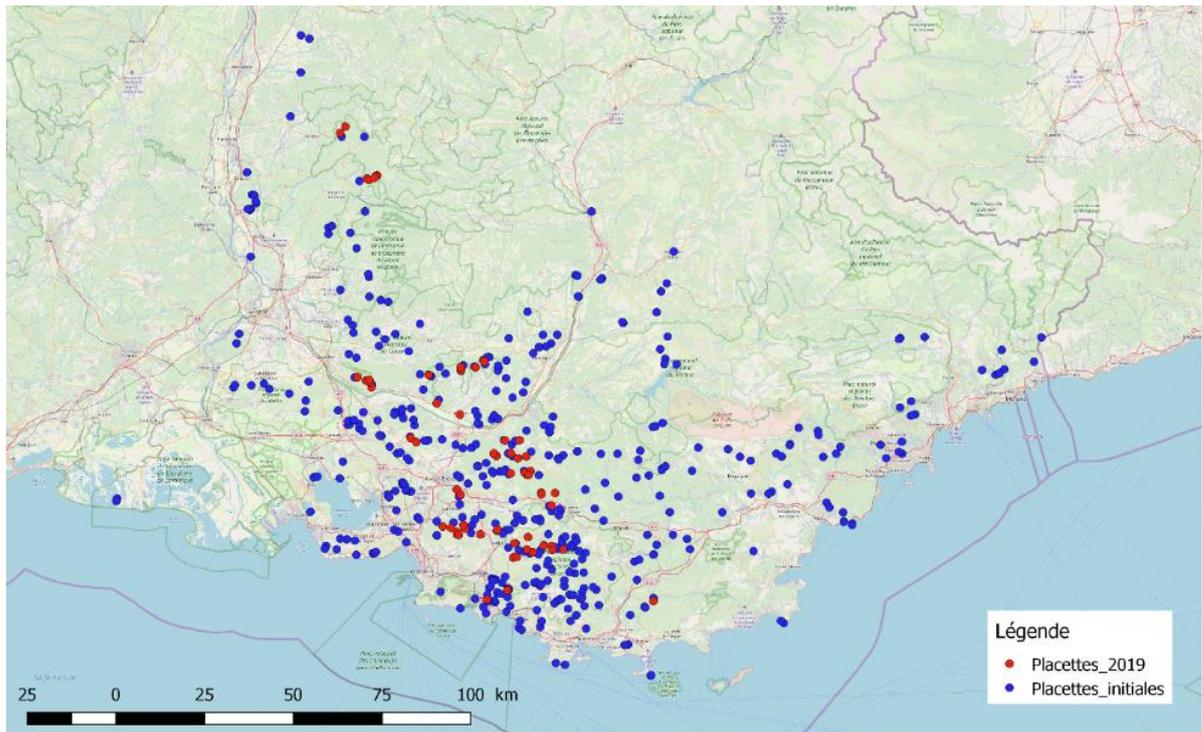


Figure 1 : Carte de la zone d'étude avec, en rouge, les placettes inventoriées en 2019 et, en bleu, les placettes inventoriées de 1995 à 2000

Dans le but d'établir un modèle bioclimatique, puis d'étudier l'autécologie du pin d'Alep Vennetier et al. ont mis en place un réseau de 509 placettes permanentes réparties sur l'ensemble de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur et sur le département de la Drôme (Vennetier et al., 2008, 2010 ; Fig.1). Ces placettes ont été sélectionnées car elles étaient peu perturbées par l'homme et qu'elles sont représentatives d'une station forestière particulière. D'une surface de 400 m² environ, elles sont soit circulaires, soit rectangulaires afin d'être les plus homogènes possible. Elles ont toutes fait l'objet, de 1995 à 2000, d'un inventaire floristique et de relevés topographiques et pédologiques.

En 2008, 49 de ces placettes ont été ré-inventoriées afin d'établir si la végétation forestière avait évolué depuis la première série d'inventaires (Vennetier et al., 2009). Sélectionnées dans le département des Bouches-du-Rhône, la végétation de ces placettes a été recensée.

Ces données ont été complétées par la caractérisation de l'ancienne occupation du sol lors de mon stage de première année de master (Ficara, 2018), permettant de distinguer les

placettes de forêt ancienne et de forêt récente. Cette classification des placettes a été réalisée à partir de la carte de l'Etat-Major (datant de 1820-1866), sur le site internet Géoportail¹.

Plan d'échantillonnage

L'objectif de cette étude était de ré-inventorier une centaine de ces placettes préalablement établies et mesurées. En premier lieu, les 49 placettes ré-inventoriées en 2008 ont été privilégiées afin de comparer l'évolution de la composition floristique au cours de deux périodes : de 1995-2000 à 2008 et de 2008 à 2019. Par la suite, les placettes initiales n'ayant pas subi d'incendie, d'urbanisation ou de défrichement, ont été conservées dans l'échantillon.

L'élimination des placettes brûlées s'est réalisée en deux étapes. Tout d'abord, les placettes initiales ont été superposées à une couche SIG des feux de forêts de 1899-2012 et 2017, fournie par la DDTM² et l'ONF (en utilisant le logiciel QGIS ; coordonnées Lambert III, code de projection : 27573). Ensuite, pour couvrir les périodes manquantes (2013-2016 et 2018), les données nécessaires ont été récupérées via le site Prométhée³ : seuls les feux d'une surface minimum de 100 m² ont été conservés, et les placettes situées à l'intérieur et en limite des feux ont été éliminées. Au final, 353 placettes dont 36 inventoriées en 2008, n'ont pas subi d'incendie et ont pu être gardées dans l'échantillonnage.

Dans un second temps, la sélection a été affinée à partir de la couche SIG CORINE Land Cover (2018) afin de déterminer s'il y a eu un changement d'occupation des sols (par exemple de forêt à terrain agricole). Cette étape n'a permis d'éliminer aucune autre placette.

Enfin, les placettes restantes ont été réparties en fonction de leur topographie, de leur altitude et de l'indice de climat lumineux de Becker (IKR ; Annexe 1) et sélectionnées pour couvrir chaque catégorie et maximiser la couverture spatiale de l'étude.

Lors de la phase de terrain, certaines placettes, avec une localisation GPS inexacte ou imprécise n'ont pas pu être retrouvées et d'autres ont dû être supprimées de l'échantillon suite à une coupe forestière ou à une urbanisation n'ayant pas été signalée dans la base de données CORINE Land Cover, mais ayant impacté fortement la végétation. De ce fait, 72 placettes ont pu être inventoriées de février à juin 2019, 36 d'entre elles ayant déjà fait l'objet d'un ré-inventaire en 2008 (Fig.1).

Protocole de terrain

Le protocole (Annexe 2) a été construit de manière à améliorer les méthodes d'inventaires des précédentes études, tout en conservant leurs bases afin d'effectuer une comparaison de l'ensemble des données.

Des placettes, de préférence carrées, d'environ 400 m² chacune ont été délimitées. Dans le cas d'un peuplement très dense, des placettes de forme circulaire ont pu être mises en place. Elles ont fait l'objet d'un relevé botanique complet et détaillé, de mesures de la densité et structure du peuplement, et d'une notation de l'état sanitaire des arbres dominants et du peuplement.

Tout d'abord, chaque espèce végétale présente au sein de la placette a été répertoriée, puis son abondance a été notée selon le coefficient d'abondance-dominance simplifié de Braun-Blanquet (Tab.1).

¹ <https://www.geoportail.gouv.fr/>

² Direction départementale des territoires et de la mer

³ www.promethee.com

Ensuite, pour déterminer la densité du peuplement en nombre d'individus (par hectare) et la surface terrière de bois (m²/ha), il a été nécessaire de mesurer la circonférence à 1,30 m de chaque arbre au sein de la placette ayant un diamètre minimum de 5 cm.

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*) puis de toutes les espèces confondues a été estimé dans chaque strate verticale de la canopée (0 à 0,5 m ; 0.5 à 3 m ; 3 à 6 m ; 6 à 10 m ; > 10 m). Si un individu présente un houppier divisé sur deux strates, il n'est pris en compte que dans la strate où il y a plus de 50% de son houppier.

Enfin, à partir des protocoles DEPEFEU⁴ et ARCHI, l'état sanitaire du pin d'Alep, du chêne vert et du chêne pubescent ont été estimés. Pour cela ont été choisis des arbres dominants ou co-dominants, situés de préférence au sein de la placette, ou à proximité, dans des conditions stationnelles équivalentes. La hauteur et la circonférence de chacun d'eux ont été mesurées et deux notes leur ont été attribuées : (1) un pourcentage de déficit foliaire basé en partie sur la transparence du houppier, (2) et un pourcentage de branches mortes au sein du houppier. Il est important de noter que cette observation n'est effectuée que sur la partie notable du houppier, c'est-à-dire la partie du houppier qui est à la lumière et qui ne subit pas de concurrence ou de compétition. Cette précaution permet d'exclure la mortalité des branches due au processus d'élagage naturel (voir détails en Annexe 2). Par ailleurs l'état sanitaire du peuplement a été estimé en attribuant un pourcentage de bois mort dans les cinq strates établies.

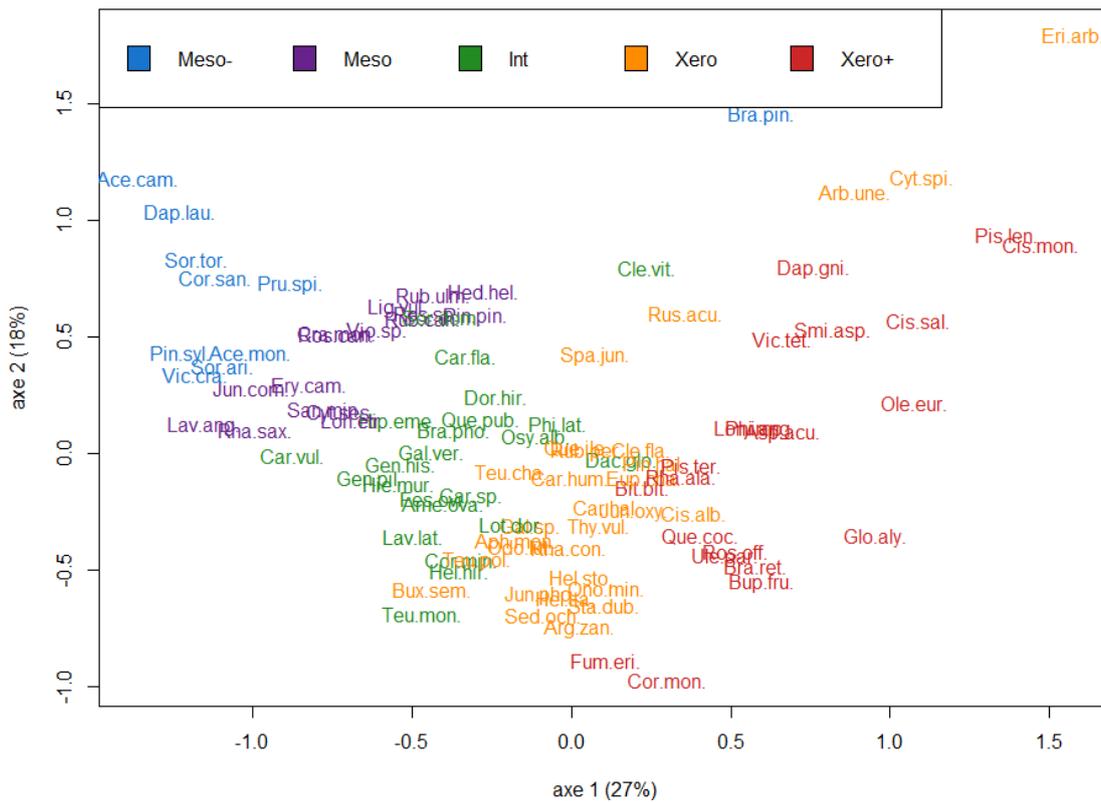
Tableau 1 : Coefficient d'abondance-dominance simplifié de Braun-Blanquet.
R = Recouvrement

1	Quelques individus ; <5%
2	Individus plus nombreux mais avec un R <5%
3	5% < R < 25%
4	25 % < R < 50%
5	50% < R < 75%
6	75% < R

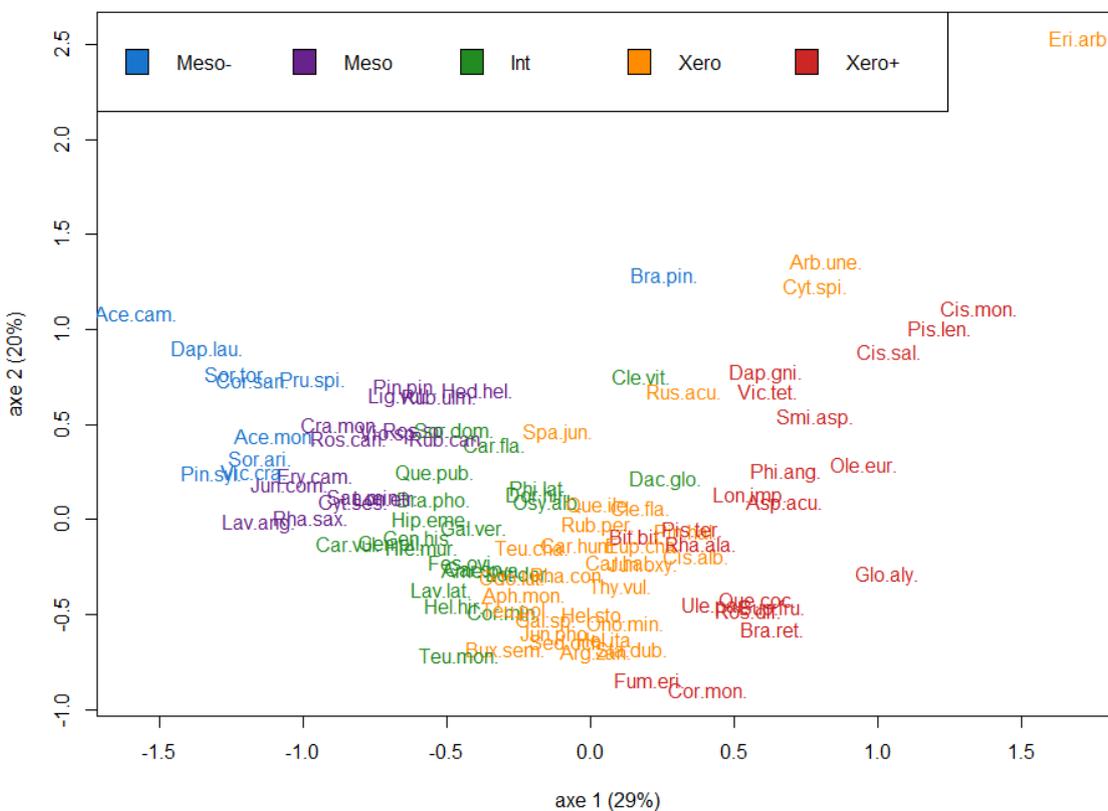
Analyses statistiques

Les données ont été traitées avec des analyses multivariées, à partir du logiciel R (library ade4), sous deux formes : en présence-absence ainsi qu'en abondance à partir des coefficients de Braun-Blanquet. Les analyses factorielles des correspondances (AFC) réalisées selon ces deux méthodes ne sont pas très différentes l'une de l'autre : les espèces étant distribuées de la même manière le long des axes 1 et 2 des AFC (Fig.2). Ainsi, dans la suite de ce mémoire, seront privilégiées les analyses en abondance, qui apportent plus de précisions sur la distribution des espèces et plus de poids aux espèces majoritaires. Ces AFC ont été construites à partir de l'ensemble des relevés effectués en 1995-2000, 2008, et 2019. Pour que les placettes inventoriées deux ou trois fois n'aient pas plus de poids dans l'analyse que celles étudiées une seule fois, une pondération inversement proportionnelle au nombre d'inventaires a été ajoutée pour chaque placette (library made4). De plus, afin de réduire le bruit lié aux espèces très peu présentes dans la région d'étude, seules les espèces ayant une fréquence supérieure à 5% sont conservées, soit 99 espèces sur les 449 trouvées lors des trois séries d'inventaires réunies.

⁴ DEPErissage d'essences FEUillues. Mis en place par le département de la santé des forêts (DSF)



(a)



(b)

Figure 2 : AFC pondérée (a) en présence-absence et (b) en abondance-dominance. Les espèces ont été classées en fonction de leur niveau de tolérance à la sécheresse : mésophiles (Meso-), légèrement mésophiles (Meso), intermédiaires (Int), xérophiles

Dans un premier temps, les données sont analysées de manière statique (sans prendre en compte l'évolution temporelle de la composition floristique) afin de caractériser la distribution des placettes et des espèces en fonction de variables topo-édaphiques (Tab.2), provenant des études de Vennetier et al. (2008 et 2010). Pour cela, une analyse canonique des correspondances (ACC ; library vegan) a été effectuée afin de mettre en évidence les relations entre les espèces, les placettes et les variables. Pour tester la significativité des axes et être sûr de la validité du modèle, des Anova par test de permutation ont été réalisées. La première permet de tester la significativité du modèle et donc de savoir s'il est justifié d'utiliser ce type d'analyse multivariée. La deuxième teste la significativité des variables environnementales et la troisième celle des axes afin de déterminer s'ils apportent des informations et une explication à la distribution des espèces et des placettes dans l'espace.

Tableau 2 : Description des variables topo-édaphiques

Variabes	Description
TopG	Topographie générale : (1) plaine, (2) vallée, (3) vallon, (4) plateau, (5) replat, (6) sommet, (7) haut de pente, (8) mi-pente, (9) bas-pente, (10) croupe
TopS	Topographie stationnelle : (1) concave, (0) plane, (-1) convexe
AffG	Pourcentage d'affleurement rocheux : (0) 0%, (1) 1 à 10 %, (2) 10 à 30 %, (3) 30 à 100 %
ProT	Profondeur totale du sol : une valeur élevée correspond à une profondeur du sol importante
Fsup	Formation superficielle : (1) roche mère nue, (2) altération, (3) colluvion, (4) alluvion, (5) éboulis, (6) restanques, (7) autres
Fsja	Formation sous-jacente : (1) roche mère, (2) altération, (3) colluvion, (4) alluvion, (5) éboulis, (6) restanques, (7) autres
IKR	Indice de climat lumineux de Becker : frais (< 0,8), neutre (0,8 > X > 1,1), chaud (> 1,1)

Pour compléter ces observations, une régression PLS (Partial Least Squares regression ; library plsdepot) a été employée pour expliquer la distribution des espèces sur les axes 1 et 2 de l'AFC pondérée, à partir des indices d'Ellenberg (Annexe 3). Ceux-ci correspondent à des valeurs comprises entre 1 et 12, indiquant la tolérance des espèces végétales pour sept facteurs environnementaux : la lumière, la température, l'humidité, l'acidité, la continentalité, la salinité et l'azote. Ce type de régression est privilégié par rapport à une régression linéaire multiple car elle permet l'utilisation de variables fortement corrélées entre elles, ce qui est le cas ici. Par ailleurs, les espèces ont été classées en fonction de leur niveau de tolérance à la sécheresse : mésophiles (Meso-), légèrement mésophiles (Meso), intermédiaires (Int), xérophiles (Xero), et très xérophiles (Xero+) définies par Vennetier et al. (2008). Leur disposition sur l'AFC pondérée permet d'aider à la compréhension des résultats précédents.

Enfin, l'ensemble des placettes a été séparé en deux groupes : les placettes de forêts anciennes et les placettes de forêts récentes. Ces dernières regroupent des anciennes utilisations des sols variées : les cultures, les prairies, les vignes et les pâquis. L'ajout de cette variable et la réalisation d'un test paramétrique de comparaison de moyennes (test de Student) ont permis d'observer s'il y a une différence dans la distribution de ces deux types de forêts le long des gradients topo-édaphiques.

Dans un second temps, le jeu de données est analysé temporellement pour rendre compte de l'évolution potentielle de la végétation depuis 20 ans. D'une part, le déplacement de chaque placette le long des axes 1 et 2 de l'AFC pondérée a été calculé entre chaque période : entre 1995-2000 et 2019, entre 1995-2000 et 2008 et entre 2008 et 2019. Pour savoir si le déplacement moyen a suivi la même tendance entre ces trois laps de temps, les trois jeux de données de déplacement sur l'axe 1, puis sur l'axe 2, ont été comparés à partir du test de Student. Ce même test a aussi permis de regarder si ces déplacements étaient significatifs (c'est-à-dire significativement différents de 0 le long des axes) ou non. Afin de déterminer les causes de ces déplacements, une régression PLS a été réalisée en utilisant comme variables explicatives : des variables climatiques issues de la base de données SAFRAN⁵, et des variables reliées à la densité et au couvert forestier (Tab.3). Pour vérifier la validité et la robustesse des régressions les indices R^2 et Q^2 sont utilisés. La valeur de R^2 étant comprise entre 0 et 1, plus elle est élevée, plus la qualité de prédiction du modèle est bonne. De plus, une valeur de Q^2 positive indique que le modèle est pertinent, et plus cette valeur est proche de celle de R^2 , plus le modèle est robuste. Par ailleurs, un test non paramétrique de comparaison de moyennes (test de Wilcoxon) a été utilisé pour étudier la différence de déplacement des placettes en fonction de (i) la présence ou non de perturbations récentes mais peu intenses (observées sur les lieux par les charbons révélant les incendies, les traces de gestion forestière, ou d'abrouissement et de retournement du sol par la faune), et (ii) les anciennes occupations des sols.

D'autre part, l'évolution de la végétation en 20 ans a été étudiée de trois façons supplémentaires : premièrement en réalisant une différence d'occurrence des espèces entre 1995-2000 et 2019, deuxièmement en calculant la différence d'abondance-dominance des espèces entre ces deux périodes, et troisièmement en déterminant le nombre d'espèces ayant subi un changement d'abondance-dominance. A partir de ces résultats, trois régressions PLS ont été construites en utilisant les mêmes variables explicatives que précédemment (Tab.3). De plus, pour identifier si cette évolution se distingue entre les forêts anciennes et les forêts récentes, un test de Wilcoxon a été à nouveau utilisé. Enfin, un bilan (1) du nombre d'espèces apparues ou disparues, (2) de l'augmentation ou de la réduction de l'abondance-dominance des espèces et (3) du nombre d'espèces ayant gagné ou perdu en abondance-dominance, en fonction de leur niveau de tolérance à la sécheresse entre 1995-2000 et 2019, a été fait, accompagné d'un test de Student pour définir s'il y a une différence significative entre les gains et les pertes. Pour aboutir à ces trois points, les gains et les pertes ont été sommés pour chaque placette, puis une moyenne de ces résultats a permis d'obtenir les gains et pertes globaux par niveau de tolérance à la sécheresse.

⁵ Vidal, J.-P., E. Martin, L. Franchistéguy, M. Baillon, and J.-M. Soubeyroux. 2009. A 50-year high-resolution atmospheric reanalysis over France with the Safran system. *International Journal of Climatology*, DOI: 10.1002/joc.2003/

Tableau 3 : Variables explicatives utilisées dans le cadre de la régression PLS

	Variables	Description
Variabiles climatiques moyennes Moyennes, pour chaque variable, de l'année 1959 à l'année 2016	Tmean_sum	Température moyenne pour les mois d'été
	Tmean_winspraut	Température moyenne pour le reste de l'année
	Precip_sum	Précipitations moyennes pour les mois d'été
	Precip_winspraut	Précipitations moyennes pour le reste de l'année
	ETP_P_sum	Déficit hydrique moyen pour les mois d'été
	ETP_p_winspraut	Déficit hydrique moyen pour le reste de l'année
Variabiles d'évolution du climat Différence entre la moyenne des variables de la période 1996-2016 et de la période 1980-2000	diff_Tmean_sum	Evolution des températures moyennes entre 1996-2016 et 1980-2000 pour les mois d'été
	diff_Tmean_winspraut	Evolution des températures moyennes entre 1996-2016 et 1980-2000 pour le reste de l'année
	diff_Precip_sum	Evolution des précipitations moyennes entre 1996-2016 et 1980-2000 pour les mois d'été
	diff_Precip_winspraut	Evolution des précipitations moyennes entre 1996-2016 et 1980-2000 pour le reste de l'année
	diff ETP_P_sum	Evolution du déficit hydrique moyen entre 1996-2016 et 1980-2000 pour les mois d'été
	diff ETP_p_winspraut	Evolution du déficit hydrique moyen entre 1996-2016 et 1980-2000 pour le reste de l'année
Variabiles de densité et de couvert forestier	C_0_0.50_m	Pourcentage de recouvrement de la végétation dans la strate 0-0,50 m
	C_0.50_3_m	Pourcentage de recouvrement de la végétation dans la strate 0,50-3 m
	C_3_10_sup	Pourcentage de recouvrement de la végétation dans la strate 3-10 m et plus
	BM_0_0.50_m	Pourcentage de branches mortes dans la strate 0-0,50 m
	BM_0.50_3_m	Pourcentage de branches mortes dans la strate 0,50-3 m
	BM_3_10_sup	Pourcentage de branches mortes dans la strate 3-10 m et plus
	G vivant m ² ha	Surface terrière du bois vivant sur pieds
	G mort m ² ha	Surface terrière du bois mort sur pieds
	Défoliation	Moyenne par placette du pourcentage de déficit foliaire du pin d'Alep et du chêne vert

III – Résultats

Sur la totalité des placettes inventoriées entre 1995 et 2000, soit 509 placettes, 49 d'entre elles ont été ré-inventoriées en 2008 et 72 en 2019. Lors de ces trois séries d'inventaires, le nombre d'espèces répertoriées a été respectivement de 378, 157 et 236 espèces, dont 101, 94 et 105 ayant une fréquence supérieure à 5%. Les similarités et différences entre ces placettes inventoriées ont été représentées dans une AFC (Fig.3) selon leur composition floristique (Fig.2b).

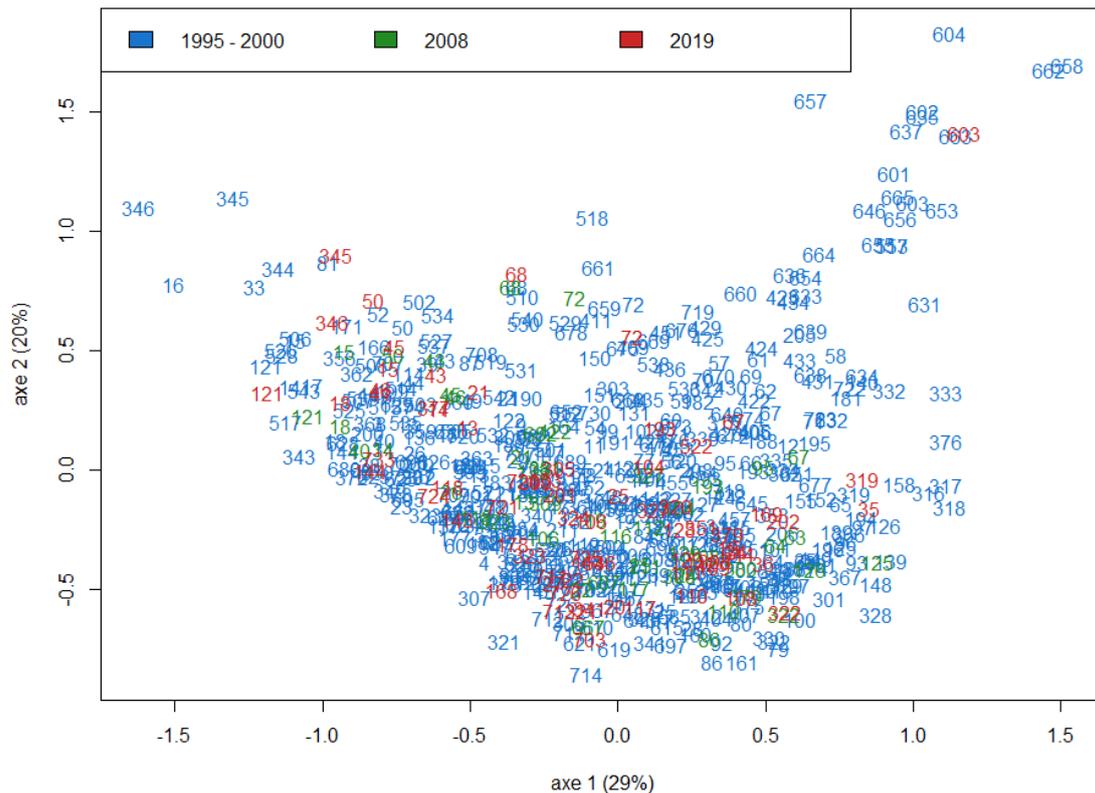


Figure 3 : AFC pondérée montrant la distribution de l'ensemble des placettes inventoriées en 1995-2000 (bleu), en 2008 (vert) et en 2019 (rouge)

Distribution des espèces selon leur écologie et les conditions stationnelles

Afin de mettre en relation la distribution des espèces et des placettes au sein de la région d'étude avec les variables topo-édaphiques (Tab.2), une ACC a été effectuée (Fig.4). L'analyse de variance effectuée sur l'ACC montre que le modèle est cohérent et confirme l'intérêt de cette démarche (p -value < 0,001). Celles effectuées sur les variables topo-édaphiques et les axes de l'analyse indiquent que toutes les variables sont significatives (p -value < 0,05), tout comme les axes 1 à 4 (p -value < 0,01). Sur cette ACC, des espèces comme *Daphne laureola* et *Sorbus aria* se situent dans les valeurs négatives de l'axe 1, opposées à des espèces comme *Ononis minutissima* et *Globularia alypum* qui se trouvent du côté des valeurs positives de l'axe. En regardant leurs caractéristiques écologiques, un gradient de lumière est mis en évidence le long de l'axe 1 : des espèces plutôt sciaphiles vers des espèces plutôt héliophiles (de gauche à droite). Un deuxième gradient ressort également de cette figure : du bas à droite vers le haut à gauche, les espèces suivent un gradient d'humidité, avec respectivement des espèces de milieux secs comme *Coris monspeliensis* et des espèces de milieux plus humides comme *Crataegus monogyna*. Ces observations sont cohérentes avec

les variables topo-édaphiques de l'ACC (en bleu) : par exemple, plus la profondeur totale du sol (ProT) est importante, plus il y a d'eau disponible pour les espèces, et plus il y a d'affleurements rocheux (AffG), plus la disponibilité en eau dans le sol sera faible.

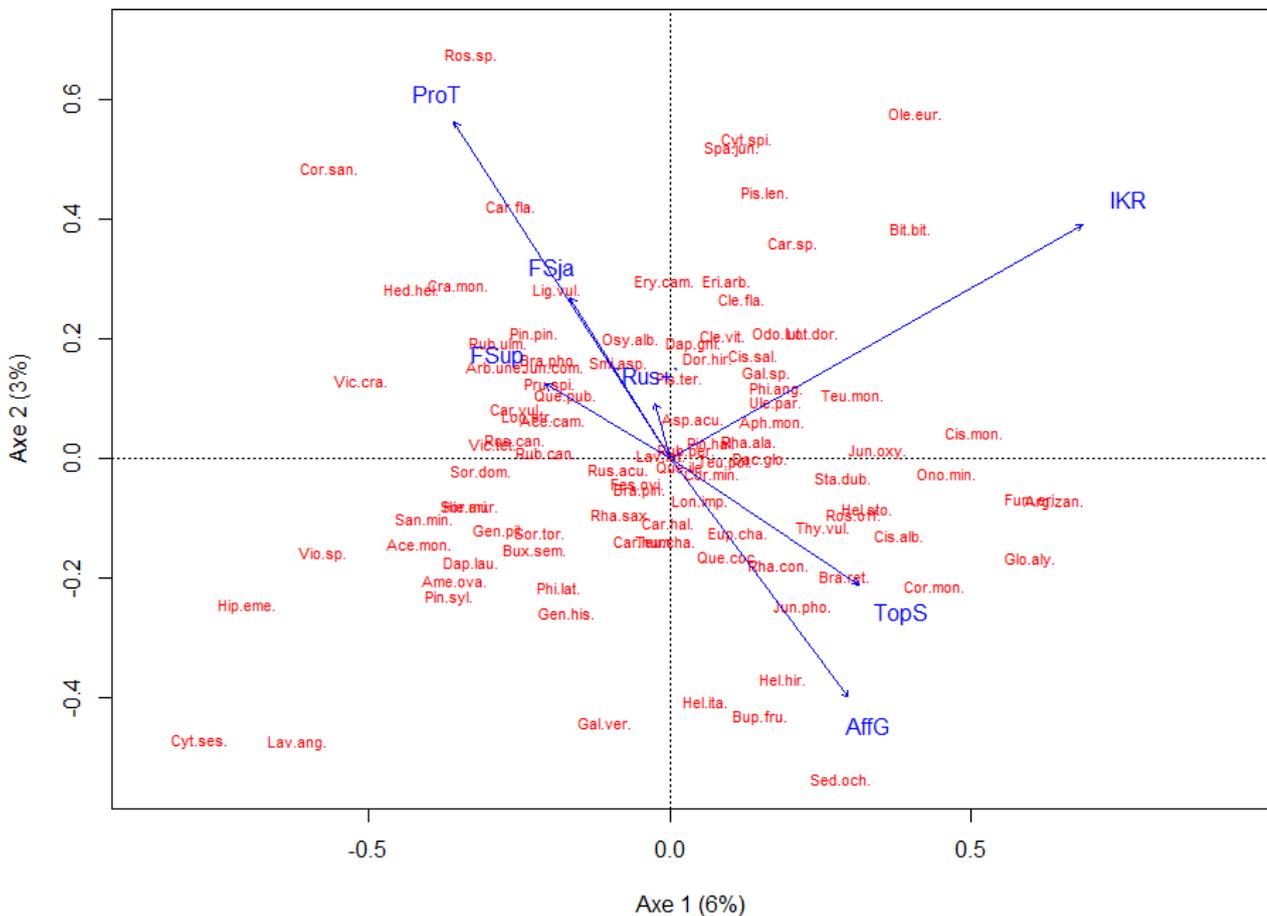


Figure 4 : ACC représentant la distribution des espèces en fonction des variables topo-édaphiques

Ce résultat se confirme par l'analyse du cercle de corrélation issu de la régression PLS (Fig.5) qui explique la répartition des espèces le long des axes de l'AFC (Fig.2b) en fonction des indices d'Ellenberg. En effet, l'axe 1 est très corrélé à l'indice de lumière (OEK_L) et l'axe 2 est corrélé à l'indice d'humidité (OEK_F).

Par ailleurs, en classant les espèces en fonction de leur niveau de tolérance à la sécheresse déterminé par Vennetier et al.(2008) et en les représentant sur l'AFC (Fig.2b), il est notable que les espèces suivent un gradient de sécheresse, de la plus mésophile à gauche à la plus xérophile à droite.

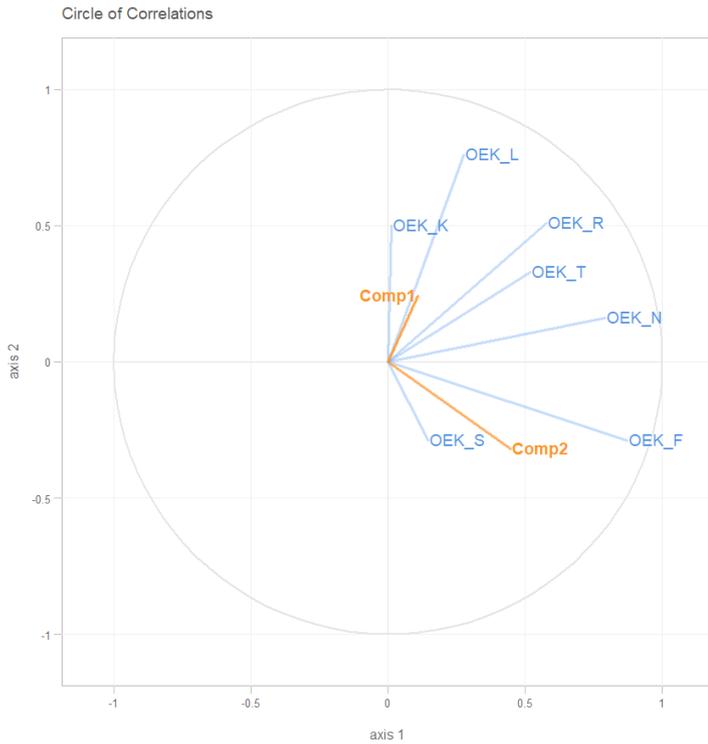


Figure 5 : Cercle de corrélation de la régression PLS entre la répartition des espèces le long des axes 1 (Comp1) et 2 (Comp2) de l'AFC en fonction des indices d'Ellenberg. :

- OEK_K (continentalité) élevé indique que l'espèce est principalement retrouvée dans les climats continentaux.
- OEK_L (lumière) élevé indique que l'espèce est héliophile.
- OEK_R (acidité) élevé indique que l'espèce apprécie les sols alcalins.
- OEK_T (température) élevé indique que l'espèce est thermophile.
- OEK_N (azote) élevé indique que l'espèce est nitrophile.
- OEK_F (humidité) élevé indique que l'espèce se retrouve dans les milieux humides voire aquatiques.
- OEK_S (salinité) élevé indique que l'espèce tolère une salinité du milieu forte.

Enfin, afin de comparer la distribution des 261 forêts anciennes aux 248 forêts récentes, les placettes ont été regroupées dans l'AFC (couleur différente en fonction de leur ancienne occupation du sol ; Fig.6). Cela permet de constater que les forêts anciennes sont à priori plus humides et fermées que les forêts récentes. Par ailleurs, en comparant leur position le long des axes 1 et 2 (test de Student), il y a bien une différence significative entre ces deux types de forêts (p -value < 0,05).

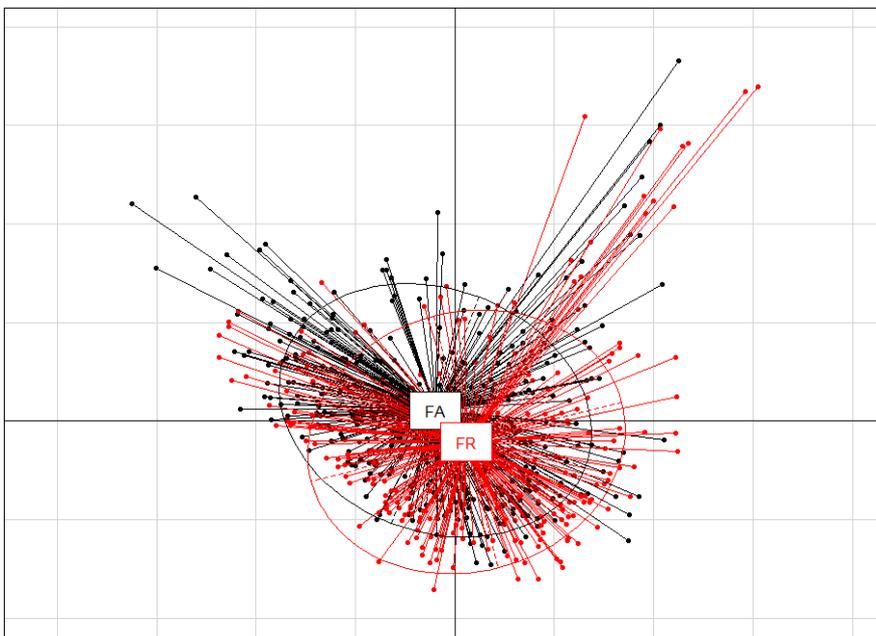
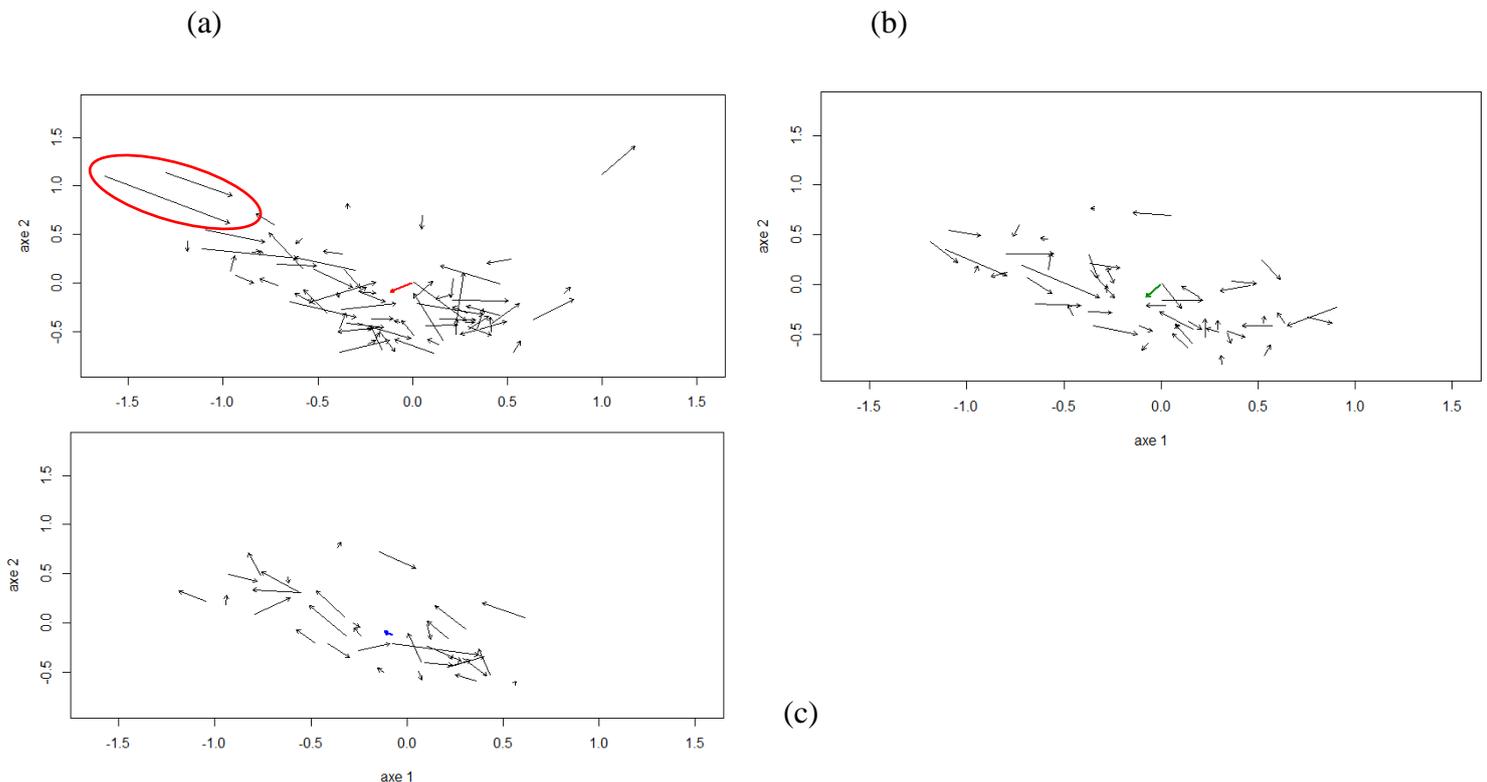


Figure 6 : Répartition des placettes de forêts anciennes (noir) et de forêts récentes (rouge) dans l'AFC.

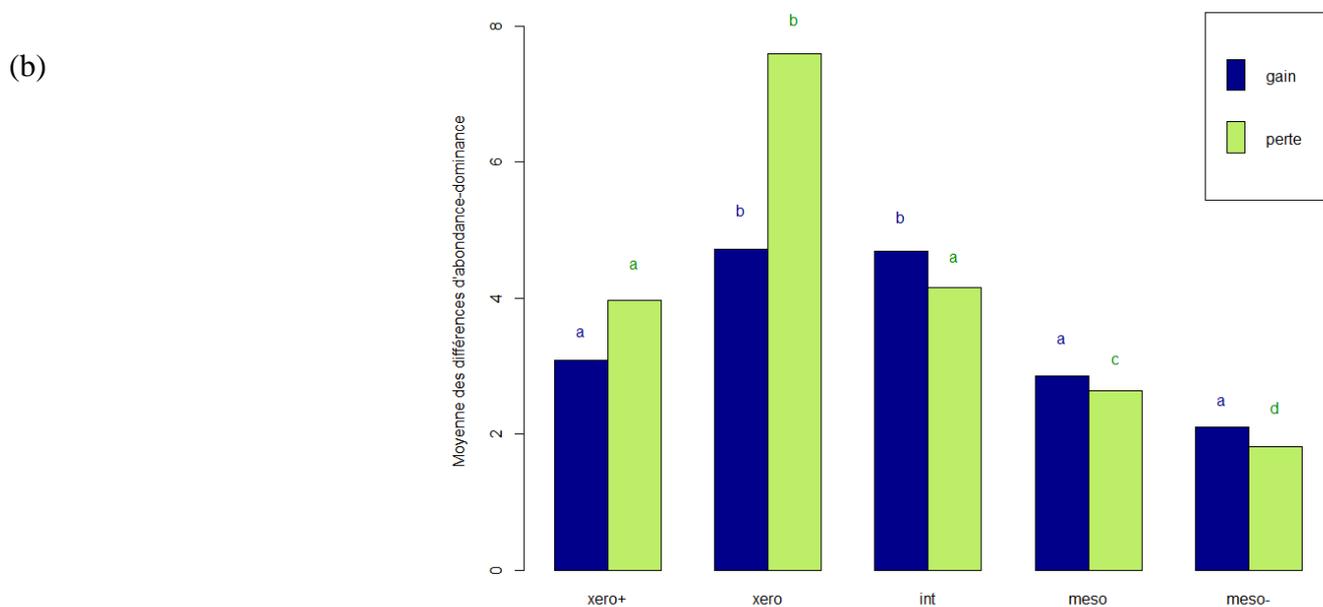
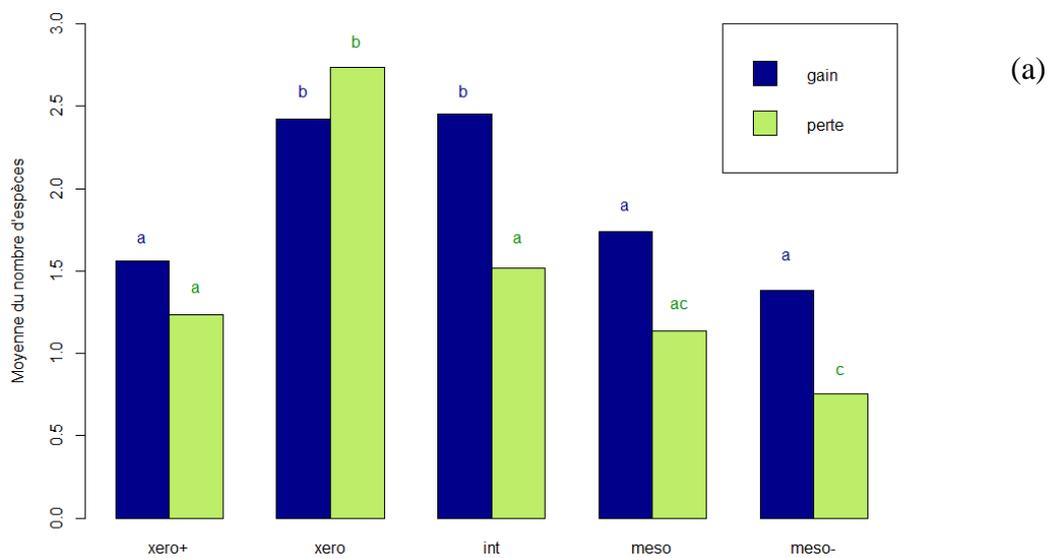
Analyses temporelles

A partir de l'AFC effectuée sur toutes les données (toutes placettes et toutes années ; Fig.3), il a été constaté que les placettes se sont déplacées, en 20 ans, le long des axes de l'AFC (Fig.7), révélant une modification de la composition floristique. Par ailleurs, un test de Student a permis de comparer le déplacement moyen des placettes sur chaque axe. D'après les résultats obtenus, seuls le déplacement le long de l'axe 1 de 1995-2000 à 2019 et le déplacement le long de l'axe 2 de 2008 à 2019 sont significativement différents de 0 (p -value $< 0,05$). De plus, seul le déplacement sur l'axe 2 pour la période 1995-2000 à 2008 est significativement différent (p -value $< 0,05$) de ceux observés pour les deux autres laps de temps. Il est également important de souligner que les déplacements moyens semblent tendre vers une flore plus sciaphile de milieu fermé (Fig. 9a et 9b). Mais certaines placettes peuvent montrer un déplacement inverse (ex : placettes de forêts anciennes entourées en rouge) allant des valeurs négatives vers les valeurs positives de l'axe 1, et des valeurs positives vers les valeurs négatives de l'axe 2, c'est-à-dire, d'un milieu fermé et humide à un milieu plus ouvert et plus sec.

Pour déterminer les causes de ces déplacements, une régression PLS utilisant les variables climatiques et de structure du peuplement (Tab.3) a été réalisée. Avec un Q^2 négatif de $-0,03$ et des valeurs de R^2 de $0,12$ et $0,18$ pour les axes 1 et 2, respectivement, nous considérons que le modèle n'est pas fiable et que les variables testées n'expliquent pas les variations de déplacement temporel observées. D'autres tests ont alors été effectués pour expliquer ce déplacement à partir des traces de feu, des coupes d'arbres et autres traces observées sur le terrain. Seul le test mettant en relation les coupes d'arbres avec le déplacement sur l'axe 2 de l'AFC est sorti significatif (test non paramétrique de Wilcoxon ; p -value $< 0,01$) : les coupes entraînant un déplacement vers un milieu plus sec et ouvert. De plus, ce même test statistique a été appliqué pour confronter les deux anciennes occupations du sol, mais aucune différence n'est apparue entre le déplacement au sein des forêts anciennes et celui au sein des forêts récentes : leur flore a évolué de la même manière ces dernières années.



La figure 8 illustre, quant à elle, (a) les gains et les pertes d'espèces, (b) les gains et pertes d'abondance-dominance des espèces, et (c) le nombre d'espèces ayant eu un gain ou une perte d'abondance dominance, en fonction de leur niveau de tolérance à la sécheresse. Dans le cas de la figure 8a, les tests de Student révèlent que les espèces xérophiles et intermédiaires ont plus gagné en présence que les espèces très xérophiles, légèrement mésophiles et mésophiles. Par contre, les espèces xérophiles sont aussi celles qui ont disparu dans le plus de placettes par rapport aux autres espèces. Ensuite, la figure 8b montre que les espèces xérophiles et intermédiaires sont plus abondantes que les espèces très xérophiles, mésophiles et légèrement mésophiles. Cependant, les espèces xérophiles ont aussi perdu, bien plus que les autres groupes, en abondance-dominance. Cette observation est renforcée par la figure 8c qui illustre un nombre d'espèces xérophiles moyen, ayant perdu en abondance-dominance, supérieur à celui des autres espèces.



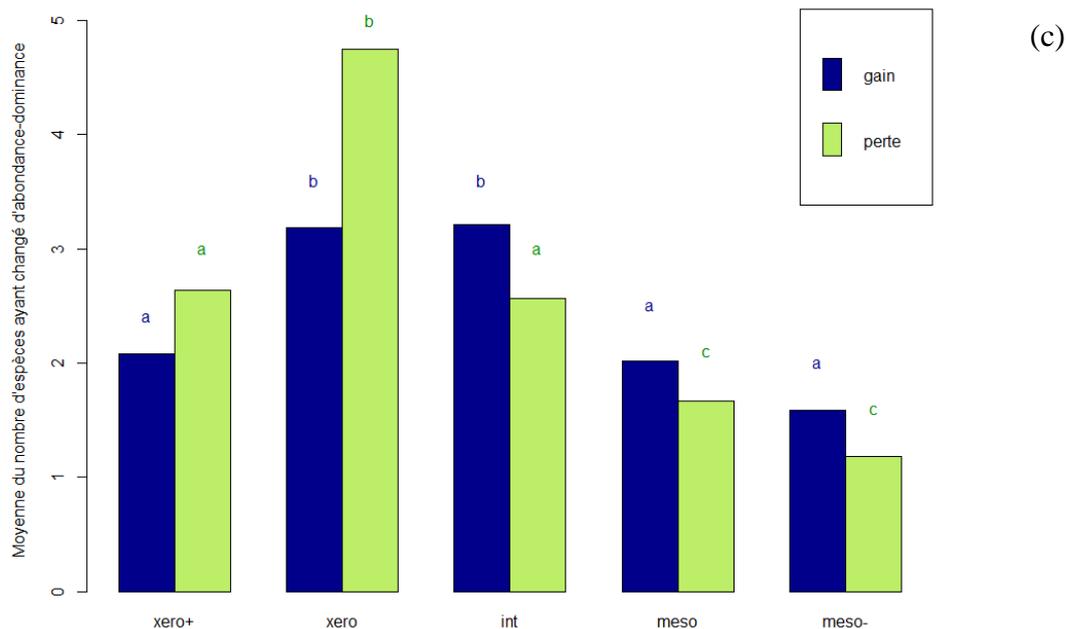


Figure 8 : (a) Moyenne des pertes et gains d'occurrence des espèces, (b) moyenne des différences d'abondance-dominance des espèces et (c) moyenne du nombre d'espèces ayant changé d'abondance-dominance, par placettes entre 1995-2000 et 2019 selon leur tolérance à la sécheresse.

Les différentes lettres indiquent des différences significatives entre espèces ($p < 0,05$).

Enfin, le changement temporel de composition floristique entre 1995-2000 et 2019 a aussi été étudié en analysant : (1) la différence d'occurrence des espèces, (2) leur différence d'abondance-dominance et (3) le nombre d'espèces ayant changé d'abondance-dominance. Les trois régressions réalisées pour expliquer ces évolutions en fonction des variables climatiques et de la structure du peuplement ont abouti à des Q^2 négatifs et des R^2 très faibles (Tab.4), ce qui montre que le modèle n'est pas fiable. En outre, ces évolutions ne se distinguent pas entre les forêts anciennes et les forêts récentes, puisque chaque test de Wilcoxon a conduit à un résultat non significatif (Tab.5).

Tableau 4 : Valeurs des Q^2 et R^2 pour les trois régression PLS

Variabiles à expliquer	Q^2	R^2 axe 1	R^2 axe 2
Différence d'occurrence	-0.09	0.11	0.11
Différence d'abondance-dominance	-0.09	0.16	0.07
Nombre d'espèces ayant changé d'abondance-dominance	-0.20	0.09	0.08

Tableau 5 : Comparaison entre forêt ancienne et forêt récente, des gains et pertes selon les trois méthodes

	p-value	
	gain	perte
Différence d'occurrence	0.76	0.47
Différence d'abondance-dominance	0.93	0.63

Nombre d'espèces ayant changé d'abondance-dominance	0.82	0.15
--	------	------

IV – Discussion

Distribution des placettes en fonction de leur composition floristique

La richesse spécifique totale déterminée pour chacune des trois périodes d'études montre que le nombre d'espèces répertoriées est croissant en parallèle du nombre de placettes inventoriées. Cette observation, également faite par Amici et al. (2015), est logique puisque plus le nombre de placettes est élevé, plus il y aura une diversité stationnelle importante. La composition floristique se mettant en place en fonction des caractéristiques du milieu, les variations de végétation entre les placettes seront d'autant plus importantes que les stations seront diversifiées. C'est pourquoi la flore au sein de chaque placette détermine sa position dans l'espace de l'AFC (Fig.3) suivant les gradients de lumière et d'humidité (Fig.4). Cette observation avait d'ores et déjà été faite par Vennetier et al. (2008) et confirmée lors de mon stage de M1 (Ficara, 2018), qui montrait que les placettes étaient disposées en fonction de leur composition floristique et se répartissaient le long d'un gradient bioclimatique allant d'un climat chaud et sec à un climat doux et humide et d'un gradient de lumière.

Modification de la composition floristique en 20 ans

En 20 ans, les placettes se sont déplacées le long des axes de l'AFC (Fig.7) via les modifications de leur composition floristique. En faisant l'hypothèse que cette évolution est due au changement climatique, le déplacement moyen des placettes devrait tendre vers des milieux plus secs et ouverts (ouverture du milieu via la défoliation et le dépérissement des essences forestières). Or, c'est l'inverse qui est observé avec une tendance générale vers des milieux fermés avec une atmosphère potentiellement plus humide. Ce déplacement ne serait donc pas lié à l'augmentation des températures et des sécheresses, mais au processus naturel de succession végétale : une fermeture progressive des milieux avec par conséquent l'apparition de conditions plus humides en sous-bois. C'est ce que semble confirmer la figure 8 : alors que le résultat attendu, dans un contexte de changement climatique, était une perte nettement supérieure d'espèces mésophiles par rapport aux espèces xérophiles (Vennetier et al. 2008), cette figure met en évidence une perte significativement supérieure d'espèces xérophiles face aux espèces mésophiles de 1995-2000 à 2019. Ce serait donc plutôt la maturité du peuplement qui contrôlerait cette dynamique (Amici et al., 2015). Ce déplacement vers des milieux plus fermés n'est pas étonnant du fait que les placettes sélectionnées n'ont pas subi de perturbations majeures. Le résultat trouvé ne suit pas la même tendance que celui de Vennetier et al. (2008), qui comparait les gains et pertes d'espèces de 1995-2000 à 2008. Cette variation peut s'expliquer par une méthode d'analyse statistique qui ne serait pas totalement identique ou par une tendance qui aurait changé entre 1995-2000 à 2008 et 2008 à 2019. Il serait donc judicieux de réaliser à nouveau ces analyses avec la même méthodologie et d'en effectuer une nouvelle sur la période 2008-2019. Cependant, le fait que le milieu ait évolué vers une flore de forêts plus matures, en contradiction avec l'évolution observée par Vennetier et al. (2008), probablement suite aux sécheresses 2003-2007, pourrait être dû à une résilience des milieux. En effet, les années 2008 à 2014 ont été plutôt favorables pour la flore et les sécheresses depuis 2015 n'ont peut-être pas encore d'effet visible sur la végétation.

Les régressions PLS effectuées ont montré que les variables environnementales testées ne permettaient pas de comprendre les causes du changement temporel de la végétation. Plusieurs hypothèses peuvent donc être émises quant à l'aboutissement de ces analyses. (1) Tout d'abord, la méthode utilisée sur le terrain n'était peut-être pas la plus adéquate pour cette

étude. En effet, un point important à noter est que lors des premiers relevés, de 1995 à 2000, les placettes mises en place étaient des placettes temporaires : il n'était initialement pas prévu de retourner sur les lieux pour réaliser une étude sur l'évolution de la diversité végétale. Certaines informations comme la taille exacte des placettes ou leur forme n'ont donc pas été retrouvées, ce qui a réduit la précision des inventaires. (2) Par ailleurs, les inventaires ont été réalisés à différentes saisons, de la fin de l'hiver au début de l'été. Ainsi, l'évolution des espèces annuelles n'a pas pu être observée pour toutes les placettes, alors qu'elles sont davantage sensibles aux perturbations, en raison de leur courte durée de vie, par rapport aux espèces vivaces (Lavergne et al., 2006). (3) Ensuite, les données climatiques SAFRAN sont peu précises. Correspondant à des grilles de 8 km, elles couvrent plusieurs placettes à la fois et ne prennent pas en compte leur situation topographique précise qui peut avoir un impact sur le microclimat de la placette. En outre, les périodes choisies pour visualiser l'évolution du climat (1980-2000 et 1996-2016) ne sont peut-être pas adaptées. (4) Une quatrième hypothèse est que le nombre et la diversité des placettes sont insuffisants pour déterminer la cause exacte de cette évolution de la végétation forestière. En effet, sur un total de 72 placettes, certaines stations avec des conditions très particulières, comme des stations chaudes de basse altitude, n'ont pas pu être inventoriées. Il serait donc intéressant de poursuivre la campagne d'étude 2019 en réalisant de nouveaux relevés afin d'augmenter l'hétérogénéité spatiale et regarder si les résultats sont différents de ceux obtenus lors de ces premières analyses. (5) De plus, avec un pas de temps de 20 ans, il est possible que celui-ci soit trop court pour observer une corrélation significative entre le changement climatique et l'évolution de la diversité végétale forestière. C'est pourquoi la réalisation de nouvelles séries d'inventaires, tous les 10 ans par exemple, pourrait être pertinent afin d'observer les effets du changement climatique. En effet, la réponse des espèces face à une perturbation, comme l'acclimatation ou la migration prend du temps et varie d'une espèce à l'autre en fonction de son niveau de tolérance. (6) Enfin, intégrer les traits des espèces, notamment ceux reliés à la sécheresse, dans les analyses, pourrait apporter davantage d'informations quant à l'évolution temporelle de la végétation forestière en fonction du changement climatique. Ceci a été brièvement effectué en utilisant les indices synthétiques d'Ellenberg, mais pourrait être amélioré en utilisant des traits fonctionnels révélant le niveau de tolérance à la sécheresse, avec d'un côté les espèces à croissance rapide et une allocation rapide des ressources, et de l'autre les espèces à croissance lente et une conservation des ressources (Pérez-Ramos et al., 2013). Cette deuxième catégorie, à l'inverse de la première, se caractérise par une faible surface spécifique foliaire (SLA), une forte teneur en matière sèche (LDMC), une forte concentration en carbone (LCC) permettant de privilégier la structure des tissus, ainsi que des feuilles à longue durée de vie et une densité du bois élevée (Lloret et al., 2016 ; Pérez-Ramos et al., 2013 ; Jung et al., 2014). Ces caractéristiques permettent aux espèces les possédant d'augmenter leur capacité de persistance face à un événement de sécheresse plus ou moins intense.

La comparaison entre le déplacement temporel observé et les perturbations répertoriées sur le terrain a permis de voir que les coupes d'arbres ont un effet significatif. Cette gestion forestière permet à des espèces de milieux ouverts de s'installer grâce à l'apport de lumière plus important lié à une densité plus faible. En revanche, les autres perturbations, comme les traces de feu ou d'abrutissement n'ont pas d'impact visible. Ce résultat peut être dû au manque de précision des informations prélevées à ce sujet sur le terrain.

Différences entre forêts anciennes et forêts récentes

La composition floristique des forêts anciennes est significativement différente de celle des forêts récentes (Fig.6). Ce résultat vient appuyer et confirmer celui trouvé lors de mon stage de M1 avec les 325 placettes inventoriées de 1996 à 1998 utilisées par Vennetier et al (2008 ; Ficara, 2018) qui montrait une différence de composition floristique entre les deux anciennes occupations du sol. En effet, les forêts anciennes sont principalement composées d'espèces de milieux fermés et humides alors que les forêts récentes possèdent plus d'espèces de milieux ouverts et secs (Hermy et al., 1999). Cette différence est due aux conditions environnementales qui ne sont pas identiques entre les deux types de forêts. En effet, les forêts récentes étant établies sur des anciennes terres agricoles, les propriétés du sol ne sont pas les mêmes que celles des forêts anciennes puisque les cultures ont fertilisé et acidifié les sols (Dupouey et al., 2002 ; Abadie et al., 2018a). De plus, les espèces spécialistes de forêts anciennes ont des capacités de dispersion et de recrutement limitées qui les empêchent de coloniser les forêts récentes (Hermy et al., 1999 ; Schmidt et al., 2014). Enfin une dernière hypothèse est que les forêts récentes ont fait l'objet d'une succession végétale récente suite à leur développement sur les terres arables abandonnées : des espèces végétales des étapes intermédiaires de la succession, comme les arbustes, y sont donc encore visibles, à contrario des forêts anciennes (Sciama et al., 2009).

Malgré cette distinction marquée entre les deux anciennes occupations du sol, la figure 7a montre le déplacement important de deux placettes (entourées en rouge) de forêts anciennes le long des axes de l'AFC lié à un fort changement de végétation en 20 ans. Ces deux placettes qui tendent vers un milieu plus ouvert et plus sec suivant les gradients d'humidité et de lumière, ont aujourd'hui une composition floristique plus similaire aux autres : des espèces mésophiles comme *Cornus sanguinea* ont disparu entre l'étude initiale et 2019, et des espèces de niveau plus intermédiaires sont apparues comme *Amelanchier ovalis*. Deux hypothèses peuvent expliquer ce constat. Premièrement, les espèces de forêts récentes ont pu coloniser les forêts anciennes grâce à leur capacité de dispersion qui est meilleure que celle des espèces typiques de forêts anciennes (Abadie et al., 2018a). De plus, cette colonisation est favorisée par la proximité entre les deux anciennes occupations du sol, qui se retrouvent souvent côte à côte lors des afforestations (Hermy and Verheyen, 2007). Deuxièmement, si le dépérissement des forêts est important, il y a une ouverture de la canopée, ce qui change les conditions du sous-bois avec une entrée de lumière plus importante (Milad et al., 2011). Cela permet à des espèces plus héliophiles de se développer, ce qui modifie la composition floristique des forêts. Cette évolution montre qu'en 20 ans, il y a de plus en plus de similitudes entre la diversité végétale des forêts anciennes et récentes (Abadie et al., 2018a) et qu'il y a une tendance à l'homogénéisation de la flore à l'échelle régionale.

Pour finir, il n'y a pas de différence significative de la progression de la composition floristique entre les forêts anciennes et récentes : dans les deux cas la flore devient plus représentative de milieux fermés, révélant une sensibilité similaire au changement climatique.

V – Conclusion :

Les analyses effectuées ont montré que la composition floristique des forêts a effectivement évolué en ~ 20 ans vers une flore plus caractéristique des milieux fermés. Cependant, aucun lien avec le changement climatique n'est apparu, ce qui laisse penser que cette évolution de la végétation est due au processus naturel de la succession végétale. Dans ce contexte, nous avons noté que les coupes d'arbres ont un impact sur la flore. Les perturbations récentes des forêts favoriseraient donc une flore typique de milieu ouvert, processus inverse de la succession végétale.

Par ailleurs, il est confirmé que les forêts anciennes et récentes se distinguent bien par leur composition floristique. Néanmoins, l'observation des analyses met en évidence une tendance des forêts anciennes à développer une végétation similaire à celle des forêts récentes. Enfin, l'évolution au sein de ces deux anciennes occupations du sol n'est pas significativement différente, révélant que le changement climatique a soit le même impact dans les forêts anciennes et récentes, soit un effet encore trop faible pour être identifié.

Afin d'améliorer et compléter ces informations, il serait nécessaire, dans un premier temps, de poursuivre la série d'inventaires pour multiplier le nombre et la diversité des placettes inventoriées et pour améliorer la robustesse des analyses. Dans un second temps, la réalisation de nouveaux inventaires, avec un pas de temps de 10 ans, pourrait permettre d'observer davantage les effets du changement climatique sur l'évolution de la flore au sein des forêts méditerranéennes françaises. Par ailleurs, l'ajout des traits fonctionnels des espèces dans les analyses statistiques pourrait donner une précision supplémentaire quant à l'évolution des communautés en terme de leur tolérance à la sécheresse et à l'ombrage.

Références

- Abadie, J., Avon, C., Dupouey, J.-L., Lopez, J.-M., Tatoni, T., and Bergès, L. (2018a). Land use legacies on forest understory vegetation and soils in the Mediterranean region: Should we use historical maps or in situ land use remnants? *Forest Ecology and Management* 427, 17-25.
- Abadie, J., Dupouey, J.-L., Avon, C., Rochel, X., Tatoni, T., and Bergès, L. (2018b). Forest recovery since 1860 in a Mediterranean region: drivers and implications for land use and land cover spatial distribution. *Landscape Ecology* 33, 289-305.
- Acacio, V., Dias, F. S., Catry, F. X., Rocha, M., and Moreira, F. (2017). Landscape dynamics in Mediterranean oak forests under global change: understanding the role of anthropogenic and environmental drivers across forest types. *Glob Chang Biol* 23, 1199-1217.
- Amici, V., Landi, S., Frascaroli, F., Rocchini, D., Santi, E., and Chiarucci, A. (2015). Anthropogenic drivers of plant diversity: perspective on land use change in a dynamic cultural landscape. *Biodiversity and Conservation* 24, 3185-3199.
- Andivia, E., Natalini, F., Fernández, M., Alejano, R., and Vázquez-Piqué, J. (2018). Contrasting holm oak provenances show different field performance but similar resilience to drought events eight years after planting in a Mediterranean environment. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 11, 259-266.
- Blanchet, J., Molinié, G., and Touati, J. (2016). Spatial analysis of trend in extreme daily rainfall in southern France. *Climate Dynamics* 51, 799-812.
- Buffa, G., Del Vecchio, S., Fantinato, E., and Milano, V. (2018). Local versus landscape-scale effects of anthropogenic land-use on forest species richness. *Acta Oecologica* 86, 49-56.
- Chauchard, S., Carcaillet, C., and Guibal, F. (2007). Patterns of land-use abandonment control tree-recruitment and forest dynamics in Mediterranean mountains. *Ecosystems* 10, 936-948
- Cinotti, B. (1996). Evolution des surfaces boisées en France : Proposition de reconstitution depuis le début du XIX^e siècle. *Revue forestière française* 48, 547-562.
- Doblas-Miranda, E., Alonso, R., Arnan, X., Bermejo, V., Brotons, L., de las Heras, J., Estiarte, M., Hódar, J. A., Llorens, P., Lloret, F., *et al.* (2017). A review of the combination among global change factors in forests, shrublands and pastures of the Mediterranean Region: Beyond drought effects. *Global and Planetary Change* 148, 42-54.
- Drobinski, P., Silva, N. D., Panthou, G., Bastin, S., Muller, C., Ahrens, B., Borga, M., Conte, D., Fossier, G., Giorgi, F., *et al.* (2016). Scaling precipitation extremes with temperature in the Mediterranean: past climate assessment and projection in anthropogenic scenarios. *Climate Dynamics* 51, 1237-1257.
- Dupouey, J. L., Dambrine, E., Laffite, J.D., et Moares, C. (2002). Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. *Ecology*. 83, 2978.

FAO (2016). Evaluation des ressources forestières mondiales 2015 : Comment les forêts de la planète changent-elles ? Deuxième édition. Organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture. Rome. ISBN 978-92-5-209283-4.

Fescenko, A., Nikodemus, O., and Brūmelis, G. (2014). Past and Contemporary Changes in Forest Cover and Forest Continuity in Relation to Soils (Southern Latvia). *Polish Journal of Ecology* 62, 625-638.

Ficara, L. (2018). Impact de l'ancienneté des forêts sur la composition des forêts, en région méditerranéenne française. Stage de Master 1 AETPF.

Forner, A., Valladares, F., and Aranda, I. (2018). Mediterranean trees coping with severe drought: Avoidance might not be safe. *Environmental and Experimental Botany* 155, 529-540.

Gauquelin, T., Michon, G., Joffre, R., Duponnois, R., Génin, D., Fady, B., Bou Dagher-Kharrat, M., Derridj, A., Slimani, S., Badri, W., *et al.* (2018). Mediterranean forests, land use and climate change: a social-ecological perspective. *Regional Environmental Change* 18, 623-636.

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]. Genève, Suisse, 161 p.

Hermý, M., Honnay, O., Firbank, L., Grashof-Bokdam, C., and Lawesson, J. E. (1999). An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological conservation* 91, 9-22

Hermý, M., and Verheyen, K. (2007). Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. *Ecological Research* 22, 361-371.

Hewitt, N. (1998). Seed size and shade-tolerance: a comparative analysis of North American temperate trees. *Oecologia* 114, 432-440

IGN (2018). Le mémento : Inventaire forestier. Edition 2018.

Jung, V., Albert, C., Violle, C., Kunstler, G., Loucougaray, G., and Spiegelberger, T. (2014). Intraspecific trait variability mediates the response of subalpine grassland communities to extreme drought events. *Journal of Ecology*. 102, 45-53.

Kouba, Y., Martinez-Garcia, F., de Frutos, A., and Alados, C. L. (2015). Effects of Previous Land-Use on Plant Species Composition and Diversity in Mediterranean Forests. *PLoS One* 10, e0139031.

Lavergne, S., Molina, J., and Debussche, M. (2006). Fingerprints of environmental change on the rare mediterranean flora: a 115-year study. *Global Change Biology*. 12, 1466-1478.

Lionello, P., and Scarascia, L. (2018). The relation between climate change in the Mediterranean region and global warming. *Regional Environmental Change* 18, 1481-1493.

Lloret, F., De la Riva, E., Pérez-Ramos, I., Marañón, T., Saura-Mas, S., Díaz-Delgado, R., and Villar, R. (2016). Climatic events inducing die-off in Mediterranean shrublands: are species' responses related to their functional traits? *Oecologia* 180, 961-973.

López-Tirado, J., and Hidalgo, P. J. (2015). Ecological niche modelling of three Mediterranean pine species in the south of Spain: a tool for afforestation/reforestation programs in the twenty-first century. *New Forests* 47, 411-429.

Lustenhouwer, N., Wilschut, R. A., Williams, J. L., van der Putten, W. H., and Levine, J. M. (2018). Rapid evolution of phenology during range expansion with recent climate change. *Glob Chang Biol* 24, e534-e544.

Mather, A. S., Fairbairn, J., and Needle, C. L. (1999). The course and drivers of the forest transition: the case of France *Journal of Rural Studies* 15, 65-90.

Milad, M., Schaich, H., Bürgi, M., and Konold, W. (2011). Climate change and nature conservation in Central European forests: A review of consequences, concepts and challenges. *Forest Ecology and Management* 261, 829-843.

Misson, L., Limousin, J. M., Rodriguez, R., and Letts, M. G. (2010). Leaf physiological responses to extreme droughts in Mediterranean *Quercus ilex* forest. *Plant Cell Environ* 33, 1898-1910.

Natalini, F., Alejano, R., Vázquez-Piqué, J., Cañellas, I., and Gea-Izquierdo, G. (2016). The role of climate change in the widespread mortality of holm oak in open woodlands of Southwestern Spain. *Dendrochronologia* 38, 51-60.

Pasho, E., Camarero, J. J., de Luis, M., and Vicente-Serrano, S. M. (2011). Impacts of drought at different time scales on forest growth across a wide climatic gradient in north-eastern Spain. *Agricultural and Forest Meteorology* 151, 1800-1811.

Peñuelas, J., Sardans, J., Filella, I., Estiarte, M., Llusà, J., Ogaya, R., Carnicer, J., Bartrons, M., Rivas-Ubach, A., Grau, O., *et al.* (2017). Impacts of Global Change on Mediterranean Forests and Their Services. *Forests* 8.

Pérez-Ramos, I., Volaire, F., Fattet, M., Blanchard, A., and Roumet, C. (2013). Tradeoffs between functional strategies for resource-use and drought-survival in Mediterranean rangeland species. *Environmental and Experimental Botany* 87, 126-136.

Roche, P., Taton, T., and Médail, F. (1998). Relative importance of abiotic and land use factors in explaining variation in woody vegetation in a French rural landscape. *Journal of Vegetation Science* 9, 221-228

Ruffault, J., Martin-StPaul, N. K., Rambal, S., and Mouillot, F. (2012). Differential regional responses in drought length, intensity and timing to recent climate changes in a Mediterranean forested ecosystem. *Climatic Change* 117, 103-117.

Ruiz-Benito, P., Ratcliffe, S., Jump, A. S., Gómez-Aparicio, L., Madrigal-González, J., Wirth, C., Kändler, G., Lehtonen, A., Dahlgren, J., Kattge, J., and Zavala, M. A. (2017). Functional

diversity underlies demographic responses to environmental variation in European forests. *Global Ecology and Biogeography* 26, 128-141.

Schmidt, M., Mölder, A., Schönfelder, E., Engel, F., Schmiedel, I., and Culmsee, H. (2014). Determining ancient woodland indicator plants for practical use: A new approach developed in northwest Germany. *Forest Ecology and Management* 330, 228-239.

Sciama, D., Augusto, L., Dupouey, J.-L., Gonzalez, M., and Moares Domínguez, C. (2009). Floristic and ecological differences between recent and ancient forests growing on non-acidic soils. *Forest Ecology and Management* 258, 600-608.

Tatarinov, F., Rotenberg, E., Maseyk, K., Ogee, J., Klein, T., and Yakir, D. (2016). Resilience to seasonal heat wave episodes in a Mediterranean pine forest. *New Phytol* 210, 485-496.

Valencia, E., Maestre, F. T., Le Bagousse-Pinguet, Y., Quero, J. L., Tamme, R., Borger, L., Garcia-Gomez, M., and Gross, N. (2015). Functional diversity enhances the resistance of ecosystem multifunctionality to aridity in Mediterranean drylands. *New Phytol* 206, 660-671.

Valladares, F., and Niinemets, Ü. (2008). Shade Tolerance, a Key Plant Feature of Complex Nature and Consequences. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39, 237-257.

Vennetier, M., Ripert, C., Maille, E., Blanc, L., Torre, F., Roche, P., Tatoni, T., et Brun, J.J. (2008). A new bioclimatic model calibrated with vegetation for mediterranean forest areas. *Annals of Forest Science*. 65, 711-711.

Vennetier, M., et Ripert, C. (2009). Forest flora turnover with climate change in the Mediterranean region : a case study in southeastern France. *Forest Ecology and Management*. 258, 56-63.

Vidal-Macua, J., Ninyerola, M., Zabala, A., Domingo-Marimon, C., and Pons, X. (2017). Factors affecting forest dynamics in the Iberian Peninsula from 1987 to 2012. The role of topography and drought. *Forest Ecology and Management* 406, 290-306.

Vogt-Schilb, H., Moreau, P.-A., Malaval, J.-C., Schatz, B., and Richard, F. (2018). Effects of long-term landscape dynamics and city growth on biodiversity in the Mediterranean: the case study of Montpellier, France. *Urban Ecosystems* 21, 921-932.

Webb, J. C., and Goodenough, A. E. (2018). Questioning the reliability of “ancient” woodland indicators: Resilience to interruptions and persistence following deforestation. *Ecological Indicators* 84, 354-363.

Zidon, R., Tsueda, H., Morin, E., and MorIn, S. (2016). Projecting pest population dynamics under global warming: the combined effect of inter- and intra- annual variations. *Ecological Applications* 26, 1198-1210

Annexe 1. Tableau de la répartition spatiale des placettes inventoriées et éliminées

Rouge : numéro des placettes éliminées sur le terrain

Noir : numéro des placettes inventoriées

Climat	Zone d'altitude en m	Exposition (IKR)	Plaine	Vallon	Plateau	Replat	Sommet	Haut de pente	Mi pente	Bas de pente	Croupe	
Meso	0 à 200	Frais < 0,8	636						604-638	67		
		Neutre	637							602		
	200 à 400	Chaud > 1,1				351				601-603-635	22-112-320	
		Frais < 0,8	106					111		23-107-327-380-711	178-710	27-193
		Neutre	72-309-68	110-310				379		104	308	644
		Chaud > 1,1						319		35-108-109-113-726		
	400 à 600	Frais < 0,8						169-323		118-123-705		
		Neutre						721		704		
		Chaud > 1,1					122-724	36				
		Frais < 0,8						322-324		117-128-129-703-712-720-725		
	600 à 800	Frais < 0,8						38		168		321
		Neutre	733							350		
Chaud > 1,1							25					
Frais < 0,8												
Supra	0 à 200	Neutre										
		Chaud > 1,1										
	200 à 400	Frais < 0,8										
		Neutre	514									522
		Chaud > 1,1					41-201				43	
		Frais < 0,8					211			20-163	202	
	400 à 600	Frais < 0,8	15					14			18	
		Neutre								19		
		Chaud > 1,1			13-377					24	21	
		Frais < 0,8							46-305	50-144	121	143
	600 à 800	Neutre	346					45				
		Chaud > 1,1			26-345					133-347		

Annexe 2. Protocole de terrain

I - Phase de prospection :

L'objectif est de retrouver les placettes permanentes afin d'être plus rapidement opérationnel pour la phase d'inventaire.

Celles-ci sont identifiées à l'aide d'un piquet placé au niveau de la fosse, si elle a été retrouvée, ou au centre dans le cas échéant. Par ailleurs une marque de peinture est tracée sur un arbre central. Les coordonnées GPS de la placette sont également prises. Si la placette est difficile à retrouver, des coordonnées GPS sont relevées au point d'accès, au niveau de la piste.

II - Phase d'inventaire :

A - Délimitation de la placette

Des placettes carrées d'environ 400 m² sont mises en place. Si le peuplement est trop dense, il est possible d'installer une placette plus petite ou circulaire. Les arbres aux quatre coins de la placette sont marqués avec des chevrons.

B – Densité du peuplement

La circonférence, à 1,30m, de chaque arbre au sein de la placette est mesurée, ainsi que des arbres limites. Seuls les individus ayant une circonférence supérieure à 15cm, soit un diamètre de 5cm, sont notés. Pour chaque arbre, l'espèce à laquelle il appartient est spécifiée. Cela nous permet d'estimer le nombre de tiges par hectares ainsi que la surface terrière du peuplement.

En procédant par transects et/ou par cépées, on limite le risque d'oublis. Si la placette est trop dense, il est possible de ne faire les mesures que sur sa moitié. Dans ce cas, il faut le spécifier sur la fiche de terrain.

C - Inventaire floristique

Toutes les espèces présentes au sein de la placette doivent être notées. Si une espèce est observée hors placettes, il faut également la noter avec la mention HP (=Hors Placette). Une note est ensuite attribuée à chaque espèce selon le coefficient de Braun-Blanquet, récapitulé dans le tableau ci-dessous.

Tableau 1 : Coefficient de Braun-Blanquet

	Quelques individus ; <5%
	Individus plus nombreux ; <5%
	5% < R < 25%

	25 % < R < 50%
	50% < R < 75%
	75% < R

D - Recouvrement de la végétation

Les cinq strates, présentées ci-dessous, permettent d'estimer un pourcentage de recouvrement de la végétation au sein de la placette :

Tableau 2 : Strates de végétation

	0 – 0,50 m
	0,50 – 3 m
	3 – 6 m
	6 – 10 m
	> 10 m

Si un individu présente un houppier divisé sur deux strates, il n'est pris en compte que dans la strate où il y a plus de 50% de son houppier. S'il est réparti équitablement sur deux strates, il n'est compté que dans une seule des deux strates. Si un doute est émis, il faut mesurer le haut et le bas du houppier afin de déterminer son milieu.

Pour chaque strate, un pourcentage de recouvrement de la végétation totale et 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*) sont attribués.

E - Bois mort

Le bois mort au sein de la placette est estimé selon un pourcentage, attribué pour chacune des strates présentées précédemment.

Afin de réaliser cette estimation, sont considérés dans une seule strate les individus dans leur totalité. Ainsi, le bois mort produit par un individu est compté dans la strate où ce même individu participe au pourcentage de recouvrement.

F - Etat sanitaire

Afin d'étudier le pin d'Alep et le chêne vert, l'utilisation du protocole DEPEFEU est privilégiée.

Chaque arbre dominant ou co-dominant dont le houppier est facilement visible est repéré sur la placette, numéroté et marqué par de la peinture. La hauteur et la circonférence (à 1,30m) de chacun d'eux sont mesurées.

Pour réaliser l'estimation de l'état sanitaire, il faut s'intéresser uniquement au houppier notable (Fig 1), c'est-à-dire à la partie du houppier qui est à la lumière et qui ne subit pas de concurrence ou de compétition. Cela permet d'exclure la mortalité due au processus d'élagage naturel.

Dans l'idéal, sont choisis, au minimum, cinq pins d'Alep et cinq chênes verts, pour que l'estimation soit la plus représentative possible du peuplement. Dans le cas où le nombre d'individus au sein de la placette n'est pas suffisant, on peut observer des arbres proches poussant dans des conditions environnementales similaires.

Dans le cas des chênes verts, il arrive fréquemment qu'ils soient sous forme de cépée. Si les houppiers de chaque individu de la cépée ne sont pas distinguables entre eux et qu'ils sont homogènes, une note est attribuée à l'ensemble de la cépée.

Afin d'évaluer au plus juste l'état sanitaire de l'individu, son observation se fait sous plusieurs points de vue (au moins deux) à une distance équivalente à la hauteur de l'arbre. Il faut essayer, autant que possible, de ne pas avoir de superposition avec d'autres individus pour éviter de fausser l'estimation.

Il est important de distinguer les juvéniles des arbres mûres, car ils ne se notent pas de la même façon.

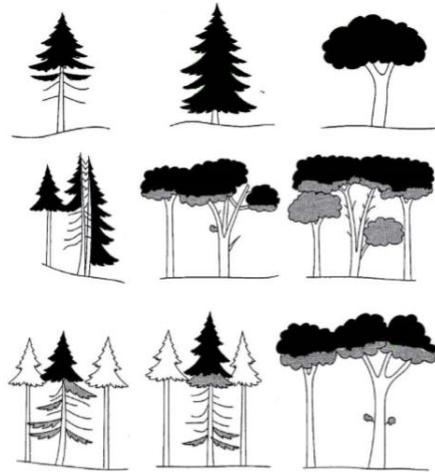


Figure 1 : Caractéristique du houppier notable (noir)

Que ce soit pour le chêne vert ou pour le pin d'Alep, un pourcentage de déficit foliaire est attribué à chaque individu par rapport à un arbre sain dit référence (cf. figure 2 ci-dessous). Cette note se base sur la transparence du houppier. Pour cela, les points suivants sont observés :

- la présence de trouées dans le houppier notable, c'est-à-dire l'absence de branches qui devraient être présentes ;
- le manque de ramifications au sein du houppier notable ;
- le nombre d'années de feuilles ;

- la présence d'une descente de cime ;
- la présence de microphyllie (taille de feuille inférieure à 50% de la taille d'une feuille d'un arbre sain référence).

En cas de microphyllie sur la majorité du houppier, la note de déficit foliaire peut d'ores et déjà être élevée à 50%.

Par la suite, un pourcentage de branches mortes est estimé au sein du houppier. Afin de considérer une branche ou un rameau comme étant mort, il faut observer les critères suivants :

- une absence de feuilles/aiguilles sur la branche ou le rameau ;
- une absence de bourgeons ;
- une absence de pousses fines.

Enfin, Il est également important de noter si des symptômes sont observés (décoloration, tâches, etc) et de préciser la cause si elle est connue (champignons, insectes, etc).

Le pin d'Alep

Un individu sain (Fig. 2) possède deux années d'aiguilles et dans certains cas trois années d'aiguilles. La forme du houppier, chez un arbre adulte, est plutôt conique et irrégulière. Chez un juvénile, le houppier est dense et a une forte dominance apicale, mais le haut peut paraître clair à cause des nouvelles pousses.



*Figure 2 : Pin d'Alep sain
(photo fournie par le DSF)*

Au fur et à mesure que l'état de santé d'un individu de pin d'Alep se dégrade (Fig. 3), le houppier devient plus clair : il y a une diminution des ramifications et une visibilité de plus en plus nette des branches et du tronc.

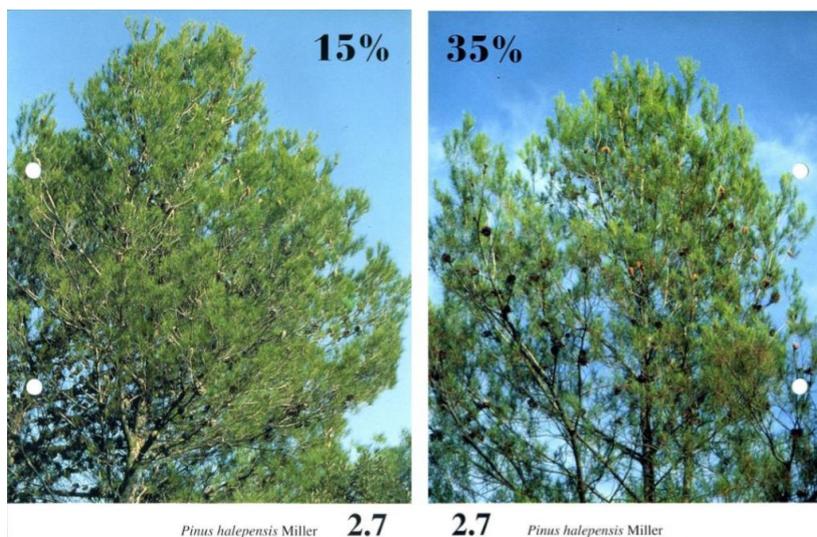


Figure 3 : Eclaircissement du houppier du pin d'Alep (photo fournie par le DSF)

Enfin, chez un individu qui tend à dépérir (Fig. 4), des trous dans le houppier, dus à un manque de branches sont observés, le nombre de ramifications diminue, et le nombre d'années d'aiguilles se réduit à une année.

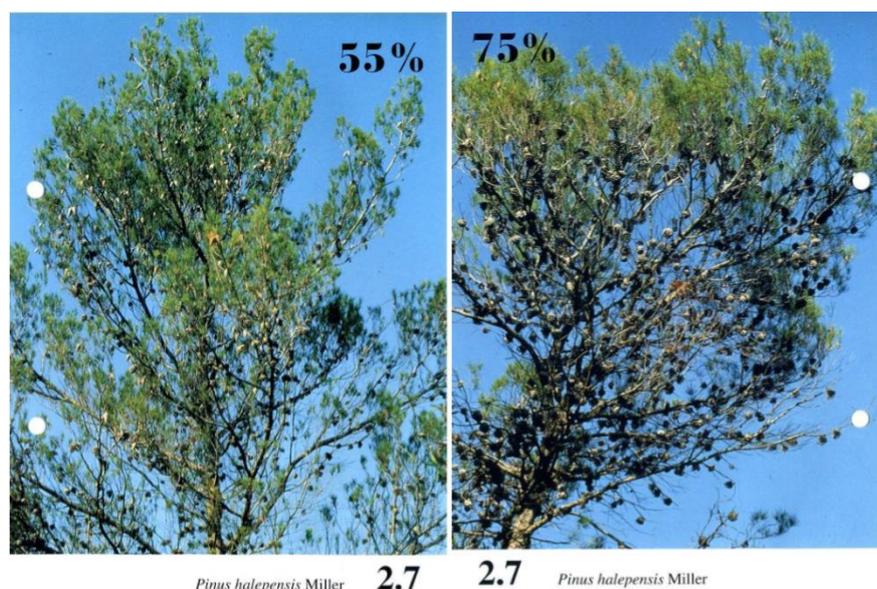
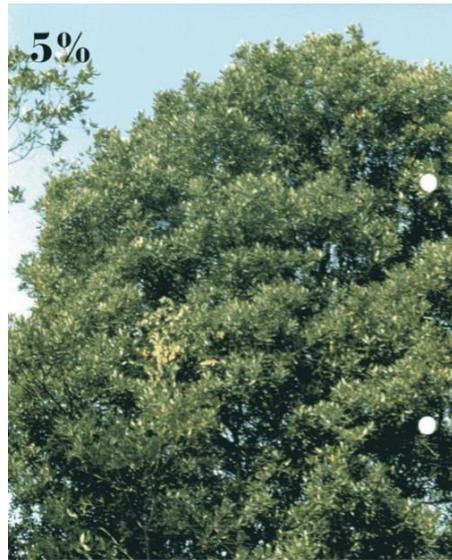


Figure 4 : Pin d'Alep tendant à dépérir (photo fournie par le DSF)

Le chêne vert

Chez un individu de chêne vert sain (Fig. 5), deux à trois années de feuilles sont visibles. Le houppier a une forme globulaire et est dense : il n'y a aucune transparence. Dans le cas des juvéniles, le haut du houppier peut paraître clair à cause des nouvelles pousses.



1.8 *Quercus ilex* L.

Figure 5 : Individu de chêne vert sain (photo fournie par le DSF)

L'éclaircissement du houppier (Fig. 6) commence par ses parties supérieures et descend progressivement. Cela est dû à une perte de feuilles et de rameaux.

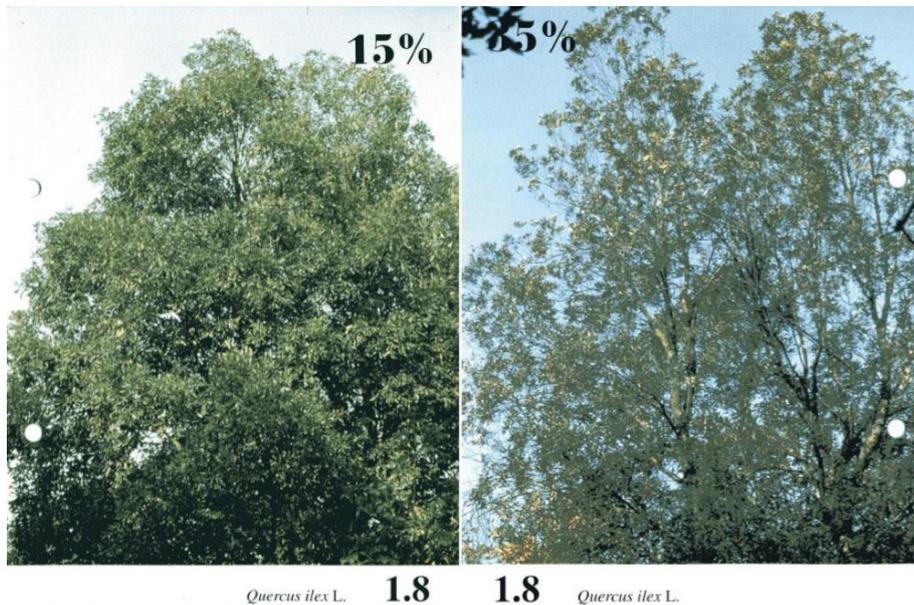


Figure 6 : Eclaircissement du houppier (photo fournie par le DSF)

Chez les individus dépérissant (Fig. 7), une seule année de feuilles est observée, des branches mortes apparaissent, et le houppier tend à devenir totalement transparent.

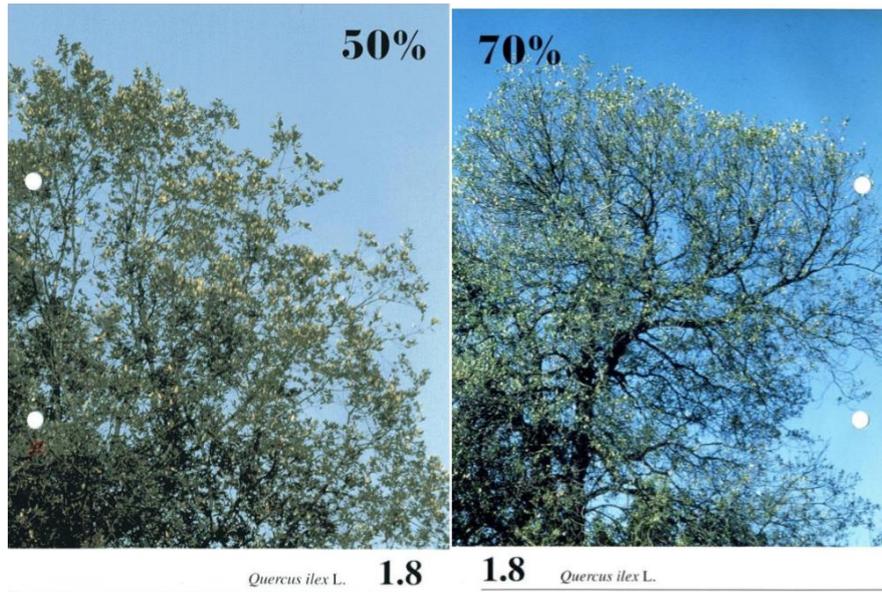


Figure 7 : Individus déperissants (photo fournie par le DSF)

Annexe 3. Indices d'Ellenberg

Light value	OEK_L	1 = deep shade ; 5 = semi-shade ; 9 = full light
Temperature value	OEK_T	1 = alpine-subnival ; 5 = submontane-temperate ; 9 = Mediterranean
Continentality	OEK_K	1 = euoceanic ; 5 = intermediate ; 9 = eucontinental
Moisture value	OEK_F	1 = strong soil dryness ; 5 = moist ; 9 = wet ; 12 = underwater
Reaction of soil value (pH)	OEK_R	1 = extremely acidic ; 5 = midly acidic ; 9 = alkaline
Nitrogen value	OEK_N	1 = least ; 5 = average ; 9 = excessive supply
Salinity value	OEK_S	1 = weak ; 5 = average ; 9 = extreme salinity

Résumé

Le changement global, caractérisé principalement par les changements d'utilisation des sols et le changement climatique, peut engendrer des modifications dans la composition floristique des forêts. L'objectif de cette étude est d'estimer si le changement climatique passé a eu un impact sur la biodiversité végétale des forêts en Provence calcaire et de déterminer si cet effet diffère entre les forêts anciennes et les forêts récentes. La comparaison de la flore inventoriée en 1995-2000, 2008 et 2019 a permis, via des analyses multivariées et des régressions PLS, d'identifier les effets des variables climatiques, topo-édaphiques et de la structure du peuplement sur l'évolution de la végétation. La composition floristique des forêts a évolué en ~ 20 ans vers une flore plus caractéristique des milieux fermés, phénomène observé pour les forêts récentes et les forêts anciennes. Cependant, aucun lien avec le changement climatique n'est apparu, ce qui laisse penser que cette évolution de la végétation est due au processus naturel de la succession végétale.

Mots-clés : changement climatique, changement d'utilisation des terres, forêts méditerranéennes, végétation

Abstract

Global change is mainly characterized by land use change and climate change, and may induce a turnover in the forests' floristic composition. The goal of this study is to assess if recent climate change had an impact on forests plant biodiversity in limestone Provence, and to determine if this effect differs from ancient forests and recent forests. The comparison of the flora surveyed in 1995-2000, 2008 and 2019 using multivariate analyses and PLS regressions, allowed us to identify climatic, topo-edaphic and stand structure effects on the temporal development of the vegetation. The floral composition of forests has evolved in ~ 20 years towards a flora more characteristic of closed environments, a phenomenon observed for both recent and ancient forests. However, no link with climate change has emerged, suggesting that this change in vegetation is due to the natural process of plant succession

Key words : climate change, land use change, mediterranean forests, vegetation