

Orpalm

Synthesis

2017 - No 10 (2)



Garrigues du Pic St-Loup (2)



ORPALM Synthesis

Revue bisannuelle
de Paléoécologie
n°10 (2) - Année 2017

Editeurs en chef
Jean-Frédéric TERRAL^{1,3}
Serge MULLER^{1,3}

Editeurs associés
Laurent BRÉMOND^{1,3}
Benoît BROSSIER^{1,4}
Vincent GIRARD^{1,2}
Laure PARADIS^{1,4}
Christophe VASCHALDE^{1,5}

¹ISEM,
²UM, ³EPHE, ⁴CNRS
⁵LabEx Archimède UPV

Auteurs

Benjamin ANDREU, Alexandra
BIDEAU, Marie-Charlotte
BORDEAUX, Elie BOURGEAT,
Aymeric BRISSAUD, Théo
CICCIA, Romain DI-STASI, Elie
ESSIS-ESSOH, Yédo ESSIS-
ESSOH, Mathilde HAUTECOEUR,
Adélaïde HOLE, Julien
LALANNE, Aymeric MALARTE,
Laura MALBEZIN, Théo
MANCUSO, Etienne MARTINE,
Emmanuel MILLET-DELPECH,
Claire PEREIRA, Lisa PETIT,
Gabrielle PIAU

Travail éditorial
Serge MULLER

Publication
1^{er} trimestre 2018
Université de Montpellier

ORPAL 2017 : Le particularisme climatique du bassin de St-Martin-de-Londres

Mercredi 18 janvier, 8h, étudiants et encadrants quittent le Hameau de l'étoile (Le Cayla du Frouzet, St Martin-de-Londres) pour rejoindre les véhicules garés non loin des gîtes. Le soleil commence à peine à poindre à l'horizon, encore caché par la montagne de la Suque. Les pare-brise sont givrés et les moteurs engourdis peinent à se réchauffer tout comme les rares étudiants ayant sous-estimés les frimas de janvier. « -8 °C » annonce le thermomètre d'un véhicule qui tente désespérément par volutes discontinues et peu volubiles de réchauffer l'atmosphère. L'équipe frigorifiée finit par lever le camp et le convoi se disperse de part et d'autre du bassin de St Martin-de-Londres. Alors que le soleil se lève et tente de frayer un rayon entre Hortus et Pic St-Loup, la froidure aidée par une légère brise nordique et un ciel dégagé se fait plus piquante. Le thermomètre semble s'être affolé et propose un timide mais bien réel -12 °C. La température ressentie frise les -20 °C.

Dans le bassin de St Martin-de-Londres, zone sous l'influence d'un climat méditerranéen à consonances languedociennes (ou cévenoles), les minimas hivernaux et maximas estivaux sont plus prononcés et les précipitations plus abondantes (cumul annuel et intensité des épisodes pluvieux) qu'à Montpellier, plus proche de la mer et de son influence. Le particularisme climatique de la région est lié à la confrontation de paramètres météorologiques ou atmosphériques et de caractéristiques topographiques. Localisé immédiatement au nord du Pic St-Loup, le bassin ou dépression de St-Martin-de-Londres s'étend sur 30 km² environ, sur les localités de St-Martin, du Mas-de-Londres et de Notre-Dame-de-Londres. Durant l'hiver, il est fréquent qu'elle soit soumise aux masses d'air froid et sec provenant du nord de l'Europe, synonymes de beau temps et donc d'absence de précipitations. Sous l'influence de telles conditions anticycloniques (hautes pressions atmosphériques), l'air froid et sec plus dense et lourd que l'air chaud et humide butte sur le Pic St-Loup et tend à rester plaqué au sol, engendrant ainsi des écarts de températures significatifs par rapport aux localités voisines. Ajoutée à la nature du sol, cette hétérogénéité micro- ou mésoclimatique détermine la végétation et l'aptitude à l'agriculture et aux cultures. L'observateur n'aura ainsi aucun mal à constater que la dépression de St-Martin-de-Londres, caractérisée par des sols lourds et profonds, accueille des cultures de céréales, de légumineuses (luzerne) et quelques parcelles de vigne bordées de frênes, de chênes blanc et de formations dégradées dominées par des cades, des buis et quelques genévriers communs. Pour observer le chêne vert et son cortège de sclérophylles, il faut alors lever la tête et constater que la garrigue colonise les zones les plus élevées, moins fraîches et au sol pierreux et drainant. Le chêne vert se distribue ainsi au-dessus du chêne blanc. Un bel exemple d'inversion locale des étages de végétation.

C'est donc dans ce contexte géographique, météorologique et climatique original que les groupes d'étudiants et leurs encadrants ont collecté leurs échantillons (charbons de bois, sédiments, carottes dendrologiques, feuilles fraîches et de litière) ou leurs données géographiques afin de les traiter en laboratoire et de les valoriser sous forme d'un article scientifique de vulgarisation. Cette année, plus que les autres années, que ce fut difficile pour les étudiants de respecter scrupuleusement des normes rédactionnelles!

« *De l'écologie et de la pédagogie avec de l'humain dedans!* ». Au niveau de connaissances, de compétences et de savoir-faire d'étudiants de 3^{ème} année de Licence Sciences de la Vie / Ecologie Biologie des Organismes, les travaux d'ORPAL restent évidemment perfectibles. Toutefois, cette perfectibilité s'efface largement devant le bilan méthodologique, scientifique et humain de cette école de terrain et du stage en laboratoire qui a suivi. La conduite d'ORPAL a su intégrer les multiples facettes du processus de la recherche fondamentale sans en perdre de vue la dimension humaine et tout en apportant une réelle plus-value pédagogique.

Un grand merci au département Biologie-Ecologie (Faculté des Sciences, UM) et à l'Institut des Sciences de l'Evolution-Montpellier (ISEM, UMR 5554) qui nous permet de développer, grâce à la mise à disposition de plateaux techniques, cet apprentissage par la recherche et pour la recherche.

L'équipe pédagogique était cette année constituée de : Laurent Bremond, Benoît Brossier, Vincent Girard, Serge Müller, Laure Paradis, Jean-Frédéric Terral et Christophe Vaschalde.

Jean-Frédéric Terral
Editeur en chef d'ORPALM *Synthesis*



La partie orientale du bassin de St-Martin-de-Londres vue des pentes nord du Pic St-Loup, avec comme point de mire, l'Hortus. A noter que le chêne vert se trouve sur de petits promontoires rocheux dominant la chênaie mixte, fortement dégradée par endroits (photo : Sarah Ivorra).

ORPAL & ORPAM : modules d'enseignement-recherche avec de vrais morceaux d'humain dedans

ORPAL & ORPAM en bref

ORPAL et ORPAM sont des unités d'enseignement (UE) respectivement proposées en L3 Sciences de la Vie (SV) et en M1 Biodiversité-Ecologie-Evolution parcours Cepage, UFR Fac des Sciences, Département d'enseignement Biologie-Ecologie, Université de Montpellier.

Contenu pédagogique

Sur la thématique de la reconstruction des environnements passés, ces UE sont quasi-exclusivement dévolues à la pratique et à l'expérimentation. Toute la chaîne opératoire des recherches est considérée : le questionnement, la problématique, la recherche bibliographique, le terrain, le travail en laboratoire, le traitement des résultats, leur interprétation et la diffusion (écrite et orale) de l'information scientifique.

Apport pour les étudiants

ORPAL et ORPAM sont des UE originales et novatrices. Elles permettent aux étudiants de : découvrir le monde secret de la recherche, se former par la recherche à travers un stage conventionné dans un établissement de l'enseignement supérieur, valider un acquis de l'expérience, ajouter une ligne concrète dans leur CV, découvrir la vie trépidante et tumultueuse d'un laboratoire, etc.

Organisation des modules

Les étudiants, répartis en binômes ou trinômes, choisissent un sujet sous la direction d'un enseignant-chercheur ou d'un chercheur de l'équipe pédagogique. Ce dernier sera leur référent chargé de suivre et d'évaluer leur progression tout au long de leur parcours.

Déroulement d'ORPAL-ORPAM

Etape 1/5 : Briefing méthodologique

La reconstruction des paléoenvironnements : pourquoi et comment ? Organisation des modules, objectifs pédagogiques, méthodes.

Etape 2/5 : Stage de terrain

24 heures de terrain, réparties sur trois jours consécutifs, permettent aux groupes d'appliquer diverses méthodes paléoenvironnementales. Ces stages ont lieu dans des zones bien circonscrites d'un point de vue géographique et écologique : région du Pic St-Loup et littoral languedocien pour ORPAL ; sites d'étude modifiés chaque année pour ORPAM.

Etape 3/5 : Stage en laboratoire

Sous la responsabilité d'un encadrant, travail de laboratoire, analyse des données, travail bibliographique. Une journée par semaine.

Etape 4/5 : Rédaction et présentation orale

Rédaction d'un mémoire synthétique sous la forme d'un article scientifique et intégration des corrections faites par un rapporteur. Le module se clôt par une présentation orale.

Etape 5/5 : Evaluation et publication

Evaluation des articles par le comité de rédaction de la revue (note initiale réévaluée à l'issue du processus de *reviewing*) et publication des meilleures contributions (critères portant à la fois sur le fond et la forme).

Mise en garde : Les articles présentés dans cette revue, bien que corrigés par les équipes pédagogiques, sont des travaux réalisés par des étudiants de 3^e et 4^e années. Ce sont des exercices d'initiation à la rédaction scientifique, avec une visée plus méthodologique que factuelle.

ORPAL : *n.m.* Acronyme d'« Outils et méthodes de la Reconstruction des Paléoenvironnements ó Licence ». UE de l'Université de Montpellier, lancée en 2006-2007.

ORPAM : *n.m.* Acronyme d'« Outils et méthodes de la Reconstruction des Paléoenvironnements ó Master ». UE de l'Université de Montpellier, lancée en 2015-2016.

ORPALM Synthesis. Revue bisannuelle, créée en 2008 sous le nom *ORPAL Synthesis* pour publier les travaux réalisés dans le cadre de l'UE ORPAL, et rebaptisée en prévision de l'intégration, en 2015-2016, des travaux de l'UE ORPAM.

ORPAL 2016-2017

Garrigues du Pic St-Loup (2)

Di-Stasi R., Lalanne J. & Martiné E. : <i>Assemblages polliniques des lavognes du nord du Pic St-Loup (Hérault)</i>	9
Bordeaux M.-C., Hauteceur M. & Malbezin L. : <i>Les diatomées des lavognes de la région du Pic St-Loup (Hérault)</i>	25
Mancuso T., Pereira C. & Petit L. : <i>Etudes de litières foliaires : analyse des processus de transport et de fragmentation au sein des lavognes au nord du Bassin de St-Martin-de-Londres (Hérault, France)</i>	37
Bourgeat E., Holé A. & Millet-Delpech E. : <i>Impact du feu sur des pinèdes à Pinus halepensis en région méditerranéenne (Hérault, France)</i>	51
Brissaud A. & Ciccia T. : <i>Ecosystèmes de garrigue et prévention des incendies : apport de la géomatique</i>	65
Andreu B., Bideau A. & Piau G. : <i>Influence du charbonnage sur une chênaie méditerranéenne (Ferrière-les-Verreries, Hérault)</i>	79
Essis-Essoh E., Essis-Essoh Y. & Malarte A. : <i>Morphologie foliaire et densité stomatique chez le chêne vert (Quercus ilex L.) dans la région du Pic St-Loup (Hérault, France) : étude 2017</i>	93



Pistacia x saportae, un hybride peu commun entre *P. lentiscus* et *P. terebinthus* (photo : S. Muller)

ASSEMBLAGES POLLINIQUES DES LAVOGNES DU NORD DU PIC ST-LOUP (HERAULT)

Romain Di-Stasi ¹, Julien Lalanne ², Etienne Martiné ³

Institut des Sciences de l'Évolution de Montpellier (UMR 5554)

Université de Montpellier, Place Eugène Bataillon, CC065, 34095 Montpellier cedex 05, France

¹ romain.di-stasi@etu.umontpellier.fr, ² julien.lalanne@etu.umontpellier.fr,

³ etienne.martine@etu.umontpellier.fr

Encadrement : Serge Muller

Citation : Di-Stasi R., Lalanne J. & Martiné E. (2017). Assemblages polliniques des lavognes du nord du Pic St-Loup (Hérault). *Orpalm Synthesis*, 10 (2) : 9-23.

Résumé : L'étude des assemblages polliniques dans les zones humides peut permettre la reconstitution des paléoenvironnements. Nous nous sommes intéressés à la composition de ces assemblages dans des lavognes au nord du Pic St-Loup (Hérault) pour étudier la relation entre la végétation environnante et le pollen piégé dans leurs sédiments. Les assemblages polliniques ne correspondent pas toujours à la végétation environnante. Ces différences peuvent être dues aux divers modes de pollinisation et à la taille des lavognes. Les résultats obtenus montrent en particulier une divergence entre l'enregistrement pollinique et la végétation locale.

Mots clés : palynologie, dispersion, phytosociologie, mare, végétation

Abstract: *Pollen records in ponds north of Pic St-Loup (Hérault, France).* The study of pollen record in wetlands is likely to allow palaeoenvironmental reconstruction. We studied the composition of such records in 8 freshwater ponds located north of Pic St-Loup (Hérault) in order to analyse the relationship between the surrounding vegetation and the pollen trapped in sediments. Pollen records do not correspond exactly to the surrounding vegetations. These differences can be caused by dissemination processes and pond size. The obtained results notably show a discrepancy between pollen record and local vegetation.

Key words: palynology, dispersion, phytosociology, pond, vegetation

Les points d'eau sont souvent utilisés pour la reconstitution des paléoenvironnements (Warner, 1990). Ils permettent de piéger dans les sédiments de nombreux bioindicateurs témoins des environnements actuels ou passés (Limaye et al., 2007). Les lavognes, qui sont des mares aménagées dans les garrigues montpelliéraines par les bergers pour abreuver les troupeaux, peuvent être utilisées dans cette optique. Leur fond argileux constitue un milieu anoxique permettant de piéger la matière organique et de la préserver de la

dégradation sur la longue durée (Gong & Hollander, 1997). Les marqueurs biologiques ainsi piégés sont de différents types : par exemple, les diatomées, les feuilles et le pollen (Warner, 1990).

La palynologie est une discipline intéressante à l'étude des grains de pollen et spores des environnements actuels comme passés. Les grains de pollen se révèlent être des proxies intéressants pour reconstituer les paléoenvironnements. Reille (1990) précise que l'exine, constituée de sporopollénine, rend le pollen particulièrement résistant à la

décomposition, ce qui en fait un excellent marqueur pour la reconstitution du milieu végétal environnant (Jacobson & Bradshaw, 1981 ; Davis, 2000). Certains grains de pollen sont anémophiles et ont une dispersion à l'échelle régionale, tandis que d'autres, hydrophiles ou entomophiles, ne se dispersent que localement. La présente étude a pour objectifs (1) d'évaluer la relation entre spectre pollinique et végétation actuelle et (2) d'identifier les modes de dissémination du pollen pouvant influencer cette relation. Les observations faites pourront servir de référentiel pour d'éventuelles études paléo-environnementales futures. La relation pollen-végétation a été d'abord théorisée par Jacobson & Bradshaw (1981), qui ont défini 3 aires-sources du pollen : locale (< 20 m), extra-locale (20-100 m) et régionale (> 100 m). Par la suite, Sugita (1994) a développé un modèle basé sur la notion d'aire source pollinique pertinente (RSAP, *relevant source area of pollen*). Ce modèle permet de déterminer l'aire pour laquelle la végétation et le spectre pollinique sont associés.

Ce travail fait suite à une étude semblable réalisée dans le même cadre, il y a deux ans (Champreux et al., 2015).

MATERIEL ET METHODES

1- Sites de prélèvement

Les sites de prélèvement numérotés de 1 à 8 se situent au nord du Pic St-Loup. Ils correspondent à 8 lavognes : Auroux (Aur, n°1), Clapasse (Cla, n°2), Costes (Cos, n°3), Espinasse (Esp, n°4), Gleizettes (Glei, n°5), Lauze (Lau, n°6), Mas Neuf (Mas9, n°7) et Ombre (Omb, n°8).

L'abondance de la végétation autour des mares a été relevée à l'aide de quadrats, selon la méthode de Braun-Blanquet (1932). Cette méthode consiste à effectuer des relevés phytosociologiques dans des zones délimitées (quadrats) en attribuant des indices d'abondance pour chaque espèce (+; 1; 2; 3; 4; 5). Ces indices représentent le pourcentage de recouvrement de l'espèce au sein du milieu délimité (respectivement 0-Taxon vu une fois; 0-5%; 5-25%; 25-50%; 50-75%; 75-100%),

tout en indiquant le pourcentage de sol nu (Annexe 1). Cette démarche a été utilisée dans des environnements reposant sur des choix subjectifs : nous avons essayé de prendre en considération au moins un milieu ouvert, et un milieu fermé autour de chaque lavogne. Les coordonnées géographiques des lavognes et des quadrats ont été mesurées à l'aide d'un GPS.

2- Échantillonnage et traitement

Un prélèvement manuel de sédiments a été opéré dans les lavognes (asséchées ou non) le 18 et 19 janvier 2017. Ces sédiments ont été récoltés à faibles profondeurs (entre 20 cm et 1 m) et ont été conservés dans des réfrigérateurs à 6°C durant une semaine avant traitement chimique.

Un traitement chimique des échantillons a été réalisé en laboratoire (Berglund & Ralska-Jasiewiczowa, 1986). Il comprend : l'élimination de la matière organique à l'aide d'hydroxyde de potassium (KOH), puis par acétolyse (utilisation d'acide acétique) et celle des éléments siliceux éliminés à l'aide d'acide fluorhydrique (FH). Les lames sont montées à partir d'une dilution des échantillons traités avec de la glycérine. Un volume constant de 25 µl est monté entre lame et lamelle et les lames sont fixées avec de l'histolaque.

3- Observation des lames

Avant de commencer le comptage et l'identification sur les lames, un entraînement préalable à la reconnaissance des taxons polliniques a été pratiqué avec la collection de référence de l'Institut des Sciences de l'Évolution de Montpellier (ISEM). Cette familiarisation a été complétée avec les collections photographiques des atlas de Reille (1992-1999). Les observations microscopiques ont été réalisées grâce à un microscope optique (grossissement x400) réglé selon la méthode d'éclairage de Köhler (1893), décrite par Reille (1990). Chaque comptage a été répété minimum deux fois pour chaque milieu. Chaque analyste a identifié au minimum 100 grains de pollen par lame de manière à ce qu'il y ait, en

additionnant les résultats des trois opérateurs, 300 identifications pour chaque lame, et donc chaque milieu. A partir de ces résultats, la concentration pollinique a pu être calculée avec la formule suivante :

$$CP = \frac{\text{Nombre de grains comptés} \times \text{Volume au culot de l'échantillon} \times \text{Nombre de lignes total sur chaque lame}}{\text{Volume de l'échantillon mis sur la lame} \times \text{Nombre de lignes comptées} \times \text{Volume niveau de l'échantillon}}$$

Le volume du niveau équivaut au volume d'échantillon prélevé de base avant le traitement chimique. Les valeurs associées varient entre 1,5 et 3,5 ml.

Le volume du culot de l'échantillon correspond quant à lui au volume total de l'échantillon conservé suite au traitement chimique et à l'ajout de glycérine (variant entre 1,0 et 2,6 ml).

Le volume de l'échantillon posé sur la lame est constant et équivaut à 25 µl.

Le nombre total de lignes correspond au nombre de lignes que l'on peut compter au maximum sur une lamelle (de 42 à 45 pour les microscopes utilisés).

Le nombre de lignes comptées (1 à 3) correspond au nombre de lignes que l'analyste a comptées pour atteindre au moins 100 pollen.

4- Analyse des données

Les résultats d'identification pollinique (comptages) ont été soumis à des Analyses Factorielles des Correspondances (AFC) et des Classifications Hiérarchiques Ascendantes (CHA) réalisées à l'aide du logiciel PAST (Hammer et al., 2001).

Les comptages ont été également interprétés sous forme de diagrammes polliniques obtenus grâce au logiciel PolPal (Nalepka & Walanus, 2003).

L'analyse pollinique a été comparée aux résultats de l'étude cartographique de SIG (Brissaud & Ciccina, 2017). Des tests de Student ont été réalisés avec LibreOffice Calc afin de comparer les comptages polliniques

avec les relevés de couvertures végétales sur des surfaces de 10, 100 et 500 m autour de chaque lavogne.

Des indices de Davis (1984) ont également été calculés à partir des données palynologiques et phytosociologiques. Ces indices permettent de voir s'il y a une association entre les registres polliniques d'un milieu et la végétation environnante.

$$A = B0/(P0+P1+B0)$$

$$O = P1/(P1+B0)$$

$$U = P0/(P0+B0)$$

où B0 est le nombre de sites où sont retrouvés les taxons à la fois dans les enregistrements polliniques et dans la végétation ; P0 correspond au nombre de sites où les taxons sont présents uniquement dans les sédiments ; et P1 indique le nombre de sites où les taxons ne sont présent que dans la végétation environnante.

Ces indices sont compris entre 0 et 1. Si A est proche de 1, alors le pollen échantillonné reflète bien la végétation environnante. A l'inverse, s'il est proche de 0, le pollen ne reflète pas cette végétation. De la même manière, si les indices O et U tendent vers 1, alors le pollen est respectivement surreprésenté et sous-représenté. Comme nos prédécesseurs (Champreux et al., 2015), nous avons considéré des classes selon les valeurs obtenues : Taxons Fortement Associés (TFA) avec $A > 0,65$, Taxons Associés (TA) avec $0,50 < A \leq 0,65$, Taxons faiblement Associés (TfA) avec $0 < A \leq 0,50$ et TNA avec $A = 0$.

Ces indices ont été mis en relation avec une carte de l'étude cartographique de Brissaud & Ciccina (2017) pour voir si le pollen retrouvé dans les sédiments reflète bien la végétation environnante.

Des tests de Student ont été réalisés sur la couverture végétale (Brissaud & Ciccina, 2017). Cette procédure permet de déterminer si leurs données diffèrent significativement entre elles en fonction du milieu étudié. Ces résultats seront comparés avec l'AFC réalisée à partir des données palynologiques et phytosociologiques pour voir si les différences observées dans le registre

pollinique s'observent également dans la végétation environnante. Il est en effet possible que l'AFC discrimine un ou plusieurs milieux. Il nous paraît donc pertinent de voir si les milieux sont significativement différents ou non dans les relevés de l'étude cartographique. Les types de végétation mis en place sont donnés pour des rayons de 10, 100 et 500 m autour des lavognes. Ils ont été choisis subjectivement et proviennent d'études cartographiques menées sur la région (Brissaud & Ciccina, 2017).

D'autres tests de Student ont été réalisés afin de repérer d'éventuels biais de comptages entre les trois opérateurs, ils ont été réalisés pour la richesse pollinique et la richesse spécifique.

Enfin, un test de corrélation linéaire de Pearson a été effectué à l'aide du logiciel Past entre la taille des lavognes (source : Google Earth) et la richesse spécifique pour tous les milieux étudiés. Ce test permettra d'évaluer si la taille des lavognes peut avoir une influence sur la richesse pollinique observée.

RESULTATS

1- Les biais potentiels liés aux observateurs

Les tests de Student réalisés ne mettent pas en évidence des différences significatives entre les observateurs concernant les richesses spécifiques (p -value $> 0,05$). En revanche, les différences sont significatives pour les concentrations polliniques (CP) (p -value $< 0,05$).

2- Les données polliniques enregistrées

L'enregistrement palynologique et les analyses multivariées (Figs. 1 et 2) permettent de discriminer trois ensembles. Le premier ne comprend qu'un seul milieu (Esp), qui se différencie des autres par le fort pourcentage d'Amaranthaceae. Le second ensemble est composé de deux sites (Cos et Mas9). D'après

le diagramme pollinique, le fort pourcentage en pollen de *Quercus ilex-coccifera* (respectivement 10 et 12% pour Cos ; 8 et 20,5% pour Mas9) et la plus faible proportion en Poaceae (19% pour Cos et 24% pour Mas9 ; Fig. 3) participent à la discrimination de ces milieux par rapport aux autres. L'AFC (Fig. 2) présente les Brassicaceae, Lamiaceae, *Phillyrea* et *Quercus pubescens*-type comme étant des taxons discriminants de ces deux milieux. Cependant, l'analyse palynologique (Fig. 3) révèle que ces taxons n'ont un rôle discriminant que pour Mas9. En effet, seul ce milieu présente des différences au niveau des taxons polliniques par rapport aux autres.

Enfin, le troisième ensemble mis en évidence (Figs. 1 et 2) est celui qui rassemble les milieux Aur, Cla, Gle, Lau et Omb. Ces derniers, malgré la présence de quelques taxons particuliers, ne semblent pas avoir un assemblage pollinique suffisant pour les discriminer. C'est le cas pour Omb, où quelques Apiaceae ont été observées, ainsi que Lau, avec la présence de quelques Ranunculaceae.

Pour aller plus loin, nous avons choisi de traiter les données en retirant les Amaranthaceae, puisque leur présence représente le principal facteur discriminant de Esp vis-à-vis des autres milieux. Par conséquent, il est possible que ce taxon ne rende pas compte de la réalité écologique des milieux et qu'il biaise la comparaison entre les sites.

Grâce aux nouvelles CHA et AFC (Figs. 1 et 2b), on constate que seuls deux ensembles de sites sont différenciés. Le premier comprend les mares Cos et Mas9, toujours discriminées par le taxon *Quercus ilex-coccifera* (fort pourcentage) et une faible proportion de Poaceae. Le second est composé des lavognes restantes (Aur, Cla, Esp, Gle, Lau et Omb). Cet ensemble n'est caractérisé par aucun pourcentage particulier lié à un taxon pollinique, montrant ainsi un groupe assez homogène.

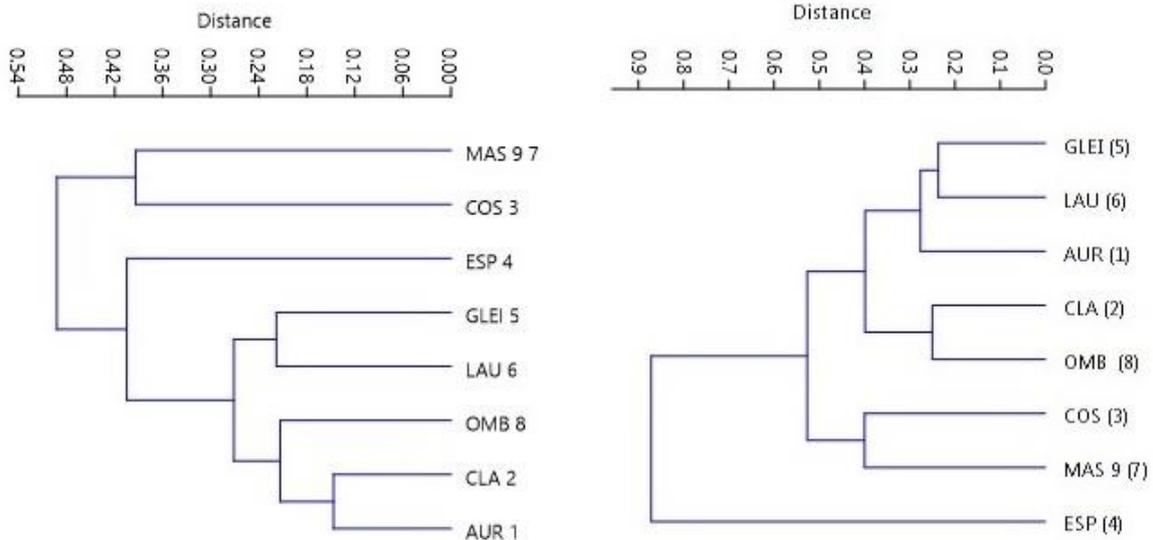


Figure 1. Classifications Hiérarchiques Ascendantes (CHA, distance de Chord) réalisées sur les assemblages polliniques de surface des différents sites. A gauche, CHA prenant en compte les Amaranthaceae ; à droite, CHA excluant les Amaranthaceae. Les échelles entre les deux CHA sont différentes.

3- Comparaison avec la végétation actuelle

Les indices de Davis calculés pour chaque taxon (Table 1) permettent de rendre compte que la majorité d'entre eux ne sont pas associés à la végétation décrite par les données phytosociologiques (Annexe 1). Certains taxons montrent tout de même une association : c'est le cas de *Buxus*, Cupressaceae, Cyperaceae, Lamiaceae, *Phillyrea*, *Quercus ilex-coccifera* et *Q. pubescens*-type (TFA et TA). A l'inverse, des taxons, tels que les Amaranthaceae, qui sont plutôt présents dans les enregistrements polliniques ne sont pas associés avec la végétation aux alentours et sont donc surreprésentés. C'est aussi le cas pour les Amaranthaceae, *Artemisia*, Asteroideae, Brassicaceae, *Castanea*, *Cedrus*, *Cerealia*, Cichorioideae, *Corylus*, Ericaceae et *Olea* ($O = 1$). Les Ranunculaceae constitue un cas à part, car elles ont été trouvées à la fois dans la végétation de certains milieux et sous forme de pollen dans d'autres, mais jamais sous les deux formes pour un même milieu. Il est donc, selon les indices, surreprésenté par rapport aux milieux où il est absent de la végétation, mais présent sur les lames

correspondantes sous forme pollinique ($O = 1$). Cependant, il est aussi sous-représenté si l'on s'intéresse aux milieux où ce taxon est trouvé sous forme végétale, mais n'est pas présent dans le registre pollinique ($U = 1$).

4- Comparaison des données palynologiques enregistrées avec l'étude cartographique

L'utilisation des tests de Student entre les analyses palynologiques effectuées dans notre étude et les données de couvertures végétales réalisées par l'étude cartographique (Brissaud & Ciccia, 2017) révèle une différence significative entre la diversité palynologique et la couverture végétale associée à certaines mares (Annexe 1). En effet, pour les trois taxons présentés dans leur étude, à savoir le Chêne vert (*Quercus ilex*), le Chêne pubescent (*Q. pubescens*) et les conifères (majoritairement *Buxus Pinus*), aucune différence significative n'est constatée entre les concentrations polliniques et la végétation, sauf pour Cla (milieu 2), GleI (milieu 5), Lau (Milieu 6) et Mas9 (milieu 7) à 10 m de leur mares respectives ($p\text{-value} < 0,05$).

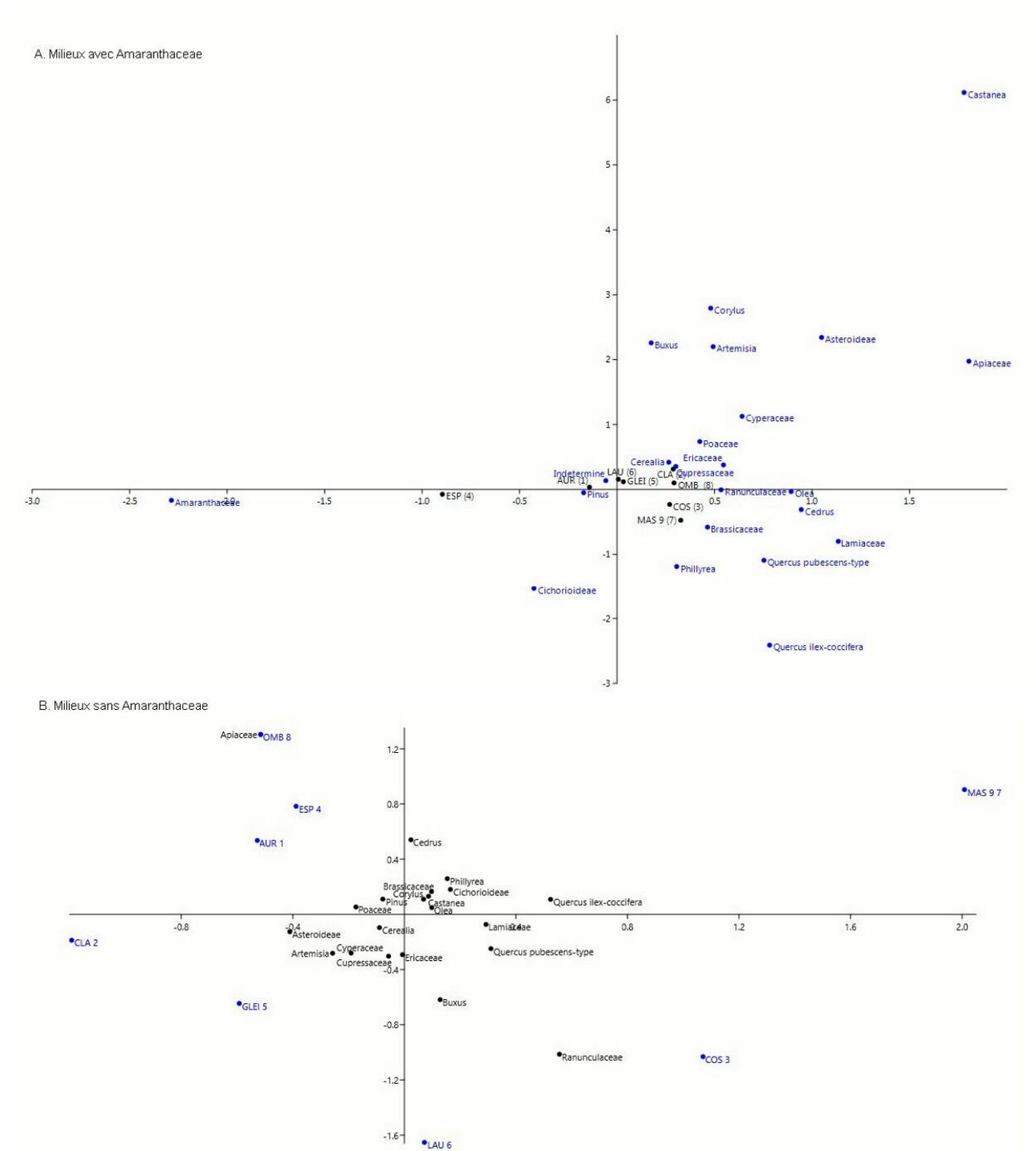


Figure 2. Plans $\frac{1}{2}$ des analyses factorielles des correspondances (AFC) réalisées sur 8 sites, et A, 22 taxons (avec Amaranthaceae) et B, 21 taxons (sans Amaranthaceae). Le deuxième graphe (b) présente les résultats sans prendre en compte ce taxon. Les valeurs propres des axes 1 et 2 sont respectivement : A, 55,026 et 15,945% ; B, 30,573 et 23,485%. La signification des codes des taxons est donnée [Table 2](#). Les échelles sont différentes.

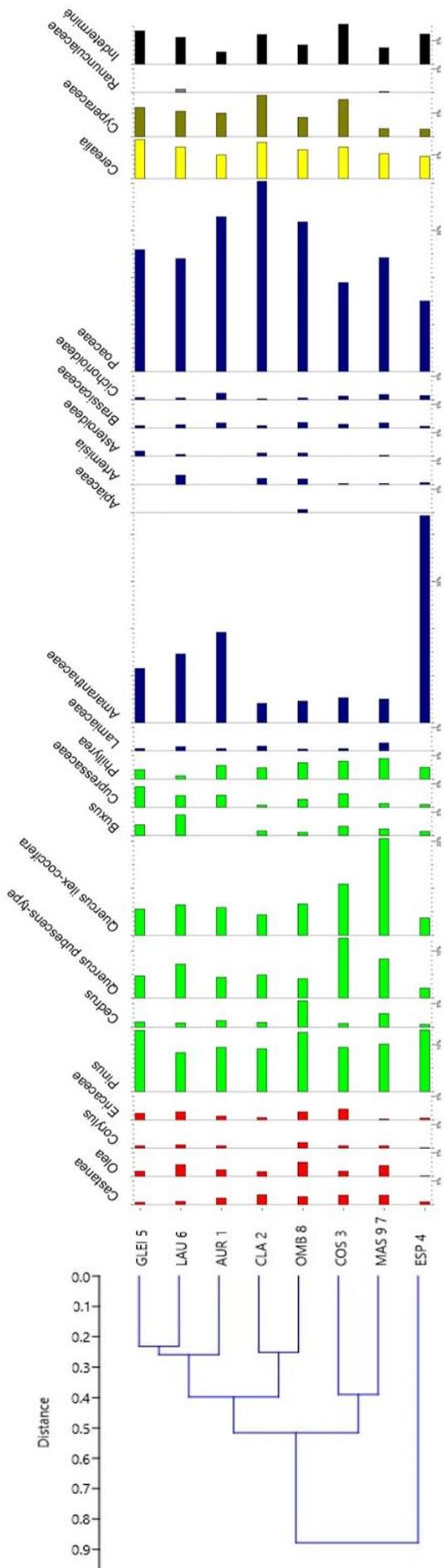


Figure 3. Diagramme pollinique des 8 lavognes (en %). En rouge, les taxons d'apport lointain ; en vert, les taxons arboréens ; en bleu, les taxons herbacés ; en jaune, les taxons cultivés ; en brun, les taxons non classés ; en noir, les pollens indéterminés.

Table 1. Indices de Davis (1984) précisant le degré d'association entre les relevés palynologiques et la végétation environnante. Les taxons polliniques sont classés en : TFA, Taxons Fortement Associés ($A > 0,65$) ; TA, Taxons Associés ($0,5 < A < 0,65$) ; TFA, Taxons Faiblement Associés ($A < 0,5$) ; TNA, Taxons Non Associés ($A = 0$). Les modalités de calcul des différents indices sont décrites dans la partie Matériel et Méthodes (4. Analyse des données). NA signifie que le facteur n'a pu être calculé car il contient une division par zéro.

Taxons polliniques		P0	P1	B0	A	U	O
TFA	Cupressaceae, Lamiaceae Poaceae	0	0	8	1,00	0	0
	Cyperaceae, <i>Quercus ilex-coccifera</i>	1	0	7	0,88	0	0,13
	<i>Phillyrea</i>	2	0	6	0,75	0	0,25
TA	<i>Q. pubescens, Buxus</i>	3	0	5	0,63	0	0,38
TfA	<i>Pinus</i>	1	1	6	0,50	0	0,50
	Apiaceae	0	5	1	0,17	0,83	0
TNA	<i>Castanea, Cedrus, Corylus</i> , Ericaceae, <i>Olea</i> Amaranthaceae, Brassicaceae, Cichorioideae, <i>Cerealia</i>	8	0	0	0	NA	1
	<i>Artemisia</i>	7	0	0	0	NA	1
	Asteroideae	6	0	0	0	NA	1
	Ranunculaceae	2	2	0	0	NA	1

5- Relation entre taille des lavognes et richesse pollinique

Le test de corrélation de Pearson effectué pour évaluer le lien entre taille des lavognes et richesse spécifique ne permet pas de mettre en évidence une corrélation entre ces deux variables ($R = 0,05$; $p\text{-value} = 0,90$).

DISCUSSION

1- Les biais potentiels liés à l'observateur

Les différences significatives de concentrations polliniques (CP) mises en évidence entre les observateurs peuvent être dues à une mauvaise homogénéisation de la goutte montée entre lame et lamelle ou à une différence de reconnaissance des grains de pollen entre les observateurs. Le fait que la richesse pollinique ne soit pas impactée suggère que ce biais n'affecte pas les résultats.

La saison durant laquelle a été réalisée l'étude phytosociologique peut elle aussi apporter un biais à notre expérience. En effet, au mois de janvier, la totalité de la végétation peut ne pas avoir été représentée. Le cas des Amaranthaceae illustre ce problème, puisque ce sont des plantes pour la plupart annuelles

qui ne sont pas présentes dans la végétation en hiver. Par conséquent, le fait de retrouver le pollen de ce taxon dans les lavognes mais pas dans la végétation environnante se comprend.

2- Facteurs influençant la relation pollen/végétation

De nombreux facteurs peuvent avoir une conséquence sur la composition du registre pollinique et sa relation avec la végétation. C'est le cas du mode de dispersion du pollen et la taille des lavognes.

Le mode de dispersion du pollen et la représentation de la végétation associée

Les différences observées entre les données phytosociologiques et le spectre pollinique des mares peuvent s'expliquer par le mode de dissémination des pollens. En effet, les taxons polliniques tels que *Artemisia*, *Castanea*, *Cedrus* et *Corylus* sont caractérisés par l'anémogamie. Leurs pollen étant faiblement représentés dans le registre pollinique, il est très probable qu'ils aient parcouru de longues distances. Cela pourrait expliquer qu'ils ne soient pas représentés dans la végétation (Table 1). Ces taxons constituent ainsi ce qu'on appelle le pollen extra-local (Jacobson & Bradshaw, 1981).

Les Poaceae

La proportion en pollen de Poaceae ne descend pas en-dessous de 15% (Fig. 3). Ces données semblent cohérentes puisque ce taxon est très représenté autour des différentes mares (Table 1) et son mode de dissémination anémogame peut favoriser son dépôt dans les sédiments au fond des mares. Les Poaceae étant plutôt caractéristiques des milieux ouverts, il est normal d'en observer une telle proportion. En effet, les lavognes étudiées sont très souvent entourées de prairies (Brissaud & Ciccina, 2017).

Les Cichorioideae

Les Cichorioideae ne sont présentes dans la végétation qu'autour d'un seul milieu à Omb (genre *Cichorium*) (Table 1), alors qu'elles sont enregistrées dans les sédiments de toutes les mares. Comme ces pollens sont caractérisés par l'entomogamie (pollinisation par le biais d'insectes), ils ne peuvent parcourir de longues distances et font très probablement partie des taxons locaux (Jacobson & Bradshaw, 1981), à savoir ceux présents à moins de 20 m des lavognes. Dans ce cas, il est fort probable que cette sous-famille d'Asteraceae n'ait tout simplement pas été comptabilisée lors de l'utilisation de la méthode de Braun-Blanquet (1932). Selon Raunkiær (1904), cette famille comprend des espèces géophytes, hémicryptophytes ou thérophytes peu visibles durant l'hiver. Il est donc compréhensible qu'elles n'apparaissent pas dans les données phytosociologiques.

Les Conifères

Le pollen de *Pinus* s'est révélé très fortement représenté dans la totalité des lavognes échantillonnées (plus de 10 % pour la plupart) malgré la faible présence de ce genre dans la végétation. Son mode de dispersion anémogame et sa propension à produire une très forte quantité de pollen peut l'expliquer (Davis, 1984 ; Jato et al., 2000). C'est aussi le cas des grains de pollen de *Cedrus*, eux-aussi anémophiles, qui peuvent être produit en très grande quantité. Le pollen de *Pinus* peut être d'origine locale à Aur, Esp, Gleï et Omb, puisqu'il est présent dans les relevés phytosociologiques. Il peut être considéré

comme extra-local pour tous les autres milieux. Le pollen de *Cedrus* a en revanche une origine régionale. Ce genre, introduit en France (Rameau et al., 1989), a été planté à quelques endroits des causses (par exemple, près de la mare de Caunas, entre Viols-le-Fort et St-Martin-de-Londres).

La taille des lavognes

La taille des lavognes peut influencer la composition de l'assemblage pollinique (Jacobson & Bradshaw, 1981) : plus une lavogne est grande et plus elle enregistrera du pollen d'origine régionale et présentera une richesse pollinique importante. La taille peut également influencer le rapport pollen anémophile/entomophile (Prentice, 1985) : le pollen anémophile est plus léger et serait donc mieux enregistré dans les bassins de grande taille. L'absence de corrélation linéaire significative entre la surface des lavognes et la richesse pollinique suggère qu'il n'y a pas d'influence de la taille des mares sur l'enregistrement pollinique. Les différences de superficie entre les mares étudiées (de 170 à 730 m²) ne sont probablement pas suffisantes pour que la relation formalisée par Jacobson & Bradshaw (1981) et celle de Prentice (1985) puissent s'appliquer.

3- Pollen indicateur d'anthropisation

Les Amaranthaceae sont caractéristiques des milieux cultivés et des pâturages (Waselkov & Olsen, 2014). Behre (1981) les considère comme de bons marqueurs des milieux riches en azote, et par conséquent de milieux cultivés. La forte concentration de ce taxon à Esp pourrait s'expliquer par la végétation environnante. Cette lavogne est en effet située à proximité de cultures (Brisseau & Ciccina, 2017). Cependant, la mare Omb, moins riche en Amaranthaceae, est pourtant bien plus proche des zones cultivées. Cette différence suggère que l'enregistrement de Esp pourrait être lié à des facteurs stochastiques plutôt qu'aux caractéristiques de dispersion du pollen des Amaranthaceae (anémogame). Les CHA réalisées avec et sans Amaranthaceae (Fig. 1) montrent que ce taxon n'est pas le seul élément discriminant entre Esp et Omb. Cette différence se voit également dans

l'étude SIG (Brissaud & Ciccìa, 2017).

Un autre indicateur d'anthropisation est fourni par la dominance pollinique de *Quercus ilex-coccifera* par rapport à *Q. pubescens*-type. Cette dominance n'est pas retrouvée dans la végétation environnant les mares, mais correspond à un enregistrement régional. L'origine des formations de chêne vert en Méditerranée occidentale est liée à une pression anthropique millénaire (Reille & Pons, 1992). Cette anthropisation s'observe aussi par la présence d'Oleaceae dans les assemblages polliniques.

Les grains de pollen de *Pinus* sont vésiculés, c'est-à-dire qu'ils comportent deux ballonnets aérifères issus du décollement de l'ectexine par rapport à l'endexine (Reille, 1990). Il s'agit d'une zone assez fragile : une forte représentation de fragments de ce taxon pollinique peut être interprétée comme un indicateur de transport ou de perturbation des sédiments. Il n'est toutefois pas rare que les grains de pollen de *Pinus* se cassent au niveau des ballonnets aérifères durant leur dépôt suite à leur dissémination (Barnet, 1937). Dans notre cas, le nombre de fragments de pollen est trop faible pour pouvoir en inférer une perturbation du milieu. Enfin, les Cichorioideae, qui présentent une exine épaisse et très résistante, se conservent mieux que les autres grains de pollen, et sont particulièrement abondants dans les assemblages dégradés (McGregor et al., 2009 ; Lebreton et al., 2010). La faible abondance des Cichorioideae dans les assemblages polliniques des lavognes du Pic St-Loup révélatrice confirme la faible dégradation pollinique.

4- La notion d'aire pertinente de la source pollinique

Les tests de Student effectués pour comparer la végétation à 10, 100 et 500 m de la source pollinique (Annexe 1) révèlent que la végétation n'est associée à 10 m que pour 4 mares, et n'est pas associée pour des surfaces de dimension supérieure. Dans le cadre de notre étude, il apparaît difficile de définir l'aire adéquate d'association entre végétation

et pollen. Cela pourrait être dû à différents facteurs (par exemple, production pollinique, mode de dispersion ou dégradation) qui peuvent faire varier l'aire source du pollen (Sugita, 1994).

CONCLUSION

Notre travail s'est intéressé à l'enregistrement pollinique actuel dans 8 lavognes, dans le but de préciser l'origine (locale, extra-locale et régionale), de déceler les marqueurs des activités anthropiques et d'étudier la relation pollen/végétation. Le travail antérieur de Champreux et al. (2015) renseigne sur l'utilisation du mode de dissémination des taxons polliniques pour évaluer la distance des individus associés au lieu d'enregistrement pollinique. Notre travail s'est appuyé sur le leur et nous a permis de discuter de l'influence de la taille des lavognes, qui s'est révélée trop homogène pour impacter les enregistrements polliniques. La comparaison des données palynologiques avec l'étude cartographique de Brissaud & Ciccìa (2017) a permis de montrer le faible enregistrement des marqueurs d'anthropisation locaux. Enfin, seules 4 des 8 mares étudiées présentent des assemblages polliniques reflétant la végétation environnante à 10 m (pollen local). Les pollens identifiés dans l'assemblage s'expliquent donc essentiellement par la végétation régionale. Il serait intéressant de définir précisément l'aire source du pollen piégé dans les lavognes afin de pouvoir distinguer les apports polliniques locaux des apports régionaux et lointains.

RÉFÉRENCES

- Barnett J. (1937). Pollen Study of Cranberry Pond Near Emporia, Madison County, Indiana. *Butler University Botanical Studies*, 4 (3) : 55-64.
- Behre K.E. (1981). The Interpretation of Anthropogenic Indicators in Pollen Diagrams. *Pollen et Spores*, 23 (2) : 225-245.
- Berglund B.E. & Ralska-Jasiewiczowa M. (1986). Pollen analysis and pollen diagrams. In : B. E. Berglund & M. Ralska-

- Jasiewiczowa, *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*, pp. 455-484. J. Wiley & sons Ltd., Chichester.
- Braun-Blanquet J. (1932). *Plant Sociology; the Study of Plant Communities*. McGraw-Hill Book Company Incorporation, New York and London, 439 p.
- Brissaud A. & Ciccia T. (2017). Ecosystèmes de garrigue et prévention des incendies : apport de la géomatique. *Orpalm Synthesis*, 10 (2) : 65-77.
- Champreux A., de Laage de Meux R. & Duval M. (2015). Enregistrement pollinique des lavognes (Viols-en-Laval, Hérault) : miroir déformant de la végétation. *Orpalm Synthesis*, 8 (2) : 55-67.
- Davis O.K. (1984). Pollen frequencies reflect vegetation patterns in a Great Basin (U.S.A) mountain range. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 40 : 295-315.
- Gong C. & Hollander D.J. (1997). Differential Contribution of Bacteria to Sedimentary Organic Matter in Oxic and Anoxic Environments, Santa Monica Basin, California. *Organic Geochemistry*, 26 (9) : 545-563.
- Hammer Ø., Harper D.A.T. & Ryan P.D. (2001). PAST, Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaentologia Electronica*, 4 (1) : 1-9.
- Jacobson G.L. & Bradshaw R.H.W. (1981). The Selection of Sites for Paleovegetational Studies. *Quaternary Research*, 16 : 80-96.
- Jato M.V., Rodríguez F. J. & Seijo M. C. (2000). Pinus Pollen in the Atmosphere of Vigo and its Relationship to Meteorological Factors. *International Journal of Biometeorology*, 43 (4) : 147-153.
- Köhler A. (1893). Ein neues Beleuchtungsverfahren für mikrophotographische Zwecke. *Zeitschrift für wissenschaftliche Mikroskopie und für Mikroskopische Technik*, 10 (4) : 434-440.
- Lebreton V., Messager E., Marquer L. & Renault-Miskovsky J. (2010). A Neotaphonomic Experiment in Pollen Oxidation and its Implications for Archaeopalynology. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 162 (1) : 29-38.
- Limaye R.B., Kumaran N.K.P., Nair K.M. & Padmalal D. (2007). Non-pollen palynomorphs as potential palaeoenvironmental indicators in the Late Quaternary sediments of the West Coast of India. *Current Science*, 92 (25) : 1370-1382.
- McGregor H.V., Dupont L., Stuut J.-B.W. & Kuhlmann H. (2009). Vegetation Change, Goats, and Religion: A 2000-Year History of Land Use in Southern Morocco. *Quaternary Science Reviews*, 28 (15) : 1434-1448.
- Nalepka D. & Walanus A. (2003). Data Processing in Pollen Analysis. *Acta Palaeobotanica*, 43 (1) : 125-134.
- Prentice I.C. (1985). Pollen Representation, Source Area, and Basin Size: Toward a Unified Theory of Pollen Analysis. *Quaternary Research*, 23 (1) : 76-86.
- Rameau J.C., Mansion D., Dumé G., Timbal J., Lecointe A., Dupont F. & Keller R. (1989) *Flore forestière française, tome 1 : Plaines et collines*. Institut pour le développement forestier, Paris, 1795 p.
- Raunkiaer C. (1904). Om biologiske typer, med Hensyn til Planternes Tilpasning til at overle ugunstige Aarister. *Botanisk Tidsskrift*, 26 (14).
- Reille M. (1990). Introduction à l'étude de la morphologie pollinique. In : M. Reille (éd.), *Leçons de palynologie et d'analyse pollinique*. Edition du Centre national de la recherche scientifique, Paris, pp. 1-24.
- Reille M. (1992-1999). *Pollen et Spores d'Europe et d'Afrique du nord*. Laboratoire de Botanique Historique et Palynologie, Marseille.
- Reille M. & Pons A. (1992). The Ecological Significance of Sclerophyllous Oak Forests in the Western Part of the Mediterranean Basin: A Note on Pollen Analytical Data. *Vegetatio*, 99 : 13-17.
- Sugita S. (1994). Pollen representation of vegetation in Quaternary sediments: Theory and method in patchy vegetation. *Journal of Ecology*, 82 (4) : 881-897.
- Warner B. (1990), *Methods of quaternary*

ecology. Geological Association of Canada,
Saint John's, 170 p.

Waselkov K.E. & Olsen K. M. (2014).
Population Genetics and Origin of the

Native North American Agricultural Weed
Waterhemp (*Amaranthus tuberculatus*;
Amaranthaceae). *American Journal of
Botany*, 101 (10) : 1726-1736.

ANNEXE 1. Relevés phytosociologiques réalisés sur les 8 lavognes

Genre / Espèce / Auteur	Code	Famille	AUR 1	AUR 2	AUR 3	GLE 1	GLE 2	CLA 1	CLA 2	MAS9 1	MAS9 2	COS 1	LAU 1	LAU 2	OMB 1	ESP 1	ESP 2
Sol nu (%)			0	30	60	70	0	20	10	0	10	10	40	10	0	30	10
<i>Achillea millefolium</i> L.	Acmi	Asteraceae											+	1			
<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	Ageu	Rosaceae	+														
<i>Amelanchier ovalis</i> Medik.	Amov	Rosaceae				+						+					
<i>Anagallis arvensis</i> L.	Anar	Primulaceae							+								
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i> L.	Apmo	Asparagaceae			1-2	1	1	1			1						
<i>Argyrobolium zanonii</i> Turra	Arza	Fabaceae															1
<i>Asparagus acutifolius</i> L.	Asac	Asparagaceae						+			1	+				1	
<i>Asphodelus ramosus</i> L.	Asra	Xanthorrhoeaceae	+														
<i>Brachypodium phoenicoides</i> L.	Brph	Poaceae						1									
<i>Brachypodium retusum</i> Pers.	Brre	Poaceae							1								
<i>Buxus sempervirens</i> L.	Buse	Buxaceae		3	2	2	4	2				2				3	
<i>Carduus</i> sp. L.	Casp	Asteraceae	1												1		
<i>Carex flacca</i> Schreb.	Cafl	Cyperaceae		3		1	1			1		1		1			
<i>Carex halleriana</i> Asso	Caha	Cyperaceae							+		1					1	
<i>Carlina vulgaris</i> L.	Cavu	Asteraceae							1					+			1
<i>Cichorium intybus</i> L.	Ciin	Asteraceae														1-2	
<i>Clematis vitalba</i> L.	Clvi	Ranunculaceae									+		+				
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	Crmo	Rosaceae	+														
<i>Daucus carota</i> L.	Daca	Apiaceae	1								+	+			1		1
<i>Echium vulgare</i> L.	Ecvu	Boraginaceae	+					1	1					+	1		1
<i>Eryngium campestre</i> L.	Erca	Apiaceae	1	+				+	1				1	1	1		1
<i>Euphorbia characias</i> L.	Euch	Euphorbiaceae										+	1				
<i>Euphorbia nicaeensis</i> All.	Euni	Euphorbiaceae									+						
<i>Filipendula vulgaris</i> Moench	Fivu	Rosaceae										1					
<i>Fumana ericoides</i> Cav.	Fuer	Cistaceae			1-2	1	1									1	1
<i>Genista scorpius</i> L.	Gesc	Fabaceae		1	1	+		1	1		2	1	1	2			1-2
<i>Globularia vulgaris</i> L.	Glvu	Plantaginaceae			1	1								1		1	
<i>Hedera helix</i> L.	Hehe	Arialaceae							1		+		1				
<i>Helianthemum apenninum</i> L.	Heap	Cistaceae			1	+											
<i>Helianthemum oelandicum</i> L.	Heoe	Cistaceae			1	1								+		1	1
<i>Helichrysum stoechas</i> L.	Hest	Asteraceae				+											
<i>Helleborus foetidus</i> L.	Hefo	Ranunculaceae											1				
<i>Juniperus communis</i> L.	Juco	Cupressaceae	1	2	1				+				1	1	1	+	
<i>Juniperus oxycedrus</i> L.	Juox	Cupressaceae		2	1	1-2	1	2-3	2-3	1	2	2	2	1-2	1	3	1-2
<i>Juniperus phoenicea</i> L.	Juph	Cupressaceae			+	1										+	
<i>Lavandula latifolia</i> Medik.	Lala	Lamiaceae							1		1			1		1	1
<i>Lithodora fruticosa</i> L.	Lifr	Boraginaceae			+												
<i>Lonicera etrusca</i> Santi.	Loet	Caprifoliaceae									+		1				
<i>Lotus dorycnium</i> L.	Lodo	Fabaceae	1	+					1		1						1

Genre / Espèce / Auteur	Code	Famille	AUR 1	AUR 2	AUR 3	GLE 1	GLE 2	CLA 1	CLA 2	MAS9 1	MAS9 2	COS 1	LAU 1	LAU 2	OMB 1	ESP 1	ESP 2
<i>Lotus hirsutus</i> L.	Lohi	Fabaceae	3												1		
<i>Odontites luteus</i> L.	Odlu	Orobanchaceae	+		1												1
<i>Ononis minutissima</i> L.	Onmi	Fabaceae						+									1
<i>Ophrys</i> sp. L.	OpSP	Orchidaceae							+						+	+	1
<i>Phillyrea latifolia</i> L.	Phla	Oleaceae		+					1		1	2-3	1	+		1	1
<i>Phlomis lychnitis</i> L.	Phly	Lamiaceae															1
<i>Pistacia saportae</i> Burnat	Pisa	Anacardiaceae												+			
<i>Pistacia terebinthus</i> L.	Pite	Anacardiaceae							+								
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Plla	Plantaginaceae														+	
<i>Populus nigra</i> L.	Poni	Salicaceae													+		
<i>Potentilla neumanniana</i> L.	Pone	Rosaceae			+									1	+		1
<i>Prospero autumnale</i> L.	Prau	Asparagaceae						1		1	1	1	1	1			
<i>Prunella vulgaris</i> L.	Prvu	Lamiaceae	1-2								+	1		1			
<i>Prunus spinosa</i> L.	Prsp	Rosaceae								1				+		+	+
<i>Pyrus spinosa</i> Forssk.	Pysp	Rosaceae	+							1	2			1	1		+
<i>Quercus ilex</i> L.	Quil	Fagaceae		4-5	+		3	3	1		3	2-3	4	1		3-4	
<i>Quercus pubescens</i> Willd.	Qupu	Fagaceae					2	2			1	2	2	1			
<i>Rhamnus alaternus</i> L.	Rhal	Rhamnaceae					1				1		1	1			
<i>Rosa canina</i> L.	Roca	Rosaceae	+								1		1-2	1	1	1	1
<i>Rosa sempervirens</i> L.	Rose	Rosaceae															
<i>Rosmarinus officinalis</i> L.	Roof	Lamiaceae		1	1-2	2	1							1		1-2	2
<i>Rubia peregriana</i> L.	Rupe	Rubiaceae						1				+	1	+	+	1	
<i>Rubus ulmifolius</i> Schott.	Ruul	Rosaceae	+						1	1	1	+	2	1-2	1		
<i>Ruscus aculeatus</i> L.	Ruac	Asparagaceae									1	1	1	1			
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	Sami	Rosaceae							1	1	1	1		1			1
<i>Schoenus nigricans</i> L.	Seni	Cyperaceae			2	2	1		+								
<i>Sedum sediforme</i> Jacq.	Sese	Crassulaceae												1			
<i>Smilax aspera</i> L.	Smas	Smilacaceae									1	+	1				
<i>Stachelina dubia</i> L.	Stdu	Asteraceae															1
<i>Thymus serpyllum</i> L.	Thse	Lamiaceae							+								
<i>Thymus vulgaris</i> L.	Thvu	Lamiaceae				1	+	+	2-3	2	2	1	1	5	1	2	3-4
<i>Ulmus minor</i> Mill.	Ulmi	Ulmaceae													1		
<i>Vitis vinifera</i> L.	Vivi	Vitaceae															
bryophytes s.l.	BRYO		1	1	1	1	1	1	1-2	1	1	1	1	2	1	1	1
Poacées	POAC		5	3	1	1	1	2	5	5	5	4	3	3	5	1	5

ANNEXE 2. Tests de Student réalisés entre les données palynologiques et les données de couverture végétale (Brissaud & Ciccia, 2017) pour *Q. ilex-coccifera*, *Q. pubescens*-type et Conifères (*Pinus*). ns, différence non significative ; * différence significative (p-value < 0,05).

Lavogne	Distance (m)	p-value	Résultat
Aur	10	0,2421	ns
	100	0,3041	ns
	500	0,1363	ns
Cla	10	0,0395	*
	100	0,2938	ns
	500	0,2667	ns
Cos	10	0,2886	ns
	100	0,2886	ns
	500	0,2370	ns
Esp	10	0,2541	ns
	100	0,2600	ns
	500	0,2081	ns
Glei	10	0,0498	*
	100	0,3259	ns
	500	0,1478	ns
Lau	10	0,0124	*
	100	0,3518	ns
	500	0,2078	ns
Mas9	10	0,0330	*
	100	0,0848	ns
	500	0,3061	ns
Omb	10	0,0755	ns
	100	0,0829	ns
	500	0,2019	ns

ANNEXE 3. Richesse pollinique (nombre de taxons) et superficies des lavognes

Lavognes	Richesse pollinique	Superficie (m²)
AUR	15	300
CLA	18	200
COS	16	170
ESP	15	200
GLE	17	730
LAU	20	430
MAS9	19	180
OMB	19	180

LES DIATOMÉES DES LAVOGNES DE LA RÉGION DU PIC ST-LOUP (HÉRAULT)

Marie-Charlotte Bordeaux ¹, Mathilde Hauteceur ², Laura Malbezin ³

Institut des Sciences de l'Évolution de Montpellier (UMR 5554)

Université de Montpellier, Place Eugène Bataillon, CC065, 34095 Montpellier cedex 05, France

¹ marie-charlotte.bordeaux@etu.umontpellier.fr, ² mathilde.hauteceur@etu.umontpellier.fr,

³ laura.malbezin@etu.umontpellier.fr

Encadrement : Laurent Brémond

Citation: Bordeaux M.-C., Hauteceur M. & Malbezin L. (2017). Les diatomées des lavognes de la région du Pic St-Loup (Hérault). *Orpalm Synthesis*, 10 (2) : 25-35.

Résumé : Les référentiels des diatomées de la région méditerranéenne se focalisent surtout sur les cours d'eau. Afin de les compléter, des prélèvements de sédiments ont été effectués dans huit mares proches du Pic Saint-Loup (Hérault). Ces algues brunes sont de bons bio-indicateurs permettant de reconstituer l'environnement dans lequel elles se trouvent. Les résultats obtenus montrent l'existence de deux genres caractéristiques de milieux pollués, *Nitzschia* et *Eolimna*, ce qui révèle la qualité médiocre de l'eau des mares.

Mots clés : référentiel actuel, bio-indicateur, microalgue, mare temporaire, Méditerranée

Abstract: *Diatoms of temporary ponds of the Pic Saint-Loup region (Hérault).* Modern records of diatoms in the Mediterranean region mainly concern rivers. In order to complete them, sediment sampling was conducted in eight ponds, so-called *lavognes*, close to Pic Saint-Loup (Hérault). These brown algae are good bio-indicators allowing reconstruction of the environment in which they grow. The obtained results show the occurrence of two genera characteristic of polluted environments (*Nitzschia* and *Eolimna*), which reveals the low quality of pond waters.

Keywords: modern record, bio-indicator, microalgae, temporary pond, Mediterranean

Le bassin Méditerranéen est une des zones de diversité de plantes les plus importantes au monde (Médail & Verlaque, 1997). Son climat particulier a permis l'émergence de l'agriculture et du pastoralisme il y a plus de 11000 ans. Afin de répondre aux besoins du bétail, les éleveurs des régions sèches ont aménagé des mares temporaires (appelées lavognes en Languedoc), qui sont devenues des réservoirs importants de biodiversité (Williams et al., 2004). La région méditerranéenne est vulnérable aux changements environnementaux (Giorgi & Lionello,

2008) qui impactent la composition en espèces végétales et animales. Seules les espèces adaptées aux nouvelles conditions subsistent, et certaines d'entre elles peuvent être considérées comme des bio-indicateurs ; c'est le cas de certains arbres, identifiables par leur pollen, de mollusques bivalves comme les moules (Catsiki & Florou, 2005) ou encore de vertébrés comme certaines espèces de poissons (Birungi et al., 2007). En plus d'être des indicateurs de conditions environnementales, tels que le pH ou la quantité en nutriments du milieu, les poissons et les moules sont capables d'accumuler et de

concentrer des polluants dans leurs tissus. Ce sont des modèles souvent utilisés afin de mettre en évidence la présence de polluants organiques et de métaux dans le milieu (Maurice, 1996). Depuis les premières prises de conscience en termes de pollution et l'émergence du mouvement écologiste dans les années 60 (Carlson, 1962), beaucoup d'études ont été réalisées sur des espèces bio-indicatrices de pollution, et en particulier sur les diatomées (Kobayashi & Mayama, 1982 ; Rimet, 2012). Ces dernières ont en effet la capacité de répondre rapidement aux changements environnementaux.

Ces microalgues brunes unicellulaires possèdent deux frustules emboîtées qui forment un exosquelette siliceux et se développent dans tous les milieux aquatiques (marin, doux ou saumâtre ; Loir, 2004), ainsi que dans les cours d'eau ou dans des milieux temporaires. La sédimentation des frustules, après leur mort, permet d'avoir un enregistrement de leur présence et de révéler les conditions environnementales dans lesquelles elles se sont développées.

Les diatomées peuvent être présentes dans des sédiments anciens (Bussard, 2015). Sur les causses de l'arrière-pays montpelliérain, l'entretien régulier des lavognes ne permet malheureusement pas de réaliser de prélèvement de sédiments et empêche ainsi la reconstitution des paléoenvironnements.

Alors que plusieurs référentiels ont déjà été réalisés sur des cours d'eau de la région (Asconit Consultants, 2010, 2013), les lavognes ont été très peu étudiées. Afin d'étendre les référentiels actuels, des prélèvements de sédiments ont été effectués dans des mares de la région du Pic Saint-Loup (Hérault).

MATERIEL ET METHODES

1- Présentation du site

Le sédiment déposé au fond de huit lavognes a été échantillonné en période hivernale (les 18 et 19 janvier 2017). Les sites se situent à proximité du village de Notre Dame de Londres, au nord de l'Hortus, à 30 km

environ de Montpellier (34).

Les 8 mares où ont été effectués les prélèvements sont proches de chênaies (COS), de fruticées (AUR, GLEI), de prairies (CLA, MAS9, ESP, LAUZ) ou de vignes (OMB) (Table 1). Plus généralement, ces mares se situent dans la garrigue, qui est une résultante de la réponse du couvert végétal à la pression humaine. Ce milieu est considéré comme anthropisé (Baudot, 1997).

2- Extraction et comptage des diatomées

Quelques grammes de sédiments ont été sous-échantillonnés et transférés dans des tubes à centrifuger. Après centrifugation (deux fois 3 min à 3000 tours/min), le surnageant a été éliminé afin d'obtenir des échantillons présentant un même taux d'humidité. Après chaque centrifugation, les surnageants ont été testés afin de vérifier l'absence de diatomées. Afin d'oxyder la matière organique, 2 cm³ de sédiments ont été séchés dans une étuve dans le but d'obtenir une masse sèche qui a été mise en solution avec du peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) sur plaque chauffante à 65°C. Les échantillons obtenus après réaction ont été rincés à l'eau distillée, puis centrifugés 3 fois 3 min à 3000 tours/min. Pour éliminer les résidus calcaires, les échantillons ont été mis en présence d'acide chlorhydrique (HCl), toujours sur plaque chauffante. Pour finir la solution permettant l'observation des diatomées, 3 centrifugations de 5 min à 2000 tours/min ont été réalisées, puis les culots ont été dilués dans des béchers avec 25 ml d'eau distillée. Pour chaque échantillon, 5 µl de cette solution ont été disposés sur des lamelles puis séchés au dessiccateur. Enfin, les lamelles sèches ont été montées sur des lames chauffées et fixées au Naphrax. L'identification des diatomées a été réalisée sous microscope optique, à l'aide de plusieurs clés de détermination (Coste & Rumeau, 1998 ; Asconit Consultants, 2003 ; Loir, 2004).

Table 1. Caractéristiques des huit mares étudiées

Mares	Code	Richesse	Hydrologie	Profondeur	Surface (m ²)	Substrat	Milieu	Environnement
Auroux	AUR	11	Permanente	Moyenne	160	Vase	Ouvert	Prairie et Chênaie
Gleisette	GLEI	6	Temporaire	Faible	400	Terre argileuse	Ouvert	Fruticée et Chênaie
Clapas	CLA	19	Temporaire	Faible	225	Terre argileuse	Ouvert	Prairie et Chênaie
Mas Neuf	MAS9	18	Permanente	Forte	300	Pavé	Ouvert	Prairie et Chênaie
Coste	COS	6	Permanente	Forte	100	Vase (silice) Roches	Fermé	Chênaie
Lauze	LAUZ	12	Permanente	Forte	225	Vase (silice)	Ouvert	Prairie
Ombre	OMB	8	Permanente	Forte	180	Vase (silice)	Ouvert	Vigne et prairie
Espinas	ESP	15	Permanente	Moyenne	120	Vase (silice)	Ouvert	Prairie et Chênaie

3- Exploitation des données

Les données ont été saisies sur EXCEL puis exportées sur le logiciel PAST (Hammer et al., 2001), ce qui a permis de réaliser une courbe de raréfaction. Cette méthode permet de calculer la richesse des espèces en fonction du nombre d'individus échantillonnés, et de savoir si les efforts de comptage ont été suffisants pour pouvoir exploiter les résultats. L'effort de comptage est considéré suffisant lorsque les courbes obtenues atteignent un plateau. Pour écarter la possibilité d'erreur de comptage, nous avons fait les analyses sur les taxons dont au moins 4 individus ont été comptés.

Afin de mettre en évidence les relations entre les mares par rapport à leur composition taxonomique, une classification hiérarchique ascendante (CHA) a été réalisée. Notre analyse ordonne les mares et utilise une distance euclidienne (Huriot & Perreur, 1990). Plus celle-ci est petite, plus les mares sont proches dans leur composition taxonomique. Une analyse factorielle des correspondances (AFC), méthode d'analyse de données multivariées, a permis de représenter sur le même graphique, la distribution des mares et des espèces suivant des axes pouvant correspondre à des facteurs environnementaux. Puisque le nombre d'axes pouvant être représenté est limité, il est intéressant de choisir les plus significatifs, car ce sont ceux qui expliquent le mieux l'information contenue dans la matrice (Bachelet, 2010).

Enfin, pour tester la corrélation entre la taille des mares et la richesse spécifique en diatomées, un test de Pearson a été réalisé avec le logiciel RStudio.

RESULTATS

1- Courbes de raréfaction

La plupart des mares voient leur courbe de raréfaction se terminer par un plateau (Fig.1).

Toutefois, cela n'est pas le cas pour MAS9, ce qui est dû en partie au faible nombre d'individus comptés. Nous pouvons remarquer que LAUZ et OMB ont une courbe de raréfaction proche de AUR, mais n'atteignent pas tout à fait un plateau net. Les résultats obtenus sont exploitables statistiquement ; seules quelques précautions seront à prendre pour MAS9, et éventuellement pour LAUZ, OMB et AUR.

2- Diversité et répartition des diatomées

Le travail réalisé a permis d'identifier dans les lavognes du Pic St-Loup 22 genres et 63 espèces de diatomées (dont une est représentée par deux variétés) (Annexes 1 et 3). Le diagramme d'abondance moyenne (Fig. 2) révèle la présence de genres dominants : *Nitzschia* (21,9%), *Achnanthes* (20,5%), *Frustulia* (12,8%) et *Navicula* (11,5%) (Annexe 1). Parmi les principaux genres relevés, certains, comme *Nitzschia*, sont présents dans la plupart des mares, alors que d'autres, comme *Cymatopleura*, sont moins abondants et présents dans un faible nombre de sites. Des différences importantes entre mares ont été observées au niveau des genres dominants : *Achnanthes* et *Nitzschia* dans CLA, COS et MAS9, *Frustulia* et *Navicula* dans LAUZ et ESP, et *Amphora* et *Eolimna* dans OMB.

3- Classification hiérarchique ascendante (CHA)

La CHA (Fig. 3) permet de faire la relation entre les mares en fonction de leur affinité taxonomique. Cette classification permet de distinguer trois groupes : groupe 1 constitué seulement de LAUZ ; groupe 2 comprenant COS et CLA ; groupe 3 réunissant OMB, MAS9, ESP, AUR et GLEI.

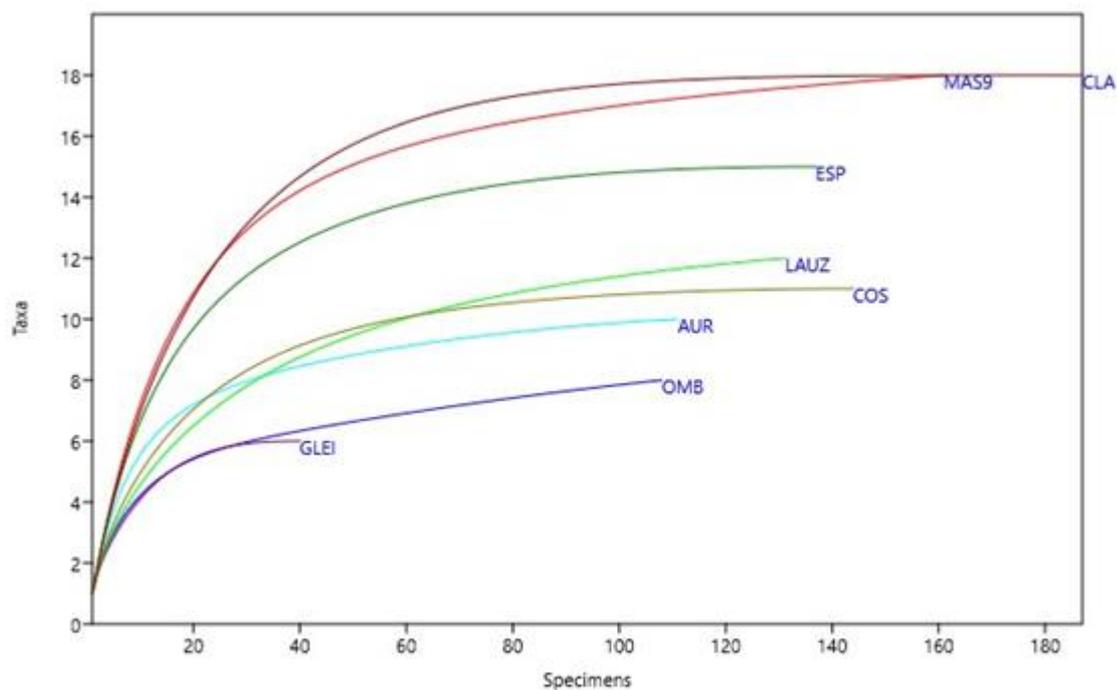


Figure 1. Courbes de raréfaction représentant l'effort de comptage pour les huit mares étudiées

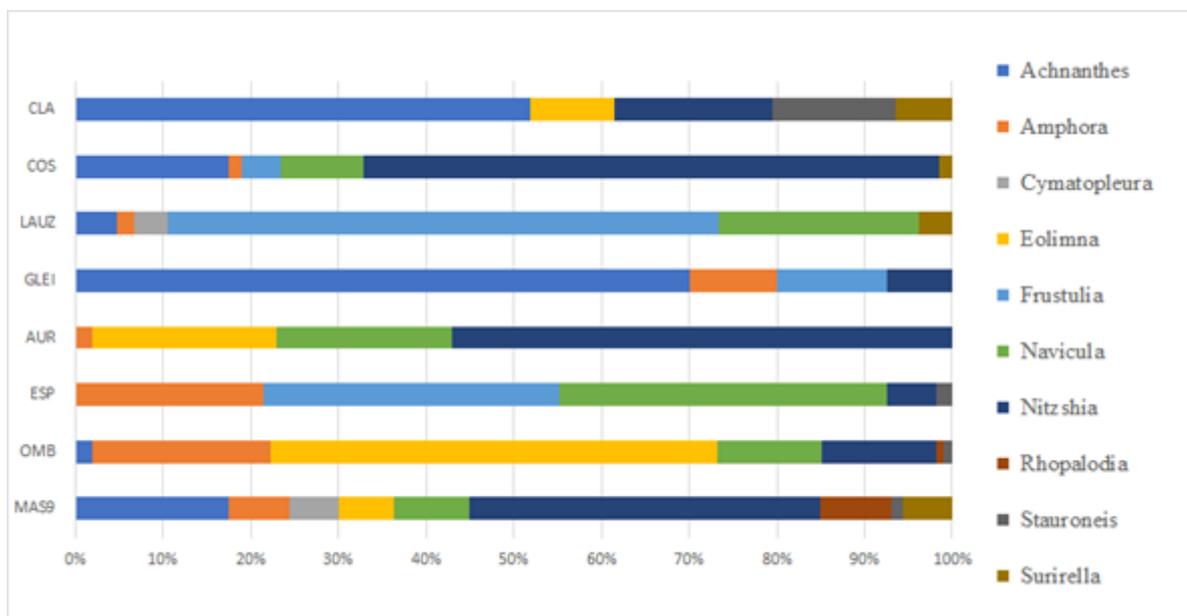


Figure 2. Abondance moyenne en pourcentage des principaux genres de diatomées (enregistrement supérieur à 1%) dans les 8 mares étudiées

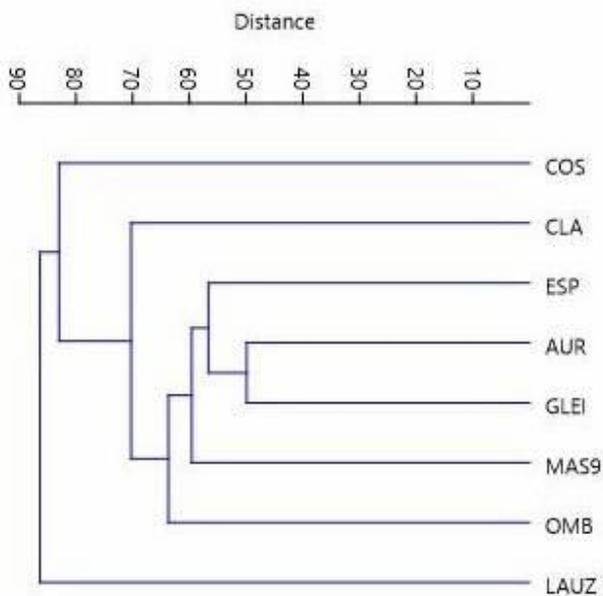


Figure 3. Classification hiérarchique ascendante des huit lavognes sur la base de 51 taxons présentant au moins 4 individus.

4- Analyse Factorielle de Correspondances (AFC)

L'axe 1 de l'AFC (Fig. 4) isole les mares LAUZ et ESP, qui ont une contribution négative. Cela suggère que ces deux mares ont une composition spécifique différente des autres sites. L'espèce *Rhicosphenia abbreviata* (Rho.abb), proche de LAUZ, est en effet uniquement présente dans cette mare (Annexe 3). Il en est de même pour *Nitzschia palea* var. *debilis* (Nit.pvd) qui est proche du site AUR. À l'extrémité positive de l'axe 1, un gradient semble se former entre les autres mares. Sur le 2^e axe, les lavognes ESP, AUR et OMB ont une contribution négative et se différencient de LAUZ, MAS9, COS, CLA et GLEI, formant un nuage du côté positif de l'axe. Au contraire des espèces, qui comme *Nitzschia gracilis* (Nit.gra), n'ont été trouvées que dans une seule mare (COS), d'autres se trouvent dans plusieurs mares. C'est notamment le cas de *Navicula* sp. (Nav.sp), positionnée entre les mares OMB et AUR (Fig.4) et se retrouvant dans celles-ci en quantités similaires (Annexe 3).

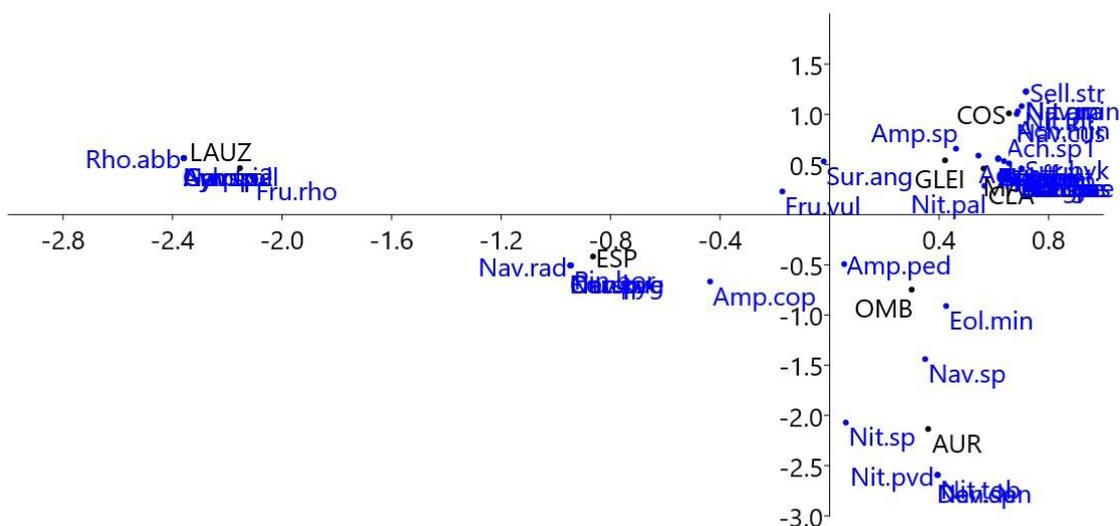


Figure 4. Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) de 51 taxons présentant au moins 4 individus et prélevés sur 8 sites. Les valeurs propres des axes 1 (abscisses) et 2 (ordonnées) sont respectivement 19,6 et 17,7%.

DISCUSSION

1- Assemblages de diatomées

Les résultats obtenus montrent d'importantes différences d'abondance et de diversité de diatomées entre les mares étudiées (Fig. 2). L'AFC (Fig. 4) permet d'identifier des espèces présentes dans la plupart des mares et des espèces localisées dans certains sites. Ces différences peuvent être expliquées par des variations de conditions écologiques et/ou physico-chimiques (Daubenmire, 1948).

L'étude de terrain a permis de constater que les lavognes étudiées se trouvent majoritairement en milieu ouvert (Table 1), où des traces de bétail sont visibles (c'est en particulier le cas aux abords de MAS9). Les genres *Achnanthes*, *Eolimna* et *Nitzschia* sont abondants dans ce site, où ils représentent 63,4% des taxons observés (Annexe 1). Les genres *Eolimna* et *Nitzschia* sont caractéristiques de milieux eutrophes et acides, et traduisent une pollution des eaux (Asconit Consultants, 2010 ; Smol & Stoermer, 2010). Leur position sur le côté positif de l'axe 1 de l'AFC (Fig. 4) suggère que cet axe représente un gradient d'eutrophisation des eaux. De ce fait, les mares ayant une contribution positive sur l'axe 1 (COS, GLEI, MAS9, CLA, OMB et AUR) seraient alors les plus polluées. La mare OMB possède aussi en majorité des *Eolimna* (50,9%) et des *Nitzschia* (12,9%). Elle se trouve sur un domaine viticole pouvant être à l'origine des rejets de nitrates et de phosphates, participant ainsi à l'eutrophisation. Ces observations pourraient expliquer leur rapprochement sur la CHA (Fig. 3). Au contraire, les mares LAUZ et ESP, qui ont une contribution négative sur l'axe 1 de l'AFC, contiennent principalement des *Frustulia* (Fig. 2), qui indiquent une eau peu polluée. Ces résultats confirment que la qualité de l'eau est un facteur primordial de contrôle des assemblages de diatomées (Duong, 2006).

Selon Kaland et Stabell (1981), les diatomées et les pollens peuvent être étudiés conjointement, car ils seraient soumis à des

conditions environnementales similaires. Des facteurs tels que l'acidité ou encore la quantité en nutriments du sol et de l'eau, pourraient révéler des assemblages particuliers de diatomées et de pollens. L'étude des assemblages polliniques au niveau des 8 lavognes a permis de mettre en évidence la présence d'un taxon pollinique, les *Amaranthaceae*, caractéristiques de milieux cultivés et riches en azote (Di-Stasi et al., 2017). Celui-ci a été observé dans OMB, confirmant l'eutrophisation de ce milieu. Cependant, il est également présent en grande quantité dans le site ESP, alors que l'assemblage de diatomées révèle une eau de bonne qualité.

La quantité de diatomées est moins importante dans la mare asséchée (GLEI) que dans les autres mares (Table 1). Cette quantité est liée à la présence d'eau : cette dernière semble essentielle à la bonne conservation des frustules (Barthe et al., 2013). A l'exception de GLEI, les grandes mares semblent posséder une diversité d'espèces plus importante que les petites mares. Toutefois, au contraire de ce qui a été observé dans d'autres études (Bouchard, 2004) et prédit par la théorie biogéographique des îles (McArthur & Wilson, 1967), la taille des mares n'est pas corrélée à leur richesse spécifique ($db= 6$, $r= 0,02$, $p\text{-value}= 0,97$). Ce modèle fait en effet entrer en jeu le processus d'extinction mais aussi d'immigration. Pour ce dernier, le paramètre essentiel semble être la distance séparant les sites. Afin de tester l'influence de paramètres spatiaux sur la richesse en diatomées, il faudrait donc, en plus de mesurer la taille des mares, mesurer la distance les séparant les unes des autres.

2- Biais et limites méthodologiques

Encyonopsis subminuta n'a été observée que dans deux mares : AUR et CLA. Etant caractéristique d'eaux peu acides et peu eutrophes (Asconit Consultants, 2010), son abondance dans AUR pourrait être interprétée comme indiquant des conditions environnementales favorables. Toutefois, sa petite taille (10-15 μm) rend difficile son observation et son identification avec des

microscopes optiques classiques. Le fait que ces deux mares aient été analysées par une seule analyste sur le seul microscope propice à l'observation de diatomées suggère qu'elle pourrait également se trouver dans d'autres mares. En conséquence, *E. subminuta* a été supprimée de nos analyses, car elle présentait potentiellement un biais méthodologique.

De plus, les conditions climatiques lors des échantillonnages ont pu affecter la présence des diatomées. En effet, la température était négative. De ce fait, la surface de toutes les mares était couverte d'une couche de glace de quelques cm d'épaisseur. Or, les espèces de diatomées de milieu tempéré se développent préférentiellement à des températures plus élevées (Suzuki & Takahashi, 1995). Ces conditions sont susceptibles d'avoir influencé la composition des assemblages de diatomées (Laing & Smol, 2000). Pour vérifier l'influence de la saison de collecte des sédiments, il serait intéressant de réaliser plusieurs prélèvements à différentes saisons.

Enfin, les diatomées sont sensibles aux conditions d'acidité du milieu (Gottschalk, 2012) et à la conductivité de l'eau (Virtanen, 2012). L'étude de ces paramètres aurait pu apporter des informations supplémentaires pour expliquer la composition des assemblages de diatomées. Il serait également intéressant de référencer les communautés de diatomées des cours d'eau de la région, et de les comparer avec les communautés des eaux stagnantes, afin de rendre compte d'une potentielle influence de ce facteur.

CONCLUSION

La présente étude a permis de réaliser un référentiel actuel des diatomées présentes dans huit mares de la région du Pic St-Loup. Les résultats obtenus mettent en évidence une corrélation entre le degré de pollution de l'eau et la présence de certains genres. En effet, les genres tolérants à la pollution tels que *Eolimna* et *Nitzschia* traduisent des eaux de faible qualité, contrairement à *Frustulia* qui indique des mares plus propres. Ceci révèle l'influence des conditions environnementales, notamment la qualité des eaux, sur la distribution en microalgues.

Les analyses réalisées ont toutefois pu être biaisées par des erreurs d'expérimentation et des imprécisions de reconnaissance des diatomées. Il aurait été intéressant de relever des paramètres physico-chimiques, tels que le pH et la conductivité, mais également la profondeur des mares qui est généralement corrélée à la durée de l'hydropériode (Smol & Stoermer, 2010). L'étude d'archives fossiles pourrait mettre en évidence la fluctuation de ces paramètres dans le temps, en utilisant conjointement des bio-indicateurs tels que les diatomées et le pollen. Cela permettrait de mieux comprendre la dynamique passée de ces milieux, ainsi que l'impact des perturbations et des changements climatiques sur leur contenu phytoplanctonique.

REFERENCES

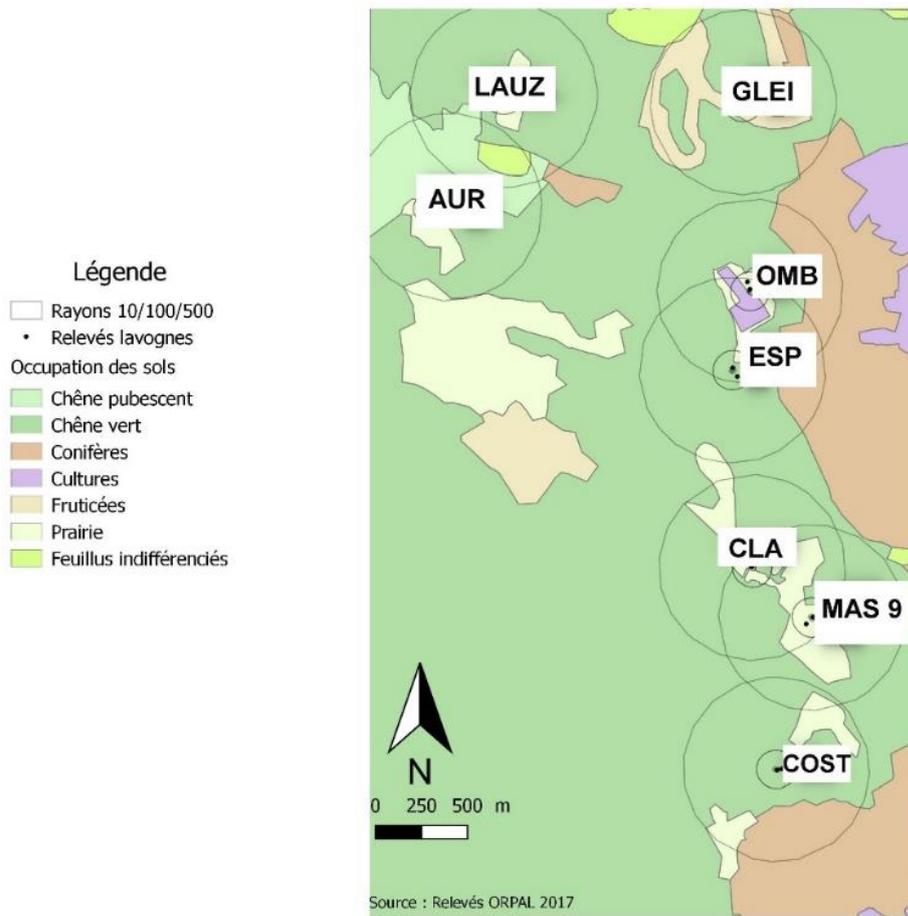
- Asconit Consultants pour DREAL L-R (2010). *Prélèvements et déterminations taxonomiques du phytobenthos ó Diatoméesó dans les cours d'eau de la région Languedoc-Roussillon, Lots n° 1 et n° 2 Pyrénées Orientales & Aude Campagne*. Région Languedoc-Roussillon, Montpellier, 140 p.
- Asconit Consultants pour DREAL L-R (2013). *Atlas des diatomées de la région Languedoc-Roussillon*. Région Languedoc-Roussillon, Montpellier, 561 p.
- Bachelet R. (2010). *L'AFC pour les nuls*. Creative Commons, Lille, 46 p.
- Barthe D., Cazalis L. & Lossaint S. (2013). Palynomorphes des zones humides de la vallée du Galeizon. *ORPAL Synthesis*, 6 : 25-36.
- Baudot P., Bley D., Brun B., Pagezy H. & Vernazza-Licht N. (1997). *Impact de l'Homme sur les milieux naturels : perceptions et mesures*. Editions de Bergier, Châteauneuf de Grasse, 208 p.
- Bouchard G., Gajewski K. & Hamilton P.B. (2004). Freshwater diatom biogeography in the Canadian Arctic Archipelago. *Journal of Biogeography*, 31 : 1955-1973.
- Brissaud A. & Ciccio T. (2017). Ecosystèmes de garrigue et prévention des incendies :

- apport de la géomatique. *Orpalm Synthesis*, 10 (2) : 65-77.
- Bussard A. (2015). *Capacités d'acclimatation des diatomées aux contraintes environnementales*. Thèse de Doctorat, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, 302 p.
- Carlson R. (1962). *Printemps silencieux*. Houghton Mifflin, Boston, 287 p.
- Catsiki V.A. & Florou H. (2005). Study on the behavior of the heavy metals Cu, Cr, Ni, Zn, Fe, Mn and ¹³⁷Cs in an estuarine ecosystem using *Mytilus galloprovincialis* as a bioindicator species: the case of Thermaikos gulf, Greece. *Journal of Environmental Radioactivity*, 86 (1) : 31-44.
- Coste M. & Rumeau A. (1988). Initiation à la systématique des diatomées d'eau douce. *Bulletin officiel de la Pêche et de la Pisciculture*, 309 : 1-69.
- Daubenmire R.F. (1948). *Plants and environment. A textbook of plant autecology*. J.Wiley & Sons, New York, 424 p.
- Di-Stasi R., Lalanne J. & Martiné E. (2017). Assemblage pollinique des lavognes du nord du Pic Saint Loup (Hérault). *Orpalm Synthesis*, 10 (2) : 9-23.
- Duong T.T. (2006). *Réponses des Diatomées fixées aux pollutions organiques et métalliques dans les hydrosystèmes Nhue-Tolich (Hanoi, Vietnam), et Lot-Riou Mort (France)*. Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux, 261 p.
- Giorgi F. & Lionello P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region, *Global and Planetary Change*, 63 (2-3) : 90-104.
- Gottschalk S. & Kahlert M. (2012). Shifts in taxonomical and guild composition of littoral diatom assemblages along environmental gradients. *Hydrobiologia*, 694 : 41- 56.
- Hammer Ø., Harper D.A.T. & Ryan P.D. (2001). PAST, Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaentologia Electronica*, 4 (1) : 1-9.
- Huriot J.-M. & Perreur J. (1990). *Distances, espaces et représentations*. Document de travail, Université de Bourgogne, 39 p.
- Kaland P.E. & Stabell B. (1981). Methods for absolute diatom frequency analysis and combined diatom and pollen analysis in sediments. *Nordic Journal of Botany*, 1: 697- 700.
- Kobayashi H. & Mayama S. (1982). Most pollution-tolerant diatoms of severely polluted rivers in the vicinity of Tokyo, Japanese. *Journal of Phycology*, 30 : 188-196.
- Laing T.E. & Smol J.P. (2000). Factors influencing diatom distributions in circum-polar treeline lakes of northern Russia. *Journal of Phycology*, 36 : 1035-1048.
- Loir M. (2004). *Guide des diatomées*, Edition Delachaux et Niestlé, Paris, 240 p.
- McArthur R.H. & Wilson E.O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, 203 p.
- Maurice M. (1996). *L'Écotoxicologie appliquée au milieu marin*. Direction de l'environnement et de l'aménagement littoral, Nantes, 134 p.
- Médail F. & Verlaque R. (1997). Ecological characteristics and rarity of endemic plants from southeast France and Corsica: implications for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 80 : 269-271.
- Rimet F. (2012). Recent views on river pollution and diatoms. *Hydrobiologia*, 683 (1) : 1-24.
- Smol J.P. & Stoermer E.F. (2010). *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press, Cambridge, 686 p.
- Suzuki Y. & Takahashi M. (1995). Growth responses of several diatom species isolated from various environments to temperature. *Journal of Phycology*, 31 : 880- 888.
- Virtanen L. & Soinien J. (2012). The roles of environment and space in shaping stream diatom communities. *European Journal of Phycology*, 47 (2) : 160-168.
- Williams P., Whitfield M., Biggs J., Bray S., Fox G., Nicolet P. & Sear D.A. (2004). Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*, 115 : 329-341.

ANNEXE 1. Pourcentages des différents genres de diatomées dans les 8 mares étudiées

	MAS 9	OMB	ESP	AUR	GLEI	LAUZ	COS	CLA	Total	%
<i>Achnanthes</i>	17,4	1,9	-	-	70,0	3,8	16,7	39,7	49,4	20,5
<i>Amphipleura</i>	-	-	-	-	-	7,6	-	-	7,6	1,1
<i>Amphora</i>	6,8	20,4	16,8	0,7	10,0	1,5	1,4	-	7,6	7,9
<i>Craticula</i>	-	-	-	-	-	-	-	4,9	4,9	0,7
<i>Coconeis</i>	-	-	7,3	-	-	-	-	-	7,3	1,0
<i>Cymatopleura</i>	5,6	-	-	-	-	3,1	-	-	3,6	1,2
<i>Cymbella</i>	-	-	2,2	-	-	-	-	-	2,2	0,3
<i>Denticula</i>	-	-	5,1	2,6	-	-	-	-	7,8	1,1
<i>Eolimna</i>	6,2	50,9	-	6,9	-	-	-	7,4	1,4	9,8
<i>Frustulia</i>	-	-	26,3	-	12,5	50,4	4,2	-	3,3	12,8
<i>Gomphonema</i>	0,6	-	-	-	-	-	-	-	0,6	0,1
<i>Gyrosigma</i>	-	-	-	-	-	3,8	-	-	3,8	0,5
<i>Halamphora</i>	-	-	-	-	-	-	-	5,4	3,9	11,5
<i>Navicula</i>	8,7	12,0	29,2	6,6	-	18,3	9,0	-	3,9	11,5
<i>Nitzshia</i>	39,8	13,0	4,4	18,8	7,5	-	62,5	13,7	59,6	21,9
<i>Pinnularia</i>	-	-	7,3	0,3	-	-	-	-	7,6	1,1
<i>Pseudostaurosira</i>	-	-	-	-	-	-	-	4,9	4,9	0,7
<i>Rhoicosphenia</i>	-	-	-	-	-	6,9	-	-	6,9	0,9
<i>Rhopalodia</i>	8,1	0,9	-	-	-	-	-	-	9,0	1,2
<i>Sellapora</i>	-	-	-	-	-	-	1,5	4,9	6,4	0,9
<i>Stauroneis</i>	1,2	0,9	1,5	-	-	-	-	10,8	4,4	2,0
<i>Surirella</i>	5,6	-	-	-	-	3,1	1,4	4,9	4,9	2,1
								Total	27,6	100

ANNEXE 2. Localisation des sites de prélèvement



ÉTUDE DE LITIÈRES FOLIAIRES : ANALYSE DES PROCESSUS DE TRANSPORT ET DE FRAGMENTATION AU SEIN DES LAVOGNES AU NORD DU BASSIN DE ST-MARTIN-DE-LONDRES (HERAULT, FRANCE)

Théo Mancuso ¹, Claire Pereira ², Lisa Petit ³

Institut des Sciences de l'Évolution de Montpellier (UMR 5554)

Université de Montpellier, Place Eugène Bataillon, CC065, 34095 Montpellier cedex 05, France

¹theo.mancuso@etu.umontpellier.fr, ²claire.pereira@etu.umontpellier.fr,

³lisa.petit@etu.umontpellier.fr

Encadrement : Vincent Girard

Citation : Mancuso T., Pereira C. & Petit L. (2017). Etude de litières foliaires : analyse des processus de transport et de fragmentation au sein des lavognes au nord du Bassin de St-Martin-de-Londres (Hérault, France). *Orpalm Synthesis*, 10 (2) : 37-50.

Résumé : La compréhension des processus de fossilisation se montre est nécessaire pour une reconstitution paléoenvironnementale précise. Dans cette étude, nous avons tenté de déterminer la représentativité des litières foliaires récupérées au sein des lavognes au nord du Bassin de St-Martin-de-Londres. De plus, un taux de fragmentation a été calculé afin d'apprécier la décomposition en lien avec les processus biologiques et physico-chimiques. Les données concernant l'abondance indiquent que la végétation environnante est peu représentée. Le taux de fragmentation et les indices de diversité semblent quant à eux représentatifs des végétations locales. Les méthodes paléoenvironnementales se montrent donc moins fiables pour les milieux lointains.

Mots clés : taphonomie, paléoenvironnements, diversité spécifique, conditions géoclimatiques

Abstract : *Study of leaf litters: analysis of transport and fragmentation processes in ponds north of the Basin of St-Martin-de-Londres (Hérault, France).* Understanding of fossilization processes is necessary for a precise palaeoenvironmental reconstruction. In this study, we attempted to determine the representativeness of leaf litters recovered from ponds north of the Basin of St-Martin-de-Londres. In addition, a fragmentation rate was calculated in order to assess decomposition in relation to biological and physicochemical processes. Data on abundance indicate that the surrounding vegetation appears to be poorly represented. The rate of fragmentation and the indices of diversity appear representative of local vegetation. Palaeoenvironmental methods are thus less reliable for distant environments.

Keywords: taphonomy, palaeoenvironments, specific diversity, geoclimatic conditions

Depuis le Néolithique, les lavognes des causses languedociens ont été aménagées et entretenues pour abreuver les troupeaux. Les hommes cherchaient à récupérer les eaux pluviales en damant le fond des dépressions naturelles de terrains tapissées

de argiles de décalcification. Ces lavognes ont servi principalement aux animaux qui souillaient l'eau par leurs déjections et la rendaient insalubre pour l'alimentation humaine (Marres, 1944). Aujourd'hui, ces réserves d'eau sont toujours utilisées pour les troupeaux et constituent des réserves de

biodiversité.

Les milieux humides constituent en général de bonnes archives fossiles (Spicer, 1981). Ce n'est toutefois pas le cas des lavognes, en raison de leur exploitation (Marres, 1944) et de leur faible profondeur. Elles peuvent malgré tout être utilisées pour réaliser des études taphonomiques. Ces dernières, par l'analyse des processus qui interviennent depuis la mort jusqu'à la fossilisation d'un organisme, sont un outil indispensable pour la reconstitution des communautés végétales du passé (Martín-Closas & Gomez, 2003). Si les taxons foliaires sont susceptibles de se fossiliser, il est intéressant de savoir dans quelle mesure ils reflètent la végétation environnante. De nombreux biais, notamment liés aux processus de transport foliaire, peuvent influencer et expliquer la composition des assemblages foliaires accumulés au niveau des lavognes (en termes de diversité ou d'abondance).

Une analyse taphonomique a été réalisée sur huit lavognes situées au nord du bassin de St-Martin-de-Londres. Les lavognes présentent des communautés biologiques, des niveaux d'anthropisation et des topographies variés. Différents paramètres peuvent influencer les assemblages foliaires qui se déposent dans les sédiments : le caractère caduc, marcescent ou sempervirent du feuillage des arbres environnants, les conditions climatiques, la géomorphologie, la hauteur des arbres ou encore les caractéristiques structurales des feuilles qui peuvent influencer sur leur périmètre de dispersion (Ferguson, 1985). La fragmentation des feuilles est susceptible de permettre d'estimer l'importance du transport et de la décomposition. L'étude réalisée a pour objectifs d'apporter des éléments de réponse aux questions suivantes : Est-ce que les feuilles déposées dans les mares correspondent à la végétation environnante ? Est-ce que la diversité et l'abondance de feuilles retrouvées sont représentatives de la végétation alentours ? Si elles ne le sont pas,

quels paramètres peuvent expliquer ces biais ?

MATERIEL ET METHODES

1- Zone d'étude

L'étude a été réalisée sur huit lavognes (Auroux, Gleissettes, Clapasses, Mas neuf, Coste, Lauze, Ombre et Espinasse) situées dans la partie nord du bassin de St-Martin-de-Londres (Fig. 1). Trois de ces mares se trouvent près du lieu-dit La lauze, trois proches du Mas Neuf, et deux entre ces localisations. Ces lavognes sont plus ou moins distantes les unes des autres (Brissaud & Ciccía, 2017 ; Fig. 1) et présentent des écosystèmes et conditions géo-climatiques variés (exposition au vent, topographie ; Table 1). On peut noter qu'un vent venant du Nord-Ouest domine toute l'année sur ces lavognes. Une hétérogénéité en termes de pressions animale (pâturage) et anthropique (murs en béton, chasse, cultures agricoles...) est notable. Les huit mares se trouvent toutes sur un substrat crétacé, Gleissettes et Auroux étant sur des sols marneux et les autres sur des sols calcaires (Brissaud & Ciccía, 2017). La flore, typiquement méditerranéenne, est dominée par sept espèces : *Buxus sempervirens*, *Juniperus communis*, *J. oxycedrus*, *J. phoenicea*, *Pinus halepensis*, *Quercus ilex* et *Q. pubescens*.

2- Méthodes de terrain

Les prélèvements des feuilles sur le sol ont été réalisés les 18 et 19 janvier 2017. Pour chaque mare, des prélèvements de feuilles ont été effectués en bordure de la mare et dans des milieux homogènes (mêmes végétations= unité de végétation) entourant la mare (Fig. 2). Les reliefs et les arbres isolés ont été repérés puisqu'ils peuvent influencer les échantillons et biaiser les résultats (absence d'un taxon représentatif à cause d'une barrière ou au contraire présence excessive des feuilles d'un taxon non représentatif d'un milieu).



Figure 1. Localisation de la zone d'étude avec les huit lavagnes échantillonnées en photographies.

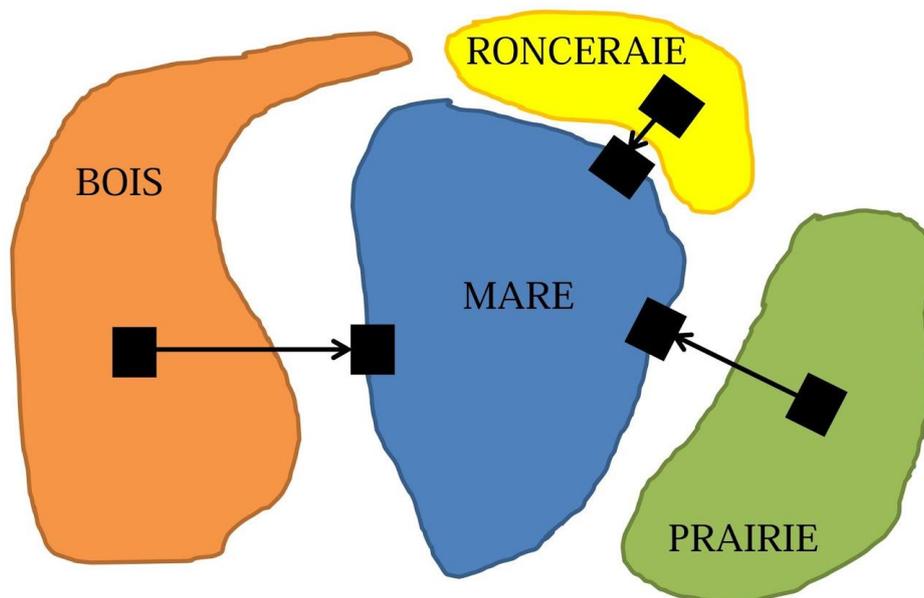


Figure 2. Représentation schématique de la méthode d'échantillonnage au sein d'une lavagne. Trois milieux environnants sont représentés. Les prélèvements y ont été réalisés (carrés noirs) en association avec les prélèvements du bord de la mare.

Table 1. Caractéristiques environnementales des lavognes étudiées (*H max* = hauteur maximale de la végétation, en m).

Mares	Environnement	H max	Relief	Exposition	Remarques
Auroux	Fruticée	3	Sur pente ascendante	S-O	-
	Chênaie	11,3	Proche, sur pente descendante légère	N	-
	Prairie	3	Séparé d'un talus de pierres surélevé	E	Présence fruticée dense avec un chêne blanc de 20 m
Gleisettes	Buxeraie	12,1	Sur pente descendante	N-O	Surplombé par la chênaie
	Ronceraie	8,3	Sur une butte, puis pente descendante	S	Présence de chênes verts dans le milieu
	Chênaie	10,4	Sur pente descendante	O	Présence de pins dans le milieu, au dessus de la buxaie
Clapas	Prairie	12,6	-	S-O	Haie anthropique derrière prairie
	Chênaie	11,1	Sur pente descendante légère	E	-
	Ronceraie	1,5	Contre la mare	S	Présence qu'en bord de marre
Mas Neuf	Ronceraie	1,5	Contre la mare	O	Chêne blanc au bord de mare (12,3 m)
	Prairie	3	Sur talus, séparé par mur et haie anthropique	E	Chênaie verte derrière prairie
Coste	Chênaie ouverte	3	Contre la mare	E	-
	Chênaie fermée	12	Contre la mare	S-O et N	-
Lauze	Chênaie	15	Séparé par large chemin anthropisé	N-O	-
	Prairie	3	Sur talus, séparé par mur et végétation	S-E	Chêne blanc au bord de mare (1680 cm) au S
Ombre	Clairière	12,9	-	N-E	-
	Prairie	3	Séparé par haie de chênes verts	N-O	Chêne blanc au N (13 m), chêne vert au S (17 m)
Espinasse	Prairie	3	Chemin et bosquet de genévriers	N-O	Présence fruticée séparée de la prairie par une crevasse
	Chênaie	9,7	Proche de la mare, sur pente descendante	S-O	-

Pour chaque prélèvement, un mètre carré de litière a été collecté dans un sac plastique zippable. Pour les zones trop riches en feuilles, le quadrat a été diminué à 25 ou 50 cm² (les données ont ensuite été standardisées au m²). La présence de glace (due aux conditions climatiques assez froides durant les jours d'échantillonnage) a compliqué certains prélèvements en diminuant le nombre de feuilles prélevables. La hauteur de l'arbre le plus haut (Table 1) de chaque milieu jouxtant la mare (arbre dont les feuilles peuvent potentiellement voyager le plus loin) a également été déterminée par trigonométrie.

3- Méthodes de laboratoire

Identification des feuilles

Les feuilles récoltées ont été séchées en

laboratoire. Les taxons ont été identifiés grâce aux relevés phytosociologiques faites sur le terrain (Lalanne et al., 2017) et à la phyllothèque du département Paléoenvironnements de l'ISEM. L'abondance de chaque taxon a été calculée.

Fragmentation des feuilles

L'étude du taux de fragmentation a été effectuée sur les trois espèces les plus abondantes des lavognes : *Buxus sempervirens*, *Quercus ilex* et *Q. pubescens* (Fig. 3). Un indice du taux de fragmentation a été déterminé pour chaque espèce en fonction du pourcentage de surface du limbe dégradé : 0-5%, 5-25%, 25-50%, 50-75% et 75-100%. Les taux de fragmentation ont été réalisés sur cent feuilles de chaque espèce pour chaque milieu entourant les lavognes.

Fragmentation / Espèce	0-5 %	5-25 %	25-50 %	50-75 %	+75 %
<i>Quercus ilex</i>					
<i>Quercus pubescens</i>					
<i>Buxus sempervirens</i>					

Figure 3. Illustration du taux de fragmentation pour trois espèces (*Buxus sempervirens*, *Quercus ilex* et *Q. pubescens*)

Traitement des données

L'analyse de données a été réalisée avec le logiciel Past (Hammer et al., 2001) afin de distinguer des groupes de données hétérogènes (clusters). Des indices de

Shannon ont été calculés avec les abondances foliaires présentes sur les bords et dans les unités de végétation de chaque mare. A partir de ces indices, nous avons défini une assez bonne diversité lorsqu'elle excédait la moitié

de la diversité maximale (soit $\log(n)/2$, avec n = nombre d'espèces présentes). Des tests de Student, Pearson et Jaccard ont été réalisés afin de déterminer des différences (H_0 = pas de différence significative), des corrélations et des similarités J de diversité entre les données de litières foliaires (abondances, diversités et fragmentation) et de phytosociologie (occurrences) (Lalanne et al., 2017). Des droites de corrélation ont été tracées afin de trouver un lien entre les données des distances SIG et les données des espèces foliaires (Brissaud & Ciccia, 2017) et l'abondance foliaire et entre ces mêmes distances SIG et la fragmentation d'une espèce foliaire. Les corrélations et indices de Jaccard varient entre 0 et 1 et sont considérés corrects à partir de 0,5. Ces analyses ont été réalisées grâce au logiciel Microsoft Excel.

RESULTATS

1- Abondances foliaires spécifiques

13 411 feuilles ont été échantillonnées sur l'ensemble des lavognes (Fig. 4 A et B). Ces feuilles sont issues de 28 espèces différentes dont les représentants majoritaires sont *Quercus ilex* (42%), *Buxus sempervirens* (24%), *Juniperus* spp. (16%) et *Quercus pubescens* (11%). Les 24 autres espèces échantillonnées sont peu représentées (< 2.6%). Lors du comptage, les feuilles de *Juniperus communis* et *J. oxycedrus* ont été regroupées dans un même ensemble, car il s'est avéré difficile de les différencier avec certitude.

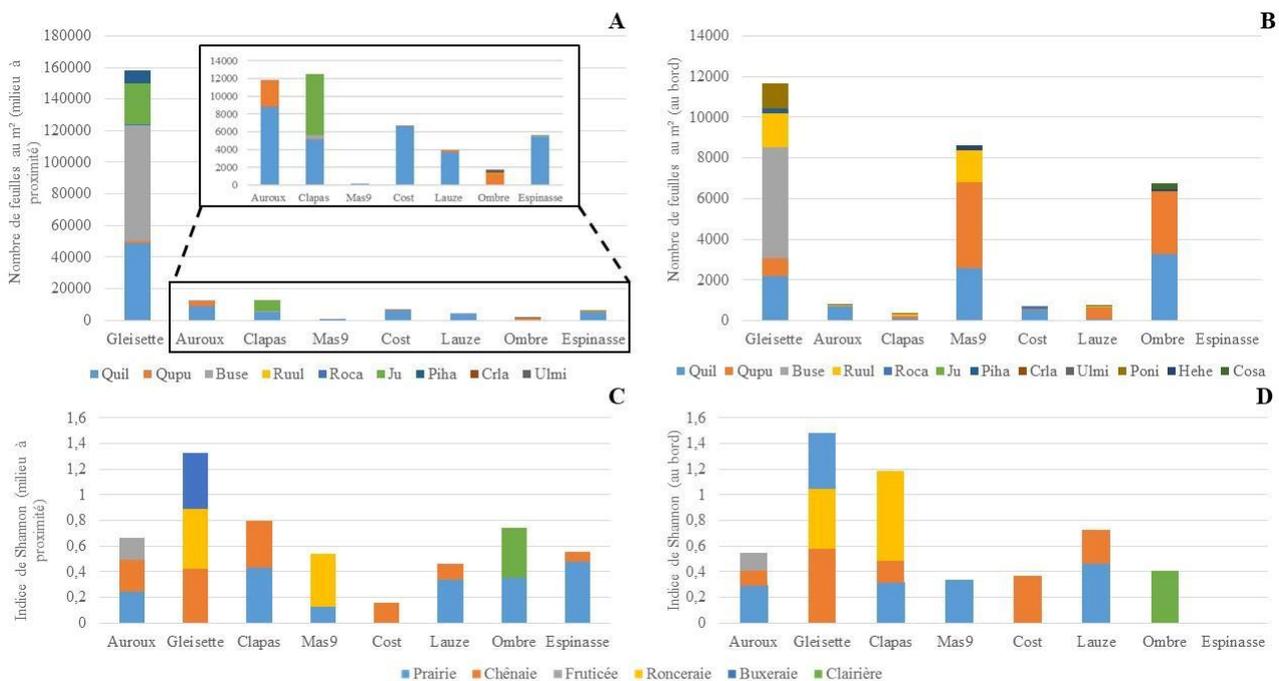


Figure 4. Abondances foliaires spécifiques (en nombre de feuilles / m²) dans les milieux à proximité (A) et aux bords (B) des mares et indices de Shannon par milieu à proximité (C) et aux bords (D). Chaque couleur correspond à une espèce foliaire pour les abondances : *Buxus sempervirens* (Buse, gris clair), *Cornus sanguinea* (Cosa, vert foncé), *Crataegus laevigata* (Crla, marron foncé), *Hedera helix* (Hehe, bleu foncé), *Juniperus* spp. (Ju, vert pomme), *Pinus halepensis* (Piha, bleu marine), *Populus nigra* (Poni, marron), *Quercus ilex* (Quil, bleu clair), *Quercus pubescens* (Qupu, orange), *Rosa canina* (Roca, bleu roi), *Rubus ulmifolius* (Ruul, jaune), et *Ulmus minor* (Ulmi, gris clair). Chaque couleur correspond à un milieu pour les indices de Shannon : Prairie (bleu clair), chênaie (orange), fruticée (gris), ronceraie (jaune), buxeraie (bleu marine) et clairière (vert). La clairière est définie comme un milieu similaire à la prairie, mais entourée d'arbres.

La mare des Gleisettes est celle qui présente le plus de feuilles échantillonnées et de diversité (Fig. 4). Elle possède 10 fois plus de feuilles que les autres mares dans les unités de végétation et aux abords des mares. Les mares Auroux, Clapasses, Gleisettes, Coste, Lauze et Espinasse ont des abondances foliaires 5 à 40 fois plus élevées dans les milieux alentours que sur leur bord. Pour les mares Ombres et Mas Neuf, l'abondance des abords est 4 à 80 fois plus élevée que celle des milieux alentours.

Quercus ilex est toujours présent aux abords et à proximité des mares, mais pas dans les mêmes proportions. Il est dominant dans les unités de végétation d'Auroux, Coste, Lauze et Espinasse, et aux abords des mares d'Auroux et Coste. *Buxus sempervirens* est seulement présent dans les mares des Gleisettes et des Clapasses, dans des proportions similaires dans les unités de végétation et au bord des mares. Enfin, *Quercus pubescens* se retrouve essentiellement aux abords des mares, tandis que *Juniperus* spp. ne se retrouvent que dans les unités de végétation. *Rubus ulmifolius* est retrouvé sur quelques abords de mares (4-20%), sauf au Mas Neuf, où elle est aussi présente dans les unités de végétation. Pour les autres espèces, les abondances sont faibles et leur présence dans les mares semble assez aléatoire.

Le coefficient de corrélation de Pearson est de 0,9 entre l'abondance foliaire spécifique des unités de végétation et des abords des mares d'Auroux, des Gleisettes, de la Coste et d'Espinasse. Pour les mares du Mas Neuf et de l'Ombre, le coefficient de corrélation est compris entre 0,5 et 0,8, et il est inférieur à 0,3 pour Clapasses et Lauze.

2- Diversités foliaires spécifiques

Pour les mares Auroux, Gleisettes, Mas Neuf, Coste et Lauze, les indices de Shannon cumulés des unités de végétation sont relativement similaires à ceux des abords, bien qu'il existe des différences entre les

unités de végétation au sein d'une même mare. En revanche, pour les mares Ombre et Espinasse, on observe une disparition de la prairie entre le bord de la mare et les unités de végétation. Pour la mare Clapasses, c'est l'inverse : un indice de diversité de ronceraie non observé dans le milieu apparaît au bord (Fig. 4 C et D). La comparaison des indices de Shannon des unités de végétation et des abords a été réalisée sans la mare d'Espinasse, car le nombre de feuilles retrouvées dans l'échantillonnage de ses abords ne dépasse pas $n=7$ et n'est donc pas suffisante.

Le test de Student réalisé entre l'indice de Shannon moyen des unités de végétation et des bords de chaque mare donne des *P-values* $> 0,05$, sauf pour Lauze. Le coefficient de corrélation de Pearson est de 0,66 entre les indices de diversité moyenne des unités de végétation et des bords par mare.

3- Fragmentation des feuilles

La catégorie de fragmentation 0-5% est dominante pour la plupart des unités de végétation et des abords pour *Quercus ilex*. Le pourcentage de la catégorie de fragmentation 75-100% est plus élevé chez *Q. pubescens* que chez *Q. ilex* pour la plupart des unités de végétation et des abords (Table 2). Pour *Q. ilex*, le coefficient de corrélation de Pearson est de 0,3 entre le taux de fragmentation foliaire moyen des unités de végétation et des abords des mares. Le coefficient de corrélation est de -0,52 entre la catégorie de fragmentation +75% de *Q. ilex* des unités de végétation et des abords des mares. Il existe aussi une corrélation positive supérieure à 0,5 entre les catégories de fragmentation 5-25% ($r=0,75$), 0-5% ($r=0,62$) et 50-75% ($r=0,58$) de *Q. pubescens* des unités de végétation et des abords des mares. Lorsque l'on s'intéresse à la fragmentation des espèces par mare, les taux de fragmentation des unités de végétation toutes catégories confondues de *Q. ilex* et *Q. pubescens* sont corrélés positivement avec les bords ($0,52 < r < 0,99$).

Table 2. Pourcentage des différentes gammes de fragmentation pour A, *Quercus ilex* (Quil) et B, *Q. pubescens* (Qupu), dans les milieux aux alentours (M) et au bord (B) des mares. Les mares sont désignées par leur acronymes (Aur pour Auroux, Gleï pour Gleissettes, Cla pour Clapasses, Mas9 pour Max Neuf, Cost pour Coste, Lau pour Lauze, Omb pour Ombre, et Esp pour Espinasse).

		0-5%	5-25%	25-50%	50-75%	> 75%
A. Quil	AUR (M)	58,33	16,67	7,41	3,70	13,89
	AUR (B)	63,64	13,94	10,91	5,76	5,76
	GLEI (M)	70,36	11,38	8,08	5,69	4,49
	GLEI (B)	24,93	16,42	19,35	18,48	20,82
	CLA (M)	25,60	17,60	17,60	12,80	26,40
	CLA (B)	66,13	14,52	8,87	4,84	5,65
	MAS9 (M)	63,49	26,98	6,35	0,00	3,17
	MAS9 (B)	67,46	17,16	8,88	4,73	1,78
	COST (M)	43,90	16,46	14,02	8,54	17,07
	COST (B)	67,18	18,46	9,23	2,05	3,08
	LAU (M)	54,35	21,01	11,59	4,35	8,70
	LAU (B)	36,92	13,85	18,46	10,77	20,00
	OMB (M)	20,00	40,00	0,00	30,00	10,00
	OMB (B)	55,00	18,00	13,00	5,00	9,00
	ESP (M)	18,49	13,01	15,75	27,40	25,34
ESP (B)	14,29	57,14	28,57	0,00	0,00	
B. Qupu	AUR (M)	30,54	21,67	12,81	10,34	24,63
	AUR (B)	66,67	16,67	0,00	0,00	16,67
	GLEI (M)	0,00	5,19	9,09	20,78	64,94
	GLEI (B)	6,90	12,07	10,34	18,97	51,72
	CLA (M)	0,00	0,00	33,33	66,67	0,00
	CLA (B)	10,91	17,27	15,45	18,18	38,18
	MAS9 (M)	50,00	50,00	0,00	0,00	0,00
	MAS9 (B)	22,92	31,94	22,92	12,50	9,72
	COST (M)	14,29	16,33	6,12	18,37	44,90
	COST (B)	21,62	29,73	24,32	10,81	13,51
	LAU (M)	60,00	6,67	10,00	3,33	20,00
	LAU (B)	40,63	20,63	11,25	11,25	16,25
	OMB (M)	33,01	34,95	11,65	5,83	14,56
	OMB (B)	57,00	29,00	6,00	8,00	0,00
	ESP (M)	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00
ESP (B)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	

4- Indice de Jaccard et classification hiérarchique ascendante (CHA)

Les résultats de la CHA réalisée sur les abondances foliaires spécifiques indiquent qu'il n'existe aucun regroupement entre unités de végétation, entre bords et entre bords et unités de végétation. Seule la mare des Gleissettes semble présenter des unités de végétation qui se ressemblent en termes d'abondance foliaire spécifique. *A contrario*,

les unités de végétation de même nature (bois, fruticée...) se regroupent tous dans les données phytosociologiques (Lalanne et al., 2017). Les indices de similitudes obtenus grâce à la formule de Jaccard entre les espèces de phytosociologie et les espèces foliaires sont compris entre 0,64 et 0,83.

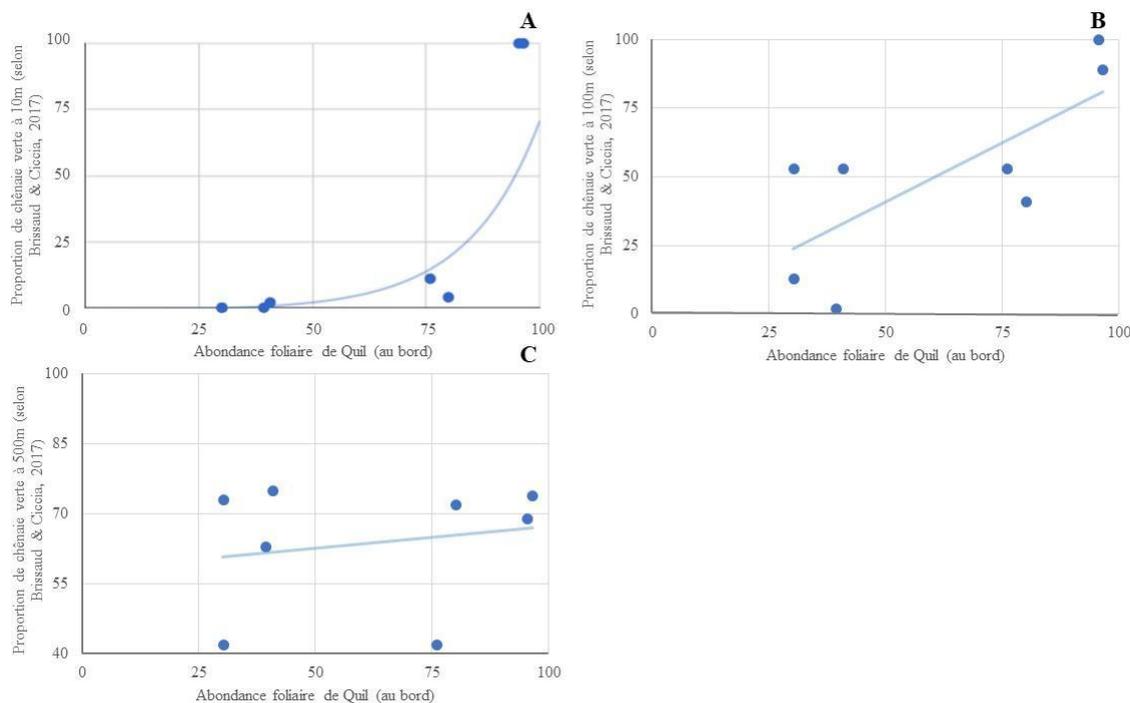
5- Données SIG et litières

Les coefficients de détermination des droites de corrélations entre la distance SIG d'une

unité de végétation donnée et le pourcentage des espèces foliaires représentatives de cette unité sont compris entre 0,08 et 0,41. Ces coefficients sont compris entre 0,03 et 0,48 pour la distance SIG d'une unité de végétation donnée et le pourcentage de fragmentation de l'espèce représentative de cette unité. La même observation est faite pour les abords de mare associés aux unités de végétation. Plus

les chênaies vertes sont proches de la mare, plus le pourcentage de feuilles de *Quercus ilex* augmente en même temps que le pourcentage d'occupation des chênaies vertes (coefficient de détermination r^2 à 10 m= 0,88 > 100 m= 0,56 > 500 m= 0,04 ; Fig. 5). Ce n'est pas le cas pour les autres espèces.

Figure 5. Recouvrement (en %) de la chênaie à *Quercus ilex* à 10 m (A), 100 m (B) et 500 m (C) des mares, en fonction de l'abondance foliaire de *Q. ilex* au bord des mares (selon Brissaud & Ciccia, 2017)



DISCUSSION

1- Corrélation d'abondance et de diversité entre les données phytosociologiques et foliaires des milieux environnants

Abondance

Il ne semble pas exister de rapprochement entre les occurrences foliaires et phytosociologiques, sauf pour la mare des Gleisettes (Lalanne et al., 2017). La perte de l'information en termes d'occurrence peut donc être importante, ce qui compromet la représentativité des litières. La majorité des lavagnes étudiées sont ouvertes, ce qui a pu

faciliter le transport aérien des taxons foliaires éloignés des mares (Clo et al., 2015) et ainsi expliquer les différences observées. Néanmoins, la mare de la Coste est entourée exclusivement de milieux fermés et ses assemblages de feuilles à son bord ne sont pourtant pas représentatifs de la végétation environnante. D'autres paramètres que la distance et l'ouverture des milieux environnants doivent donc intervenir dans la constitution des assemblages foliaires. La morphologie en cuvette réceptrice de la mare des Gleisettes a pu favoriser une abondance élevée de feuilles des espèces à proximité (Frye, 1979), ce qui permet d'avoir une bonne représentativité de l'environnement proche de

la mare. De plus, les regroupements de la CHA indiquent une hétérogénéité globale entre toutes les unités de végétation et les bords associés de chaque mare, exceptée pour la mare des Gleisettes où les unités de végétation semblent se regrouper. *A contrario*, les unités de végétation de même nature (bois, fruticée...) se regroupent dans les données phytosociologiques (Lalanne et al., 2017). Dans la mare des Gleisettes, chaque unité de végétation est représentée par sa grande superficie, ce qui permet à chaque espèce qui constitue l'unité de végétation d'être représentée davantage autour de la mare. Cela rend donc toutes les unités de végétation homogènes entre elles. En effet, la rareté relative de la plupart des espèces foliaires peut être reliée à la largeur de la canopée et au volume des individus (Burnham & Robyn, 1994). Les autres mares sont constituées d'unités de végétation qui se différencient mieux.

Le test de Student ne montre aucune différence significative ($p > 0,05$) entre les relevés phytosociologiques et foliaires de chaque espèce, ce qui ne réfute pas leur homogénéité. Les informations des litières ne sont donc pas si détachées de la végétation alentours : il suffit juste de savoir sur lesquelles s'appuyer en prenant compte des reliefs. Par exemple, le rapprochement entre un environnement inondable ajouté à un relief particulier indique d'ores et déjà une litière plus diversifiée en relation avec les conditions humides (Frye, 1979).

Diversité

Certains milieux ne sont pas identifiés de la même manière avec les litières et en phytosociologie. Les prairies sont déterminées par la présence de Poacées en phytosociologie, alors que les litières ne peuvent pas donner cette information. La plupart des plantes herbacées (surtout des hémicryptophytes) se dégradent très facilement : elles sont donc sous-représentées dans les litières. Il est alors possible de ne pas les retrouver dans les prélèvements. Ceci est en accord avec l'étude antérieure de Clo et al. (2015) sur des lavognes du sud du bassin de St-Martin-de-Londres. Seules les feuilles des arbres et

arbrisseaux caducifoliés sont majoritairement représentés, ce qui peut entraîner une sous-estimation de la diversité de l'environnement avec les litières.

Parmi les taxons retrouvés dans les litières, seuls *Quercus pubescens* et *Juniperus* spp. ne sont pas toujours retrouvés en commun dans les données phytosociologiques et foliaires, ce qui justifie de bons indices de Jaccard. L'absence de *Q. pubescens* dans les données phytosociologiques peut être due à une grande dispersion foliaire, qui permettrait sa présence quasi systématique dans les litières même s'il est peu abondant dans l'environnement. *Buxus sempervirens* peut être plus facilement retrouvé dans des données phytosociologiques grâce à un transport foliaire moins important que *Q. pubescens*.

Par conséquent, les litières prélevées dans les unités de végétation peuvent être assez représentatives des végétations alentours en termes d'absence/présence des espèces, mais moins en termes d'occurrences. En effet, la rareté des espèces est une information importante pour la reconstitution paléobotanique (Burnham & Robyn, 1994).

2- Corrélation d'abondance, fragmentation et diversité foliaire entre les bords et milieux de chaque lavogne

Abondance

Presque toutes les mares présentent une abondance foliaire plus forte dans les unités de végétation qu'aux bords des mares. Cela peut s'expliquer par le fait que, d'une manière générale, les feuilles tombent davantage au pied de l'arbre et ne sont que peu transportées. Le taux de décomposition foliaire peut être plus fort au bord des mares (Bertrand et al., 1987). Néanmoins, les différences d'abondance entre unités de végétation et bords de mare semblent être aussi influencées par la présence de végétations et reliefs ponctuels au bord des mares. En effet, les mares des Clapasses et de la Lauze sont les deux mares qui présentent ces caractéristiques, ce qui empêche la corrélation entre les bords et les unités de végétation. Clapasses présente un gros

bosquet de ronces près de la mare face au vent Nord, excellente barrière qui permet de récolter tous les taxons foliaires des alentours. Lauze est exclusivement entourée par un mur de végétation planté, et isolée par un chemin de terre de la seule chênaie de proximité. Les mares de l'Ombre et du Mas Neuf présentent des abondances foliaires au bord plus fortes que celles des unités de végétation. Cela s'explique par le fait que l'une présente de grands chênes blanc (12,9 m) et vert (17,1 m) proches de la mare, et que l'autre est entourée d'un mur de construction et de différents arbres et arbustes (chênes, ronces). Les mares d'Auroux, des Gleissettes, de la Coste et d'Espinasse sont moins influencées par ces végétations et reliefs ponctuels, car ce sont des mares plus naturelles. L'impact anthropique peut donc jouer un rôle fondamental dans la distribution, répartition des végétaux comme cela avait été montré pour *Pinus cembra* (Thinon & Talon, 1998).

Les feuilles de *Quercus ilex* semblent assez peu déplacées une fois tombées au sol. Cela peut être causé par leur morphologie foliaire (Afzal-Rafii, 1988). Le poids, la dimension, la forme et la structure peuvent fortement influencer la chute par gravité des végétaux sans engendrer de transport (Spicer, 1981, 1989 ; Ferguson, 1985). *Q. ilex* possède des feuilles assez petites qui, grâce à leur poids élevé / unité de surface, vont tomber rapidement au sol et être moins sujettes à l'influence du vent (Spicer, 1981, 1989). En effet, la corrélation des proportions augmente avec le pourcentage total de feuilles si les chênaies de chêne vert sont proches de la mare (Fig. 5). Ce n'est pas le cas pour les autres espèces. Cependant, pour toutes les espèces, la distance SIG d'une unité de végétation donnée (Brissaud & Ciccina, 2017) n'est pas corrélée au pourcentage total des espèces foliaires représentatives de cette unité ($0,08 < r^2 < 0,41$). Peu importe l'espèce, la distance qui la sépare du bord de la mare, et qui influence donc le transport de ses feuilles, ne détermine pas bien l'abondance foliaire de cette espèce autour de la mare.

Quercus pubescens possède de grandes feuilles fines et va donc avoir tendance à se

retrouver au bord des mares, car leur prise au vent est optimale (Spicer, 1981, 1989). La majorité des chênes blancs sont retrouvés isolés au sein des chênaies de chêne vert et à proximité des mares, ce qui peut expliquer sa surreprésentation au bord de ces dernières. La hauteur des arbres autour de la mare est importante pour savoir quel arbre va dominer en termes d'abondance (Ferguson, 1985). Ici, les chênes blancs sont très grands (minimum 12 m). Le rayon de dispersion des feuilles autour de la position probable de l'arbre source devrait être égal ou inférieur à la hauteur de sa cime, mais des vents forts peuvent déplacer les feuilles latéralement sur une distance jusqu'à trois fois la hauteur de la cime (Ferguson, 1985). Dans le cas de grands arbres, le temps nécessaire pour parcourir la distance entre le point de déhiscence et le sol est plus long, et les feuilles ont la possibilité de voyager plus loin de leur source de production (Martin-Closas & Gomez, 2004).

Pour *Buxus sempervirens*, ses feuilles sont très petites et assez épaisses, et pourtant, elles se retrouvent dans les unités de végétation et les abords dans des proportions semblables. Les feuilles ont pu subir un transport aisé, qui peut avoir été favorisé par la place des buis qui surplombent la mare sur une pente descendante, sans barrières. Dans la mare des Gleissettes, les litières des unités de végétation expliquent bien celles du bord de mare. Son exposition Nord-Ouest est également avantageuse pour la dispersion foliaire par le vent. Dans cette mare, *Quercus ilex* est retrouvé en plus petite quantité que *Buxus sempervirens* même s'il est aussi placé favorablement en direction des vents et sur la pente descendante. La position des buis proches de la mare et la géomorphologie de la mare semblent favoriser la représentativité des litières de certaines espèces.

Le genre *Juniperus*, retrouvé seulement au sein des unités de végétation, indique que les conditions de transport des aiguilles ne sont pas assurées jusqu'au bord des mares. En effet, la morphologie de ses aiguilles (petites et épaisses) et leur localisation souvent au sein de chênaies denses impose une barrière importante. Enfin, *Rubus ulmifolius* est un

bon exemple de taxon qui n'est pas représentatif des unités de végétation de proximité. Il est exclusivement présent au bord des mares, lorsqu'il existe des bosquets ponctuels de ronces, mais n'est jamais représenté lorsqu'il est situé au cœur des fruticées.

Fragmentation

Pour les mêmes raisons que les structures foliaires, la fragmentation n'est pas identique selon les espèces et la localisation. Les feuilles de *Quercus ilex* restent majoritairement au pied de l'arbre et sont donc sujettes à un faible transport par le vent. Leur fragmentation devrait être liée à des processus biologiques et physico-chimiques de dégradation (Bertrand et al., 1987). Les conditions de dégradation ne sont pas identiques au bord de la mare et dans les unités de végétation, ce qui peut biaiser les compositions reconstituées car les décomposeurs préfèrent les feuilles à fort taux d'humidité (Bertrand et al., 1987). De plus, la décomposition par des champignons aquatiques s'ajoute à la biomasse des décomposeurs classiques comme les bactéries (Baldy et al., 2002).

Pour *Quercus ilex*, plus il y a de petits fragments dans l'unité de végétation, moins il y en a au bord de la mare. Cela peut être dû à l'absence de déplacement des feuilles au bord des mares, ou à la dégradation accélérée à cet endroit. Néanmoins, les taux de fragmentation dans les unités de végétation de *Quercus ilex* et *Q. pubescens* sont corrélés positivement avec le taux de fragmentation des bords par mare ($0,52 < r < 0,99$). La fragmentation n'est pas corrélée entre mares, mais elle l'est pour chaque mare indépendamment. En effet, certaines lavognes montrent des taux de décomposition de feuilles plus faibles, souvent associés à une meilleure représentation de la végétation environnante (Clo et al., 2015).

Pour *Q. pubescens*, la morphologie foliaire semble en partie expliquer sa fragmentation foliaire. Il existe une bonne corrélation positive des catégories de fragmentation 5-25% ($r=0,75$), 0-5% ($r=0,62$) et 50-75% ($r=0,58$) de *Q. pubescens* entre les unités de

végétation et les abords des mares. Les feuilles de *Q. pubescens* se retrouveraient davantage au bord des mares par leur structure, car elles seraient facilement transportées par le vent. Pourtant, les conditions physico-chimiques de dégradation des litières sont plus favorables au bord des mares que dans les unités de végétation. Même si certaines plantes peuvent être plus résistantes à la dégradation (Middleton & McKee, 2001), cette fragmentation importante du chêne blanc peut indiquer une accumulation importante et rapide des feuilles au bord de la mare.

La distance SIG d'une unité de végétation donnée n'est pas corrélée au pourcentage de fragmentation de l'espèce représentative de cette unité ($0,03 < r^2 < 0,48$). La même observation est possible pour les abords de mare associés à ce milieu. Le pourcentage de fragmentation ne serait donc vraisemblablement pas la conséquence du transport sur de longues distances. Un biais doit être également pris en compte : les piétinements humains ou d'animaux dans les unités de végétation et aux abords des mares.

Diversité

En termes de diversité, l'indice de Shannon n'est pas significativement différent entre les unités de végétation et les bords de chaque mare (Test de Student ; $p > 0,05$) sauf pour la Lauze, car elle est entourée de diverses formations végétales d'origine anthropique non représentatives du milieu. Les indices de diversité des unités de végétation expliquent à 49 % les indices de diversité des espèces foliaires retrouvées aux abords des mares. En effet, les indices de Shannon cumulés semblent suivre les mêmes tendances pour les unités de végétation et les abords de la plupart des mares, exceptées l'Ombre et l'Espinasse. Les litières de la mare d'Espinasse étaient souvent peu diversifiées. Pourtant, celle-ci n'est exposée à aucune barrière apparente qui pourrait contenir les feuilles. Au contraire, les milieux alentours étaient majoritairement ouverts avec une prairie exposée Nord-Ouest. Des troupeaux ou animaux sauvages ont pu perturber les litières, hypothèse qui peut être appuyée par les chemins qui entourent la

mare. Pour l'ombre, la diversité retrouvée dans la prairie n'est pas retrouvée au bord, car quelques végétaux bloquent l'arrivée des feuilles, notamment le chêne blanc, dont la position peut expliquer sa surreprésentation. Pour les Clapasses, nous remarquons que *Rubus ulmifolius* est seulement au bord de la mare, ce qui appuie le fait que les feuilles de ronce sont peu représentatives des milieux à proximité de la mare.

CONCLUSION

La diversité foliaire semble mieux expliquer les données phytosociologiques obtenues sur le terrain et la composition des litières entre unités de végétation et bord des mares que l'abondance foliaire. Burnham & Robyn (1994) ont montré que la reconstitution des forêts amazoniennes par leur diversité est possible en utilisant des dépôts de feuilles autochtones. A l'échelle de la mare, les événements pouvant expliquer les biais de composition de litières (abondance et diversité) aux abords et aux alentours sont principalement les barrières naturelles et anthropiques, le relief et le vent. La topographie en cuvette (observée pour les Gleisettes) semble être un facteur important. La proximité de certaines espèces semble également influencer positivement l'abondance, notamment pour les espèces dont les feuilles voyagent difficilement (comme *Quercus ilex*). Une perte d'information entre les données foliaires des végétations de proximité et la végétation alentours peut être due aux litières qui sous-représentent certaines espèces. L'information présence/absence semble assez fiable pour tout type de mare. La rareté relative de la plupart des espèces donne les différences de quantités spécifiques de feuilles à partir desquelles on peut estimer la largeur de la canopée et le nombre d'individus (Burnham & Robyn, 1994). Il est nécessaire de connaître les caractéristiques morphologiques foliaires afin de distinguer les biais. La litière des mares peut être assimilée à la végétation alentours sous certaines conditions : taxons qui ont des feuilles suffisamment abondantes et bien transportées, une écologie qui peut être facilement interprétable (croissance non

isolée, hauteur maximale faible, formation d'un habitat homogène) et une dégradation difficile pour conserver au maximum les feuilles aux abords des mares.

Cette étude est limitée, puisqu'elle permet uniquement une représentation des écosystèmes proches de reliefs favorisant la dispersion foliaire et présentant les taxons en abondance suffisante. Un échantillon de litière reflète jusqu'à 70 % la flore locale, mais généralement pas plus de 50 % de la flore régionale (Martin-Closas & Gomez, 2004). D'autres études, comme les analyses palynologiques (Lalanne et al., 2017), semblent intéressantes pour reconstruire les paléoenvironnements proches et lointains. Le pollen, constitué de sporopollénine, est très résistant et peut se conserver pendant de très longues périodes. Il a l'avantage de se disperser très facilement par le vent et d'être un meilleur marqueur pour les végétations lointaines (Lalanne et al., 2017).

REFERENCES

- Afzal-Rafii Z. (1988). Caractéristiques taxonomique, morphologique et isoenzymatique du complexe «Chêne vert». *Bulletin de la Société Botanique de France, Lettres Botaniques*, 135 : 343-352.
- Baldy V., Chauvet E., Charcosset J.Y. & Gessner M.O. (2002). Microbial dynamics associated with leaves decomposing in the mainstem and floodplain pond of a large river. *Aquatic Microbial Ecology*, 28 : 25-36.
- Bertrand M., Janati-Idrissi A. & Lumaret J. P. (1987). Etude expérimentale des facteurs de variation de la consommation de la litière de *Q. ilex* L. et *Q. pubescens* Willd. Par *Glomeris marginata* (V.) (Diplopoda, Glomeridae). *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, 24 : 359-368.
- Brissaud A. & Ciccia T. (2017). Ecosystèmes de garrigue et prévention des incendies : apport de la géomatique. *Orpalm Synthesis*, 10 (2) : 65-77.
- Burnham R.J. (1994). Patterns in Tropical Leaf Litter and Implications for

- Angiosperm Paleobotany. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 81 : 99-113.
- Clo J., Le Bissonais S. & Vallée A. (2015). Accumulation et décomposition des feuilles dans les litières des lavognes du Pic-Saint-Loup. *Orpalm Synthesis*, 8 : 33-42.
- Di-Stasi R., Lalanne J. & Martiné E. (2017). Assemblage pollinique des lavognes du nord du Pic Saint Loup (Hérault). *Orpalm Synthesis*, 10 (2) : 9-23
- Ferguson D.K. (1985). The origin of leaf-assemblages - new light on an old problem. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 46 : 117-188.
- Frye R.J. & Quinn, J.A. (1979). Forest Development in Relation to Topography and Soils on a Floodplain of the Raritan River, New Jersey. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 106 : 334-354.
- Hammer Ø., Harper D.A.T. & Ryan P.D. (2001). PAST, Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaentologia Electronica*, 4 (1) : 1-9.
- Marres P. (1944). Le problème de l'eau dans les Grands Causses. *Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, 15 : 182-188.
- Martín-Closas C. & Gomez B. (2005). Taphonomie des plantes et interprétations paléoécologiques. Une synthèse. *Geobios*, 37 : 65-88.
- Middleton B.A. & McKee K.L. (2001). Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forests. *Journal of Ecology*, 89 : 818-828.
- Spicer R.A. (1981). The sorting and deposition of allochthonous plant material in a modern environment at Silwood Lake, Silwood Park, Berkshire, England. *Geological survey Professional Paper*, 1143 : 1-77.
- Thinon M. & Talon B. (1998). Ampleur de l'anthropisation des étages supérieurs dans les Alpes du Sud : Données pédoanthracologiques. *Ecologie*, 29 : 323-328.

IMPACT DU FEU SUR DES PINEDES A *PINUS HALEPENSIS* EN REGION MEDITERRANEENNE (HERAULT, FRANCE)

Elie Bourgeat ¹, Adélaïde Holé ², Emmanuel Millet-Delpech ³

Institut des Sciences de l'Évolution de Montpellier (UMR 5554)

Université de Montpellier, Place Eugène Bataillon, CC065, 34095 Montpellier cedex 05, France

¹ elie.bourgeat@etu.umontpellier.fr, ² adelaide.hole@etu.umontpellier.fr,

³ emmanuel.millet-delpech-de-frayssinet@etu.umontpellier.fr

Encadrement : Benoît Brossier

Citation : Bourgeat E., Holé A. & Millet-Delpech E. (2017). Impact du feu sur des pinèdes à *Pinus halepensis* en région méditerranéenne (Hérault, France). *Orpal Synthesis*, 10 (2) : 51-63.

Résumé : L'étude porte sur la réponse du pin d'Alep au passage d'un feu, et sur la régénération du milieu. L'analyse dendrochronologique a montré que le Pin d'Alep est affecté par le feu (1) morphologiquement (cicatrices, carbonisations de hauteurs variables selon l'intensité du feu) et (2) anatomiquement (forte baisse de croissance lors du passage du feu ainsi qu'une croissance réduite les années qui suivent). L'incendie impacte également les communautés et la succession écologique, en créant une ouverture du milieu. Cet impact peut varier selon la fréquence de la perturbation.

Mots clés : Dendrochronologie, climat, régénération, pin d'Alep

Abstract: *Impact of fire on pine woods of Pinus halepensis in Mediterranean region (Herault, France).* The study deals with the Aleppo pine's response to fire, and the environment regeneration. The dendrochronology analysis shows that Aleppo pine is affected by fire (1) morphologically (scars, scorch at variable highs) and (2) anatomically (low growth the same year and for a few years after fire crossing). Communities and ecological succession are also impacted by fire, which opens the surrounding environment. Such an impact can vary according to the fire frequency.

Key words: Dendrochronology, climate, regeneration, Aleppo pine

Les écosystèmes de la région de Montpellier sont gouvernés par un climat méditerranéen, caractérisé par une sécheresse estivale et une humidité douce hivernale. Ces conditions climatiques favorisent les feux de forêts (naturels et induits par l'homme), qui perturbent de façon importante les écosystèmes (Bond & van Wilgen, 1996 ; Keeley et al., 2012) et jouent ainsi une force sélective pour des espèces pyrophiles (Fournier et al., 2012) ayant des traits

physiologiques ou de vie mieux adaptés (Schwilk & Ackerly, 2001).

Le pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.), sujet de notre étude, est une espèce pyrophyte. Ce conifère de la famille des Pinacées domine beaucoup de garrigues dans les régions chaudes de la côte méditerranéenne (Farjon, 2013). D'ailleurs, le pin d'Alep semble avoir sélectionné des traits permettant sa survie face à un feu, comme un tronc élancé avec un houppier haut, limitant ainsi la quantité de combustible. D'autres traits favorisent aussi la

recolonisation du milieu après son ouverture, par la présence de cônes sérolineux libérant leurs graines suite à de fortes chaleurs (Schwilk & Ackerly, 2001). Ainsi, l'étude cherche à comprendre comment varie la croissance d'une telle espèce après le passage d'un incendie, et quelles étaient les réponses face à cette perturbation. Un regard est également porté sur la dynamique post-incendie d'autres communautés d'espèces présentes sur le milieu dégradé.

Afin de décrire la dynamique post-incendie du pin d'Alep, une étude dendrochronologique a d'abord permis d'étudier anatomiquement la dynamique d'une trentaine d'arbres dispersés sur trois sites différents grâce aux cernes de croissance du bois. Ces cernes reflètent les variations climatiques, les perturbations internes (sylviculture, sénescence des arbres dominants, etc.) (Lebourgeois & Merian, 2012), mais aussi les perturbations externes comme les feux. Ensuite, l'étude morphologique des arbres, la régénération dans le milieu, ainsi que l'inventaire des communautés d'espèces présentes complètent l'étude.

MATERIEL ET METHODES

1- Zone d'étude

L'étude s'est déroulée dans la région nord de Montpellier, sur les communes de Saint-Bauzille de Montmel et Montaud. Trois sites de forêts ont été sélectionnés selon leur exposition à différents feux. Le premier est un témoin qui constitue une base de comparaison pour les deux autres sites échantillonnés dans une étude préliminaire par Chevalier et al. (2015) dont les coordonnées GPS ont été reprises :

- Site 1 (43°46'50.3"N 3°56'54.3"E) : témoin, sans feu.
- Site 2 (43°47'18.6"N 3°56'50.4"E) : feu de 2010.
- Site 3 (43°44'54.3"N 3°55'54.0"E) : feux de 1989 et 2010.

L'incendie de 1989 a pris son départ à Saint-Bauzille-de-Montmel (34242) le 27/07/1989. Il a parcouru près de 900 ha, ce qui le classe

comme feu de très forte intensité (niveau 5) (Lampin Cabaret et al., 2010). D'après la base de recensement d'incendies Prométhée (1973), celui de 2010 a démarré à Fontanès (34102) le 30/08/2010 et a parcouru 2544 ha dont 2233 ha de forêts, ce qui le classe lui aussi comme feu de niveau 5.

2- Données de terrain

Relevés dendrochronologiques

L'échantillonnage s'est déroulé le 18 Janvier 2017 pour le site 1 et 2, et le 19 Janvier pour le site 3. Les prélèvements ont été effectués à hauteur de poitrine (environ 1,30 m du sol), à l'aide d'une Tarière de Pressler. Deux carottages par individu avec un écart minimum de 120° entre les deux ont été effectués. Plusieurs mesures morphométriques ont été réalisées sur chaque arbre échantillonné avec un clinomètre : hauteur de cime, du houppier, des premières branches, ainsi que la hauteur de carbonisation de l'écorce (sur les sites 2 et 3). La circonférence de l'arbre à hauteur de poitrine a été mesurée à l'aide d'un décimètre.

Relevés écologiques

Pour tous les sites incendiés (i.e. sauf le témoin, celui-ci étant anthropisé), un relevé floristique, une quantification des régénérations de pins, ainsi que le calcul du volume de nécromasse ont été fait sur une placette représentative du milieu de 10x10 mètres. Cinq quadrats de 1 m² ont été placés aux quatre coins et au centre de la placette pour la mesure de l'abondance végétale au sol. Celle-ci a été mesurée en additionnant l'abondance de chaque espèce, donnant un total de 100% dans le quadrat. Chaque mesure a ensuite été ramenée à l'hectare.

La hauteur de carbonisation pour chaque individu a également été relevée, elle renseigne sur l'intensité du feu en estimant la hauteur qu'ont pu atteindre les flammes lors de l'incendie. A l'échelle microscopique, le passage d'un feu laisse des cicatrices sur les cernes (Battipaglia, 2013). Un incendie impacte également le développement des individus : la croissance des arbres est

diminuée après le passage de l'incendie (Battipaglia et al., 2014).

3- Travail en laboratoire

Les carottes échantillonnées ont été séchées puis fixées sur des baguettes sillonnées. Afin d'améliorer la lecture des cernes de croissance, les échantillons ont été poncés grâce à une ponceuse à bande (Scheppach bsm 2010), en utilisant des papiers aux grains de plus en plus fins (240, 400 puis 600 grains/pouce²).

4- Analyse des données

Un cerne est représentatif d'une année avec une phase de croissance printanière (bois initial), suivie d'une phase de repos estival, et enfin une reprise de croissance à l'automne (bois final) jusqu'en hiver où toute activité s'interrompt. La morphologie des arbres varie selon différents facteurs environnementaux (climat, topographie, perturbations) (Schweingrüber et al., 1990), ce qui se répercute sur la largeur des cernes. Les cernes ont ainsi été marqués δCLö (pour un Cerne Large) ou öCEö (Cerne Étroit) et öBFLö (Bois Final Large) ou öBFEö (Bois Final Étroit). Cette technique d'interdatation permet de vérifier l'agencement synchrone des séries individuelles de croissance et ainsi d'attribuer à chaque cerne son année exacte de élaboration. Elle repose sur l'existence d'années caractéristiques correspondant à des conditions de croissance remarquables qui génèrent des cernes plus étroits ou plus larges que la moyenne. (Lebourgeois, 2014)

Les carottes ont été scannées (EPSON V600) pour être traitées numériquement. La largeur des cernes a été mesurée soit par l'intermédiaire des logiciels CooRecorder (pour le pointage sur les scans) puis CDendro pour obtenir un fichier dont le format est exploitable par TSAP-Win (4.69 e) (pour la mesure), soit directement sur TSAP-Win (4.69 e) qui permet de faire les deux via la loupe binoculaire et une table de mesures LinTab 6. La courbe d'accroissement moyen pour chaque individu est obtenue par la moyenne de ses deux rayons. La courbe de

croissance moyenne d'un site est obtenue en faisant la moyenne de tous les individus qui la compose.

Les données ont été standardisées avec le logiciel R et le package Dendro. Cette standardisation permet d'observer la dynamique de croissance générale des individus par site sans prendre en compte les variations dues à leur âge. Le package Dendro permet aussi d'établir une relation entre la croissance et le climat. Mettre en lien les données météorologiques et la croissance des individus permet d'évaluer l'importance du climat dans la réponse de l'arbre aux facteurs environnementaux. Ainsi les grands événements de ralentissement de croissance des différents sites (perturbations pour les arbres) ont été confrontés au contexte climatique du moment afin de mieux comprendre leur origine. Les sites d'échantillonnage, étant proches, ont été soumis aux mêmes fluctuations climatiques. Comparé au site témoin, l'observation d'un décalage temporel ou d'une différence dans l'intensité de la réponse aux facteurs environnementaux pourrait mettre en évidence l'impact de perturbations liées au feu sur la dynamique des individus. Les données climatiques ont été récupérées sur Météo-France et par l'équipe HyMeX (ESPRI/IPSL and SEDOO/Observatoire Midi-Pyrénées). Seules les données climatiques de Saint-Martin-de-Londres (n° de poste 034274001) pour la température moyenne et les précipitations par mois ont servi, car aucun autre poste proche des sites n'était présent dans les données Météo, ou n'offrait de données constantes. Les données climatiques ont été collectées de 1979 jusqu'en 2015.

La répartition phytosociologique des espèces relevées aux sites 2 et 3 a été analysée avec le logiciel Past 3.14. Une AFC (Analyse Factorielle de Correspondance) et une CHA (Classification Hiérarchique Ascendante) ont permis d'évaluer d'un point de vue spatial la ressemblance des communautés d'espèces pour les deux sites. Le volume de nécromasse permet d'estimer l'intensité du feu, mais également l'âge des individus lors de

Incendie. Le nombre de jeunes pousses est un indicateur de la régénération et met en évidence la capacité des pins à recoloniser le milieu après la perturbation, mais également la compétition du pin avec les autres espèces. Tous les paramètres morphologiques mesurés ont été traités par des tests ANOVA afin d'évaluer la variabilité inter-site.

RESULTATS

1- Données climatologiques

Les pins du site 1 répondent plus que ceux des autres sites à tous les facteurs climatiques. De plus, les individus de tous les sites sont davantage influencés par les températures que par les précipitations (Fig. 1A, B et C).

Le site 1 (Fig. 1A) répond positivement aux températures de mars (T-3) et du début de printemps (T-5, T4, T5), c'est-à-dire que la croissance des individus est positivement corrélée aux températures. Ce site témoin répond positivement aux précipitations de mai (P-5, P5). Le site 2 (Fig. 1B) répond positivement aux températures de mars (T-3) et du début de mai (T-5, T5) ainsi qu'aux précipitations de mai (P-5, P5). Le site 3 (Fig. 1C) répond positivement aux températures de janvier (T-1) et de mai (T5), ainsi qu'aux précipitations de printemps (P4, P5). Le site 1 répond négativement aux températures de juillet (T-7, T7), d'octobre (T-10) et de janvier (T1). Il répond négativement aux précipitations de septembre (P-9) et de décembre (P-12). Le site 2 répond négativement seulement aux températures d'octobre (T10). Le site 3 répond négativement aux températures d'automne (T10, T11) et aux précipitations d'octobre (P-10).

Les 3 sites réagissent de la même façon aux facteurs climatiques sauf en juillet où le site 1

réagit négativement aux températures. Les précipitations d'automne n'impactent pas le site 2 alors qu'elles influencent négativement le S1 et le S3. Les températures de janvier influencent négativement le site 1. Les précipitations de décembre impactent négativement le site 1, tandis qu'elles influencent positivement le site 3.

2- Données dendrochronologiques et morphologiques

Les individus du site 1 constituent la chronologie de référence pour l'étude. Ces individus sont les plus âgés et ils renseignent sur la dynamique de croissance que les individus des sites 2 et 3 sont supposés suivre.

Croissance des individus selon les sites

Les trois sites présentent une même croissance globale avec des alternances périodiques de phases de croissance fortes et faibles (Fig. 2). Les trois sites ont des dynamiques similaires jusqu'aux années 1985. A partir du feu de 1989 (Chevalier et al. 2015), le site 3 se distingue des deux autres. En effet, sa croissance diminue et reste faible les années suivant le feu, alors que les sites 2 et 3 connaissent une forte augmentation de croissance notamment en 1992. A partir de 1997, les dynamiques de chaque site semblent de nouveau synchrones et cycliques. Le site témoin montre toutefois des phases de croissances d'intensité plus fortes qu'avant 1978 et plus espacées dans le temps, ce n'est pas le cas des sites 2 et 3. La dynamique générale s'interrompt en 2010, année de feu pour les sites 2 et 3. La croissance de ces derniers chute fortement, contrairement au site témoin qui connaît une augmentation de croissance en 2011 après une légère baisse en 2010.

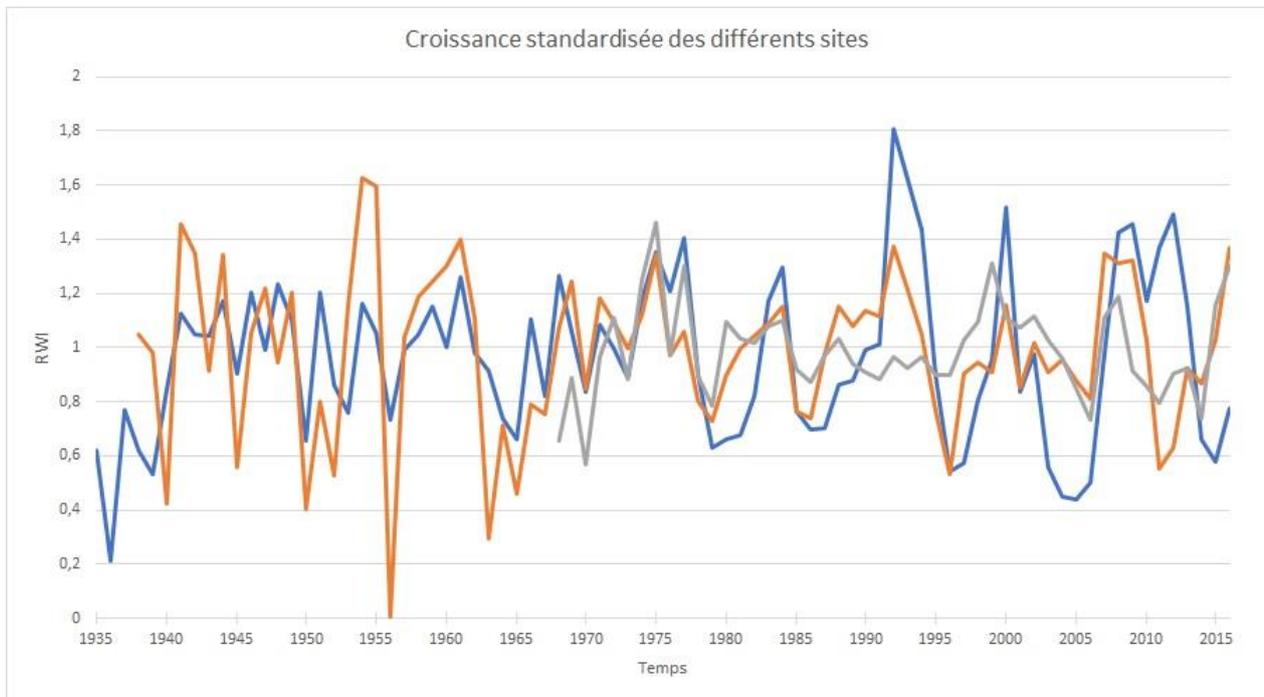


Figure 2. Superposition des courbes de croissance moyennes des individus par site en fonction du temps. La courbe bleue correspond à la croissance du site témoin, la courbe orange à celle du site 2 et la courbe grise à celle du site 3.

Impact du feu sur la morphologie

Plusieurs tests ANOVA ont été effectués entre les différentes variables pour mettre en évidence des différences significatives entre les sites. Tous les individus des sites 2 et 3 étaient marqués par la carbonisation (moyenne S2= 2,45 ; moyenne S3= 2,94), mais il n'y a pas de différence significative entre les sites ($F= 1,37$; $p= 0,14$). Les résultats indiquent qu'il existe des différences inter-site ($F= 8,57$; $p= 0,001$) pour le diamètre des individus : les individus du site témoin (38,24 cm en moyenne) étaient d'un diamètre supérieur à ceux du site 2 (28,8 cm en moyenne), eux même d'un diamètre supérieur à ceux du site 3 (26 cm en moyenne). Il existe également une différence significative inter-site pour la hauteur des individus ($F= 16,07$; $p < 0,001$) : le site témoin possède des valeurs moyennes plus grandes (7,93 m en moyenne), suivi du site 2 (7,25 m en moyenne) et enfin du site 3 (5,17 m en moyenne). Il existe également une différence significative pour l'âge des individus inter-site ($F= 29,2$; $p < 0,001$) : les individus témoins (72,75 ans en moyenne) étant plus âgés que ceux du site 2 (46,5 ans en

moyenne), eux même plus âgés que ceux du site 3 (39,25 ans en moyenne).

L'observation des cernes de croissances aux années de passage de feu pour les sites 2 et 3 a révélé que de nombreux individus présentaient des cicatrices de feu au niveau morphologique et anatomique.

3- Suite au passage du feu

Nécromasse

La nécromasse était composée de 8 individus morts pour le site 2 et 21 pour le site 3 (Table 1). Des test ANOVA montrent que : le volume moyen des individus morts du site 3 (0,017 m³ en moyenne) est inférieur ($F = 4,55$; $p = 0,04$) à ceux du site 2 (0,043 m³ en moyenne). La circonférence à la base des individus morts du site 3 (29,07 cm en moyenne) est plus petite ($F = 10,3$; $p = 0,003$) que celle des individus du site 2 (47,75 cm en moyenne). Le volume de nécromasse à l'hectare a été calculé par site : 34,61 m³/hectare pour le site 2 et 35,19 m³/hectare pour le site 3.

Table 1. Données de nécromasse et phytosociologiques en fonction des sites

Paramètre	Site 2	Site 3
Nombre d'arbres morts	8	21
Longueur des arbres morts (cm)	353,13	345,24
Circonférence moyenne au collet (cm)	47,8	29,1
Circonférence moyenne à la cime (cm)	29,8	7,1
Volume de nécromasse (m ³ / hectare)	34,61	35,19
Nombre de régénérations de pin d'Alep	44	27
Richesse spécifique	16	21

Régénération

La régénération des pins d'Alep (Table 1) est de 44 jeunes pousses sur le site 2 (4400 pousses/ha), et 27 sur le site 3 (2700 pousses/ha). Aucune régénération n'a été observée sur le site témoin.

Données phytosociologiques

La richesse spécifique indique avec l'abondance, une similarité moyenne entre les sites (Table 2). Dans le second site, il y a 16

espèces différentes, mais seulement les graminées sont vraiment représentées. En effet, elles occupent la moitié de la surface dans les quadrats. La strate basse représente plus des ¾ des espèces répertoriées sur ce site, soit 78,5 %. Pour le site 3, même avec 21 espèces différentes, celui-ci n'est pas tellement plus diversifié car 2 groupes sont les plus majoritaires : les graminées avec 28,6 % et surtout l'espèce *Quercus coccifera* avec 71,4 %, pour la strate intermédiaire.

Table 2. Recensement et quantification des différentes espèces végétales présentes sur les 2 derniers sites

		Site 2	Site 3
Nombre d'espèces communes	Site 2	11	
	Site 3	3	15
	Strate herbacée	Poaceae	
	Strate arbustive	<i>Thymus vulgaris</i> <i>Quercus coccifera</i>	
Pourcentage	Strate basse	63,74	52,38
	Strate intermédiaire	24,18	47,62
	Strate haute	12,09	0
Présence (fréquence à l'hectare)	Strate basse		
	Strate intermédiaire		
	Strate haute		

L'analyse multivariée (AFC) (Fig. 3A) rassemble les quadrats 2, 4, 5 du site 3 avec le quadrat 5 du site 2 dans un premier groupe (Groupe 1). Ce groupe est représenté principalement par des chênes kermès (*Quercus coccifera*), des brachypodes rameux (*Brachypodium ramosum*), du thym (*Thymus vulgaris*) et des cistes de Montpellier (*Cistus monspeliensis*). Les quadrats 1, 2, 3, et 4 du

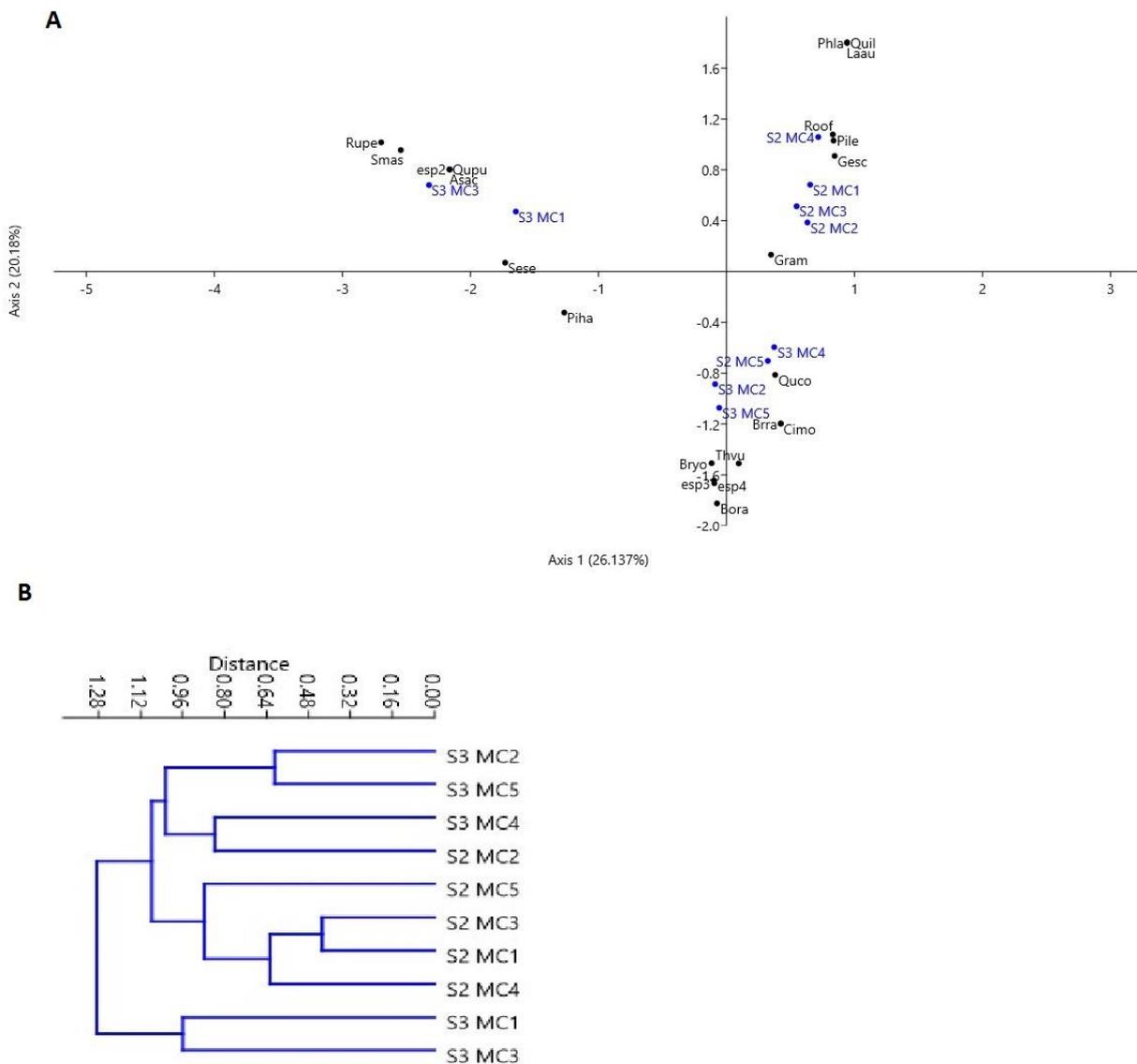
site 2 forment un second groupe (Groupe 2) représenté majoritairement par des graminées, des pistachiers lentisques (*Pistacia lentiscus*), du romarin (*Rosmarinus officinalis*) et du genêt épineux (*Genista scorpius*). Les quadrats 1 et 3 du site 3 forment un troisième groupe (Groupe 3) composé surtout de garance voyageuse (*Rubia peregrina*), de salsepareille (*Smilax aspera*) et de l'orpin de Nice (*Sedum sediforme*). Le site 3 (composé

des groupes 1 et 3) présente un assemblage d'espèces plus diversifié que le site 2 (groupe 2). Les graminées sont omniprésentes au sein de tous les quadrats (sauf dans le quadrat 3 du site 3).

Le groupe 1 et le groupe 2 sont plus proches entre eux qu'ils ne le sont du groupe 3 (Fig. 3B). Le quadrat 2 du site 2 (qui

appartient au groupe 2) est plus proche des quadrats du groupe 1 que ceux du groupe 2. Le quadrat 5 du site 2 (qui appartient au groupe 1) est plus proche des quadrats du groupe 2 que ceux du groupe 1. Ces derniers résultats sont différents de ceux qui ressortent de la Fig. 3A.

Figure 3. Analyses multivariées : (A) Analyse Factorielle des Correspondances (AFC, distance de Chord). Les points en noir indiquent les espèces, les points en bleu représentent les quadrats. (Le code des espèces est donné en Annexe 1). Les valeurs propres des axes 1 et 2 sont respectivement de 26,1 et 20,2%. (B) Classification Hiérarchique Ascendante (CHA, distance de Chord). Ces tests sur la phytosociologie des plantes des sites 2 et 3 prennent en compte l'ensemble des données d'abondance.



DISCUSSION

1- Impact du feu sur la croissance des individus

Les données climatiques impactent la croissance des individus. Les températures et précipitations d'automne limitent la croissance sur tous les sites. À l'inverse, les températures et précipitations de printemps favorisent la croissance des cernes, pour tous les sites également. Les températures de juillet ont un effet négatif uniquement sur le site témoin, les deux autres n'y réagissent pas. Les températures de janvier limitent la croissance des cernes du site 1 mais favorisent celle du site 3. De manière générale, la réponse de croissance aux facteurs climatiques des sites 2 et 3 est atténuée par rapport à celle du témoin : ils réagissent à moins de précipitations ou températures que ce dernier. Chaque cerne peut être décomposé en un ensemble de signaux qui s'additionnent (effets de l'âge, du climat, de facteurs endogènes et exogènes, effets aléatoires) (Cook, 1990). La réponse atténuée des sites pourrait donc s'expliquer par l'impact du feu (effets exogènes) qui diminue la réception des signaux environnementaux perçus par les individus. Tous les sites réagissent également plus aux températures qu'aux précipitations, cependant il est bien connu que le pin est une espèce qui répond surtout à la disponibilité en eau dans le sol pour sa croissance (Rathgeber et al., 2005).

La croissance des individus est également impactée par le passage d'un feu : en 1989 et en 2010 le site 3 présente une croissance largement diminuée l'année de passage du feu et les années suivantes, comparé au site témoin. Le site 2 réagit de la même façon avec une croissance faible en 2010 tandis que le site témoin voit sa croissance augmenter. Le traumatisme du feu semble ici aussi diminuer le signal de croissance perçu par les individus, au moins pour les deux années suivantes. Ceci s'explique par l'atteinte du cambium des arbres par le feu, qui entraîne une réponse mécanique soudaine du bois (De Micco et al., 2013) avec la formation d'une

barrière séparant la zone blessée de la partie saine du xylème (Shigo, 1984 ; Schweingruber, 2007). Les cernes sont également plus larges juste après la cicatrice, ce qui est lié à la nécessité locale de protéger rapidement la cicatrice après le feu. Il y a ainsi une diminution de la croissance des arbres après les incendies, due à l'énergie apportée pour la protection et la réparation de la cicatrice (Battipaglia G., 2013).

2- Impact du feu sur la morphologie

L'impact du feu sur la morphologie s'observe par des cicatrices et des marques de carbonisation sur les troncs. Les hauteurs de carbonisation ne sont pas significativement différentes entre les sites 2 et 3, mais celles du site 3 ont tendance à être légèrement plus importantes. La hauteur qu'atteignent les flammes est liée à l'abondance de combustible au sol (strate arbustive, bois mort) qui constitue un réservoir et permet au feu de se maintenir et de se propager. De plus, les hauteurs de flammes témoignent de l'intensité d'un feu (Rigolot, 2004). Le site 2 contenait une plus grande quantité de combustible au sol qui a beaucoup alimenté le feu, entraînant une mortalité plus importante que sur le site 3. Le site 3 est un milieu plus ouvert avec une végétation basse et où plus de cicatrices ont été observées par rapport au site 2. Le site 2 semble donc avoir été frappé par un feu plus intense que celui du site 3 : un feu de forte intensité entraîne une mortalité élevée et de hautes carbonisations tandis qu'un feu de moindre intensité laisse plus de cicatrices (Fournier et al., 2013). Toutefois, les hauteurs de carbonisation mesurées semblent montrer le contraire. Cela peut s'expliquer par la topographie des deux sites : pour le site 3 l'effet de pente en flanc de colline avec le vent ont pu faire monter les flammes (ce qui explique les marques plus hautes que sur le site 2), et faire passer rapidement le feu (feu de surface et non de couronne entraînant donc moins de mortalité).

Les arbres du site témoin étaient en moyenne de plus gros diamètres, plus grands et plus âgés (moyennes = 38,24 cm de diamètre, 7,93 m de hauteur et 72,75 ans) que ceux du site 2

(moyennes= 28,8 cm de diamètre, 7,25 m de hauteur et 46,5 ans) et que ceux du site 3 (moyennes= 26 cm de diamètre, 5,17 m de hauteur, 39,25 ans). Les paramètres diamètre à la base, hauteur de l'individu et âge sont liés entre eux : plus un individu est âgé, plus il aura un gros diamètre et une grande hauteur. Par contre, la hauteur d'un individu est elle directement liée à la qualité du sol ; le fait que les témoins soient les plus grands refléterait une bonne fertilité du sol (Sghaier, 2013). Toutefois, l'impact de l'homme sur la gestion des pinèdes pourrait expliquer cette différence de taille entre sites : selon la classe de fertilité des peuplements, différentes sylvicultures sont adoptées. Une bonne fertilité a pu être attribuée au site 1, et un dépressage au stade juvénile des individus et des éclaircies ont pu être opérées (Bourdenet, 2001). Le dépressage consiste à supprimer certains jeunes sujets dans un peuplement très dense afin de favoriser le développement d'individus ciblés. Ces individus se développent donc mieux, et peuvent atteindre de plus grandes tailles.

3- Impact du feu sur l'environnement

Le volume de nécromasse entre les deux sites est presque identique, mais le volume des individus brûlés n'est pas le même. Le site 3 avait beaucoup d'individus morts de faibles volumes, tandis que le site 2 présentait peu d'individus morts de gros volumes. L'abondance supérieure du site 3 peut s'expliquer par le fait que le site ait été frappé par deux feux, créant une nécromasse composée de beaucoup d'individus. Leur petite circonférence s'explique par leur jeune âge : en effet ce sont probablement de nombreuses régénérations suite à 1989 qui ont brûlé lors du feu de 2010.

La différence supérieure du nombre de régénérations dans le site 2 pourrait s'expliquer par le jeune âge des individus lors du passage du feu en 2010 pour le site 3. Précisément, les jeunes régénérations suite au feu de 1989 devaient avoir environ 21 ans quand le second feu est passé sur le site. La maturité sexuelle des pins se situant entre 15 et 30 ans (Thanos & Daskalakou, 2000), la plupart des individus n'avaient peut-être pas

encore beaucoup de cônes fertiles quand le feu de 2010 est arrivé. De ce fait, la banque de graines viables dans la canopée n'était probablement pas abondante, et la régénération qui a suivi le passage du feu n'était pas aussi importante qu'elle aurait pu l'être si les individus avaient tous été plus âgés.

En comparant les nombreuses espèces entre sites, il a été observé que certaines sont des spécialistes. Le site 2 qui avait un sol terreux montre une espèce pyrophile *Cistus monspeliensis* (Lami & Orignac, 2016). Toutes les espèces sont par contre bien acclimatées à des sols devenus pauvres en nutriments et en eau (Tison et al., 2014). Le site 3 lui, était plus rocailleux et en bordure du quadrat 1 et 3, il y avait une haie de plus d'un mètre de hauteur, d'autres espèces de plantes étaient présentes comparé au site 2. Dans l'AFC ou dans le CHA de la Figure 3, 3 espèces sont spécifiques du site 3 et ont deux caractéristiques communes : elles sont ou forment des lianes, et sont indifférentes à un sol caillouteux (Jardin l'encyclopédie, 2000). Effectivement, la haie constitue un habitat propice pour elles en tant que support (*Asparagus acutifolius*, *Rubia peregrina* et *Smilax aspera*). Les pourcentages des strates dans les données phytosociologiques ne correspondent pas aux résultats attendus par la succession écologique, où juste après un incendie il devrait y avoir d'abord une strate basse, ensuite une strate intermédiaire, et enfin une strate haute. Ceci peut s'expliquer en fait par la présence du chêne kermès, représentant dans le site 3 les 37,2 % de la strate intermédiaire, ce qui est surprenant. En fait, il présente une capacité de recouvrement rapide lorsqu'il est affecté par des incendies, dû à son réseau racinaire très important (Lami & Orignac, 2016), lui ayant permis de récupérer les nutriments de la nécromasse du premier feu. Sa régénération par ses souches (Trabaud, 1981 ; Keeley et al., 1986), est beaucoup plus rapide que le pin d'Alep par exemple, qui a besoin de germer à partir d'une graine. En effet, *Quercus coccifera* va par la suite fermer rapidement les milieux et empêcher toute compétition.

CONCLUSION

Les incendies impactent fortement le développement de *Pinus halepensis*. Le passage d'un feu entraîne un bruit qui atténue la réponse de l'individu aux facteurs environnementaux, et notamment climatiques. Le feu impacte également la croissance des individus, puisque celle-ci est ralentie l'année de passage du feu et les années suivantes. Le passage d'un feu s'observe morphologiquement avec des marques de carbonisation témoignant de l'intensité du feu, et des cicatrices sur les troncs. Anatomiquement, le passage du feu s'observe sur les cernes qui isolent la partie blessée de l'arbre grâce à du bois tardif formé de grosse trachéides près de la cicatrice.

Les incendies sont responsables de l'ouverture du milieu. La colonisation de ce dernier d'abord par les espèces pionnières, est suivi du phénomène de succession écologique. Cependant, la fréquence des incendies peut modifier les communautés d'espèces. Pour le pin d'Alep, un intervalle de temps trop court par rapport à la durée nécessaire pour qu'un individu atteigne sa maturité sexuelle, peut être responsable de régénérations de moins en moins abondante à mesure des passages de feu (les cônes non fertiles ne germeront pas). A terme, la population de pins pourrait être éliminée localement et être remplacée par une espèce plus compétitrice comme *Quercus coccifera*.

Il aurait été intéressant d'étudier plus en détail les régénérations, notamment pour les sites fréquemment incendiés. Comparer le nombre de régénérations viables après chaque passage de feu pourrait témoigner de modifications écologiques en réponse à des perturbations, parfois d'origines anthropiques. Il aurait par ailleurs aussi été intéressant de comparer la dynamique de croissance de jeunes pousses situées sur des sites dont les fréquences de perturbations par le feu sont différentes.

RÉFÉRENCES

Battipaglia G. (2013). Fire influence on *Pinus halepensis*: wood responses close and far

from the scars. *IAWA Journal*, 34(4) : 446-458.

Battipaglia G., De Micco V., Fournier T., Aronne G. & Carcaillet C. (2014). Isotopic and anatomical signals for interpreting fire-related responses in *Pinus halepensis*. *Trees*, 28: 1095-1104.

Bond W.J. & Van Wilgen B.W. (1996). *Fire and Plants*. Chapman and Hall, London, 263 p.

Bourdenet P. (2001). Répartition et gestion des pinèdes sylvestres dans les forêts publiques de la région méditerranéenne. *Forêt méditerranéenne*, 22 (1) : 53-58.

Chevalier Z., Hammel M. & Letellier P. (2015). Dynamique post-incendie des pinèdes à *Pinus halepensis* de la région de Montpellier. *Orpal Synthesis*, 8 : 21-31.

Cook, E.R., 1990. A conceptual linear aggregate model for tree rings. In : E.R.Cook & L.A. Kairiukstis (eds.), *Methods of Dendrochronology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 98-104.

De Micco V., Battipaglia G., Balzano A., Cherubini P. & Aronne G. (2013). Comparing methods to analyse anatomical features of tree rings with and without intra-annual density fluctuation (IADFs). *Dendrochronologia*, 32 : 1-6.

Fournier T.P., Brossier B., Gauthier O. & Carcaillet C. (2012). Post-Fire dynamics and spatial heterogeneity of woody debris associated with *Pinus halepensis* in an oak-pine Mediterranean ecosystem. *Ecoscience*, 19 : 356-363.

Fournier T.P., Battipaglia G., Brossier B. & Carcaillet C. (2013). Fire-scars and polymodal age-structure provide evidence of fire-events in an Aleppo pine population in southern France. *Dendrochronologia*, 31 : 159-164.

Keeley J.E. (1986). Resilience of Mediterranean shrub communities to fires. In : B. Dell, A.J.M. Hopkins & B.B. Lamont (eds), *Resilience in Mediterranean-type ecosystems*. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 95-112.

- Keeley J.E., Bond W.J., Bradstock R.A., Pausas J.G. & Rundel P.W. (2012). *Fire in Mediterranean Ecosystems: Ecology, Evolution and Management*. Cambridge University Press, 515 p.
- Lampin Cabaret C., Jappiot M., Alibert N., Manlay R. & Guillaude R. (2010). *Prototype d'une échelle d'intensité pour le phénomène d'incendie de forêt*. Ingénieries - EAT, IRSTEA éd. 2002 : 49-56.
- Lebourgeois F. & Merian P. (2012). *Principes et méthodes de la dendrochronologie*. Equipe Ecologie Forestière AgroParisTech-ENGREF, 88 p.
- Rathgeber B.K., Misson L., Nicault A. & Guiot J. (2005). Bioclimatic model of tree radial growth: Application to the French Mediterranean Aleppo pine forests. *Trees - Structure and Function*, 19 : 162-176.
- Rigolot E. (2004). Predicting postfire mortality of *Pinus halepensis* Mill. and *Pinus pinea* L. *Plant Ecology*, 171 : 139-151.
- Schweingrüber F.H., Eckstein D., Serre-Bachet F. & Bräcker O.U. (1990). Identification, presentation and interpretation of event years and pointer years in dendrochronology. *Dendrochronologia*, 8 : 9-38.
- Schweingrüber F.H. (2007). *Tree rings and environment : dendroecology*. Paul Haupt, Bern, 609 p.
- Schwilk D.W. & Ackerly D.D. (2001). Flammability and serotiny as strategies: correlated evolution in pines. *Oikos*, 94 : 326-336.
- Sghaier T. (2013). Contrôle local de l'hétérogénéité spatiale et analyse dynamique d'un essai multi-sites de provenances de pin. *Geo-Eco-Trop*, 27 : 9-28.
- Shigo A.L. (1984). *Tree survival after injury and infection*. North American Forest Biology Workshop, Logan, Utah, 14 p.
- Thanos C.A. & Daskalidou E.N. (2000). Reproduction in *Pinus halepensis* and *P. brutia*. In : G. Neeman & L. Trabaud, *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 79-90.
- Tison J.M., Jauzein P., Michaud H., Boillot F. & Jeanmonod D. (2014). *Flore de la France méditerranéenne continentale*. Naturalia publications, Turriers, 2080 p.
- Trabaud L. (1981). Man and fire: impacts on Mediterranean vegetation. In : F. di Castri, D.W. Goodall & R.W. Specht (éds.), *Ecosystems of the world, II. Mediterranean-type shrublands*. Elsevier, Amsterdam, pp. 523-537.

ANNEXE 1. Nom et code des taxons inventoriés

Espèce	Code
<i>Asparagus acutifolius</i> L.	Asac
Boraginaceae	Bora
<i>Brachypodium ramosum</i> Roem. Et S.	Brra
Bryophytes	Bryo
<i>Cistus monspeliensis</i> L.	Cimo
<i>Genista scorpius</i> DC.	Gesc
Graminées	Gram
<i>Lavandula angustifolia</i> Mill.	Laau
<i>Phillyrea latifolia</i> L.	Phla
<i>Pinus halepensis</i> Mill.	Piha
<i>Pistacia lentiscus</i> L.	Pile
<i>Quercus coccifera</i> L.	Quco
<i>Quercus ilex</i> L.	Quil
<i>Quercus pubescens</i> Willd.	Qupu
<i>Rosmarinus officinalis</i> L.	Roof
<i>Rubia peregrina</i> L.	Rupe
<i>Sedum sediforme</i> Pau.	Sese
<i>Smilax aspera</i> L.	Smas
<i>Thymus vulgaris</i> L.	Thvu

ÉCOSYSTEMES DE GARRIGUE ET PREVENTION DES INCENDIES : APPORT DE LA GEOMATIQUE¹

Aymeric Brissaud ¹, Théo Ciccia ²

*Institut des Sciences de l'Évolution de Montpellier (UMR 5554)
Université de Montpellier, Place Eugène Bataillon, CC 065, 34095 Montpellier cedex 05, France*

¹ aymeric.brissaud@etu.umontpellier.fr, ² theo.ciccia@etu.umontpellier.fr,

Encadrement : Laure Paradis

Citation : Brissaud A. & Ciccia T. (2017). Ecosystèmes de garrigue et prévention des incendies : apport de la géomatique. *Orpalm Synthesis*, 10 (2) : 65-77.

Résumé : La garrigue est un milieu abritant une forte biodiversité, mais qui connaît de nombreuses perturbations. Nous avons réalisé une étude SIG sur les lavognes, en déterminant les types de végétations retrouvés autour de celles-ci (analyses phytosociologiques) puis nous avons essayé d'identifier les variables influant sur le devenir d'un feu en garrigue comme la pente, l'altitude ou encore la proximité à une zone urbaine.

Mots clés : SIG, risques de feu de forêt, topographie, phytosociologie

Abstract: *Geomatic tools for the understanding of scrubland ecosystems and fire prevention.* Scrubland is an environment with a high biodiversity but it is subject to many disruptions. We carried out our study on a GIS software partly on the temporary wet habitats, by determining the types of vegetation found around them (phytosociological analyzes) and then, we tried to establish variables playing on the fate of a fire in scrublands like the slope, the altitude or the proximity to an urban area.

Keywords: SIG, forest fire risks, topography, phytosociology

¹ Cet article a totalement été réécrit par les éditeurs.

Le mot garrigue désigne un type de végétation que l'on trouve sur sol calcaire, dans la région méditerranéenne. Ce milieu abrite une biodiversité importante et adaptée à des conditions climatiques relativement sèches, notamment en été. Le maintien des garrigues ouvertes, composées d'herbacées et d'arbrisseaux, est dû à des perturbations, telles que les incendies (Trabaud, 1991 ; Pyne et al., 1996 ; Bond & Keeley, 2005) ou le pâturage (Collectif des Garrigues, 2013). Il est fréquent de rencontrer dans les garrigues des vestiges des activités humaines passées, comme les terrasses (appelées traditionnellement *ofaïsses*) permettant les cultures, les murets de pierres sèches pour parquer les moutons, ou encore les petites mares temporaires (appelées localement *lavognes*) utilisées pour abreuver les troupeaux.

La déprise agricole et le déclin du pastoralisme entraînent la fermeture progressive des garrigues ouvertes, qui sont alors remplacées par des chênaies plus ou moins denses dominées par le chêne vert (*Quercus ilex* L.).

Plusieurs groupes d'étudiants ont travaillé sur des *lavognes* situées au nord de Montpellier, entre les communes de Ferrières-les-Verreries et de Claret. Ces points d'eau ont été utilisés comme archives naturelles pour étudier les assemblages actuels de divers bio-indicateurs. Des analyses ont été effectuées sur les diatomées (Bordeaux et al., 2017), les litières (Mancuso et al., 2017) et le pollen (Di-Stasi et al., 2017) présents dans ces *lavognes*, dans le but d'étudier les processus taphonomiques et la diversité actuelle dans ces milieux. La première partie du présent travail vise à caractériser les types de végétation présents autour des *lavognes*.

Un groupe s'est intéressé aux conséquences des incendies sur les pinèdes à pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) par le biais de la dendrochronologie (Bourgeat et al., 2017). Les incendies d'origine anthropique sont de plus en plus fréquents en région méditerranéenne (Barbero et al., 1988), et plusieurs zones brûlées récemment existent aux alentours du Pic St-Loup. La seconde

partie de notre travail vise à comprendre et à expliquer les différentes variables qui peuvent jouer sur l'apparition et le devenir d'un feu.

MATERIEL ET METHODES

1- Travail de terrain

Le travail de terrain s'est déroulé du 17 au 19 janvier 2017. Nous avons accompagné le reste de l'équipe sur le terrain pour récolter les données nécessaires aux analyses cartographiques. Le travail d'acquisition des données sur le terrain nous a permis d'appréhender concrètement l'étude dans sa globalité. Les données de géolocalisation ont été prises grâce à des GPS équipés d'outils cartographiques (JunoSB Trimble - logiciel ArcPad).

2- Etude des *lavognes*

L'étude des *lavognes* s'est déroulée sur huit sites différents, tous situés au nord du Pic St-Loup (Fig. 1). Les points GPS ont été reportés sur le logiciel QuantumGIS (v2.18), dans le but de cartographier les différentes unités de végétation avec précision sur la base de relevés phytosociologiques.

Le travail géomatique a consisté à manipuler les bases de données de divers producteurs de données (Table 1). Nous avons utilisé les données d'occupation du sol de la BDForêt fournies par l'IGN datant de 2002, puisque les données de CorineLandCover, de SIGLR, de Théia et du CNRS sont moins précises ou moins adaptées à notre problématique (Annexe 1). Mais, les unités de végétation de faible surface n'étant pas représentées dans la BDForêt, nous avons redessiné le contour de certaines unités de végétation autour des *lavognes* (photo-interprétation sur images aériennes, Fig. 2) pour une meilleure adéquation avec la précision de nos données (relevés phytosociologiques). Pour finir, le niveau de classification des milieux dans la BDForêt de l'IGN étant trop détaillé par rapport à ce qu'ont distingué les analyses multifactorielles réalisées à partir des données phytosociologiques, nous avons regroupé certains types de milieux.

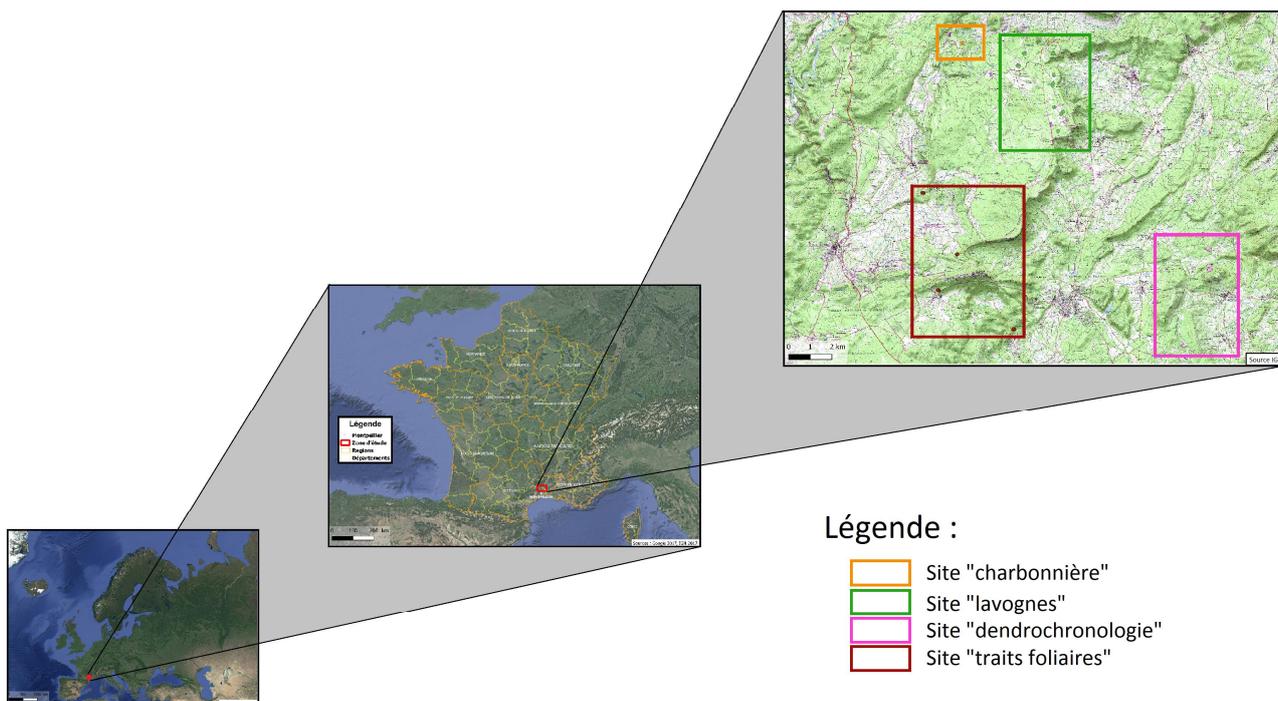


Figure 1. Contexte géographique de l'étude

Table 1. Bases de données utilisées

Producteur	Données
CNRS - UMR CBAE	incendie
IRSTEA - UMR TETIS	incendie
OSU OREME	incendie
Prométhée	incendie (BDD officielle pour la zone méditerranéenne française)
IGN	occupation du sol, données topographiques, photos aériennes
CorineLandCover	occupation du sol
SIGLR	occupation du sol
Théia	occupation du sol

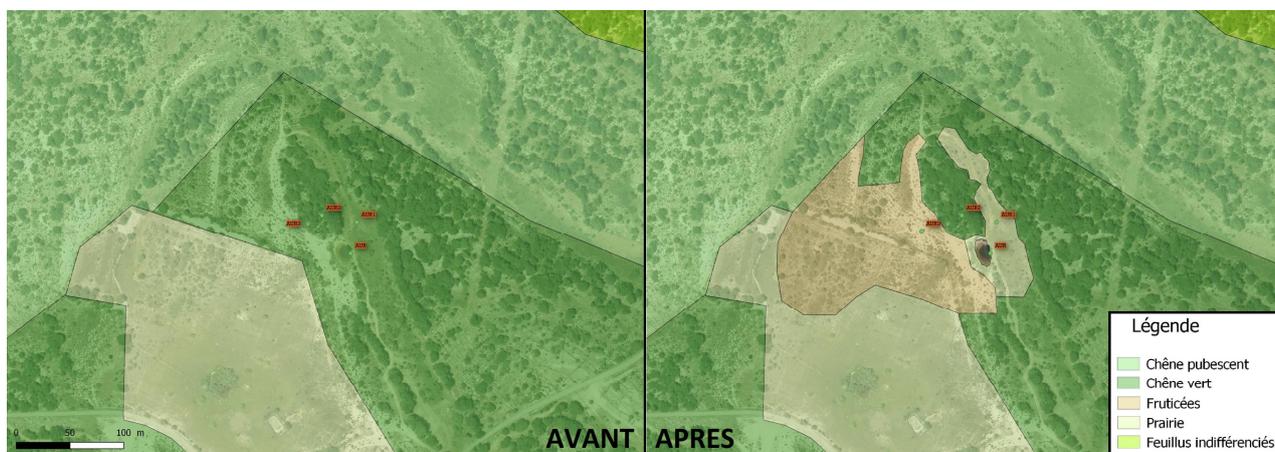


Figure 2. Exemple de photo-interprétation d'une image satellite avant et après redécoupage des unités de végétation (lavogne d'Auroux, AUR)

Des cartes hydrographiques fournies par l'IGN ont été utilisées afin de vérifier le placement des lavognes et de mesurer leur surface. Nous avons défini des zones de 10, 100 et 500 m de rayon autour de chaque lavogne. Dans chacune de ces zones, ont été calculés les pourcentages de recouvrement des différentes unités de végétation (Fig. 3).

Les outils de géotraitement "Intersection" et de calcul géomatique "Surface" de QGIS ont été utilisés, suivis d'une conversion en pourcentage de la surface totale de la zone. Nous avons aussi déterminé la distance de la lavogne à chaque milieu afin de faciliter l'étude portant sur le pollen (Di-Stasi et al., 2017).

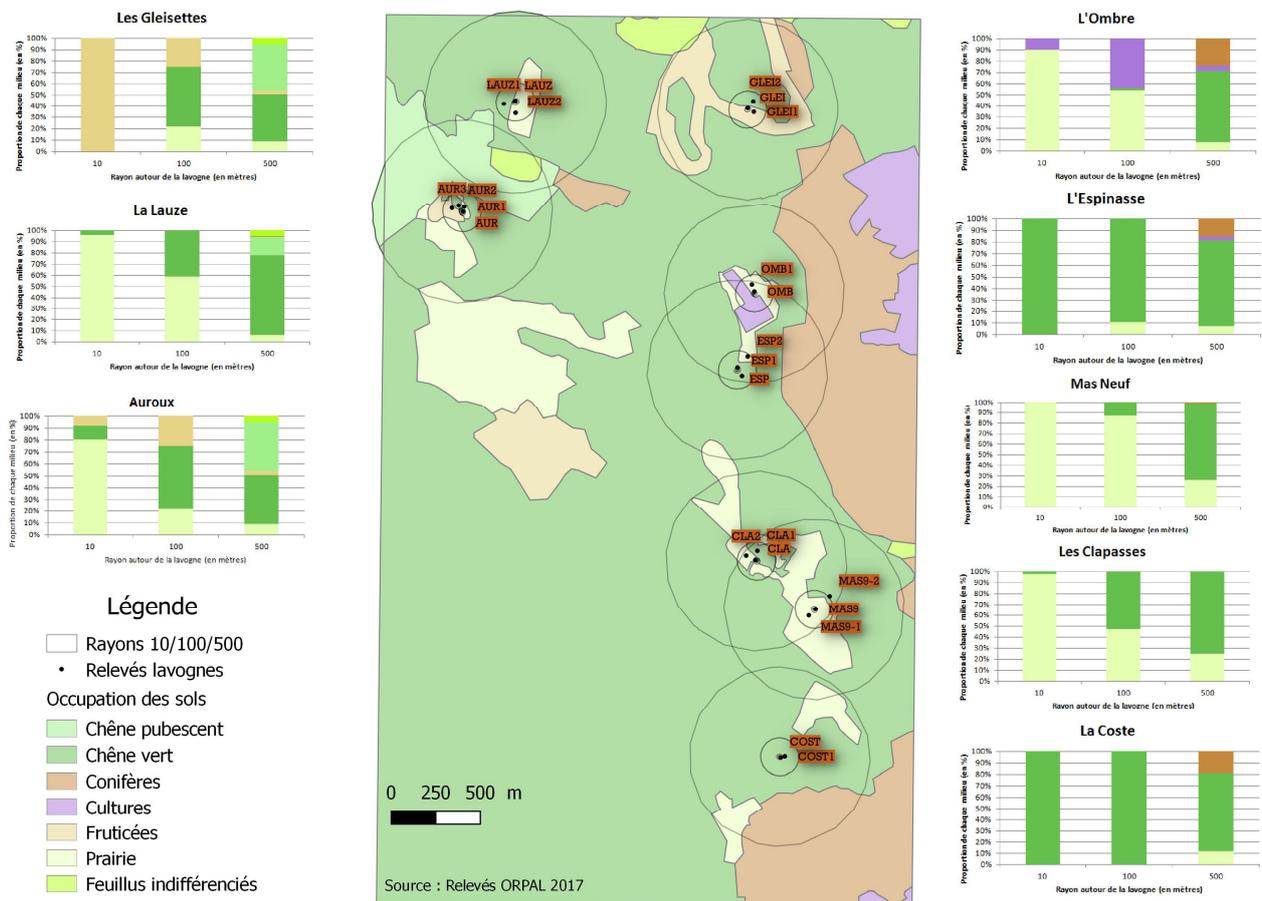


Figure 3. Recouvrement des différents milieux pour des surfaces de rayon 10, 100 et 500 m autour des lavognes

3- Etude dendrochronologique

Trois sites ont été étudiés : le site 1 n'a pas été touché par le feu (site témoin) ; le site 2 a subi un feu en 2010 ; et le site 3 a subi au moins deux feux (1989 et 2010). Après l'import, le tri des données GPS de terrain et l'ajout des informations de terrain aux tables attributaires des points GPS de chaque arbre échantillonné, nous avons réalisé des recherches sur l'historique des incendies dans la zone

d'étude (sources : Irstea - UMR TETIS ; OSU OREME ; Prométhée).

Des données IGN hydrographiques (linéaires et zonales), des routes et des constructions ont été importées, ce qui nous a permis de créer des matrices de distances (Annexe 2). Les données d'occupation du sol provenant de l'IGN ont été utilisées, au même titre que les données topographiques, dans le but d'établir d'éventuelles relations entre unités de végétation et occurrences du feu. Des calculs

d'altitude, de pente et d'exposition (outil raster «Analyse de terrain») de chaque arbre ont été réalisés.

A partir d'images aériennes et de cartes anciennes (1956/1960/1976/1989/1990), nous avons comparé la végétation présente sur les trois sites échantillonnés pour l'étude dendrochronologique avant ou après le passage du feu en ayant au préalable géoréférencé ces images sur QGIS (Annexe 4). Le géoréférencement consiste à associer des coordonnées géographiques à une image «brute». Cela a été réalisé pour vérifier sur le terrain la zone d'impact du feu de 1989.

RESULTATS

1- Cartographie des milieux autour des lavognes

Les données phytosociologiques permettent d'identifier trois milieux différents autour des lavognes : Chênaie, Fruticée et Prairie (Fig. 4). Les analyses multifactorielles ont confirmé les observations de terrain, à l'exception de LAU2 qui a été d'abord identifié sur le plan physiognomique comme une fruticée, mais qui est floristiquement plus proche des prairies.

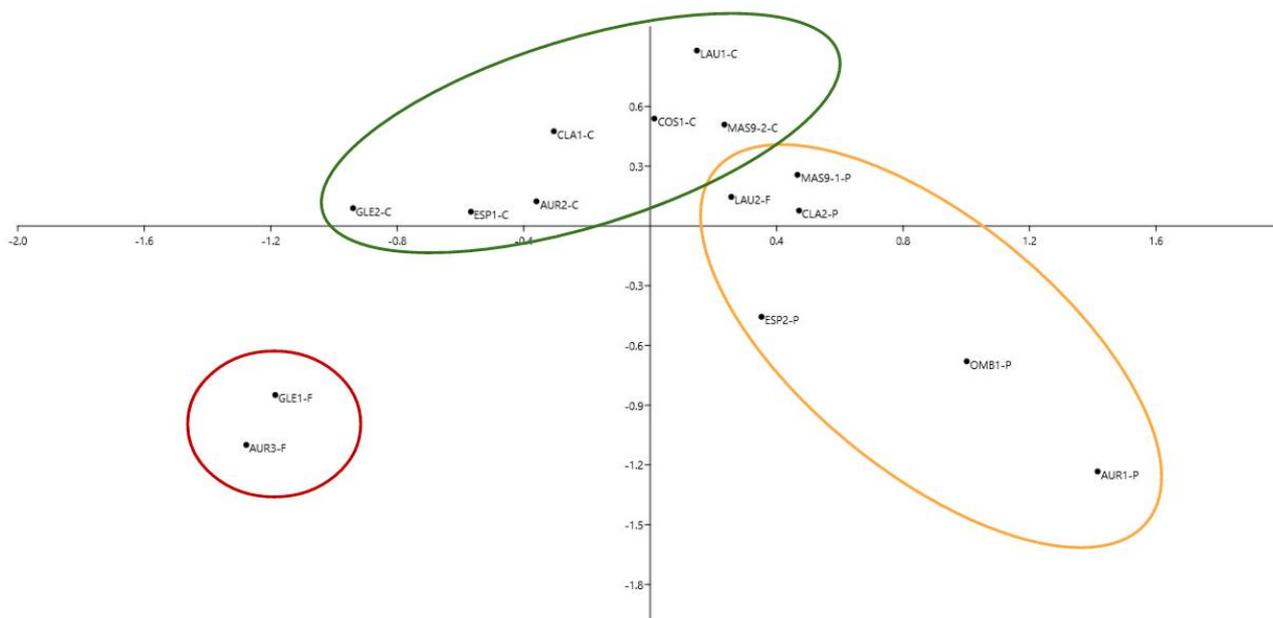


Figure 4. Plan 1/2 de l'AFC des données phytosociologiques

Les taillis de chênes verts, les fruticées et les prairies sont omniprésents sur l'ensemble de la zone d'étude. Ce sont en effet des milieux typiques des écosystèmes méditerranéens (Barbero, 1981 ; Abdelguerfi, 2000 ; Rameau et al., 2008). Sur certains sites, et grâce aux données de l'IGN, nous avons identifié la présence d'autres milieux non identifiés par les analyses phytosociologiques. Ce sont notamment des peuplements de conifères, des cultures ou encore d'autres types de feuillus («Feuillus indifférenciés» selon la nomenclature de CorineLandCover).

Il apparaît que plus la surface autour des lavognes est grande, plus l'occupation des sols dans celle-ci est diversifiée. Dans la zone de 10 m, on retrouve au maximum deux milieux différents dans presque toutes les lavognes (sauf AUR). Seul OMB présente des milieux de cultures à proximité. Enfin, la plupart des lavognes (à l'exception de celles de ESP et de COST) sont situées dans des milieux ouverts (prairies et fruticées). Cette observation n'est pas étonnante, puisque les lavognes sont utilisées pour abreuver les

moutons, ces derniers paissant dans les zones dégagées de garrigue.

2- Etude des incendies

Deux incendies principaux ont été relevés (Annexe 3) :

- Incendie le 27/07/1989 (1761 ha, départ à St-Bauzille-de-Montmel) (source : CNRS - UMR CBAE)
- Incendie le 30/08/2010 (2108 ha, départ à Villeveyrac) (source : Irstea - UMR TETIS)

Le DBH moyen (diamètre du tronc à hauteur de poitrine) et la hauteur moyenne des arbres

sont les plus importants dans le site 1, et les plus faibles dans le site 3. A l'inverse, le site 3 est le plus éloigné des routes, et le site 1 en est le plus proche (Fig. 5). Par ailleurs, la distance à l'eau, la pente et l'altitude sont les plus fortes dans le site 3, et les plus faibles dans le site 2. Enfin, le site 2 est de loin le plus éloigné des bâtiments (bâtiments indifférenciés et constructions légères), alors que le site 1 est le plus loin d'une construction linéaire. Le site 1 est exposé au Sud-est (214°), le site 2 à l'Ouest (92°) et le site 3 au Nord-ouest (43°).

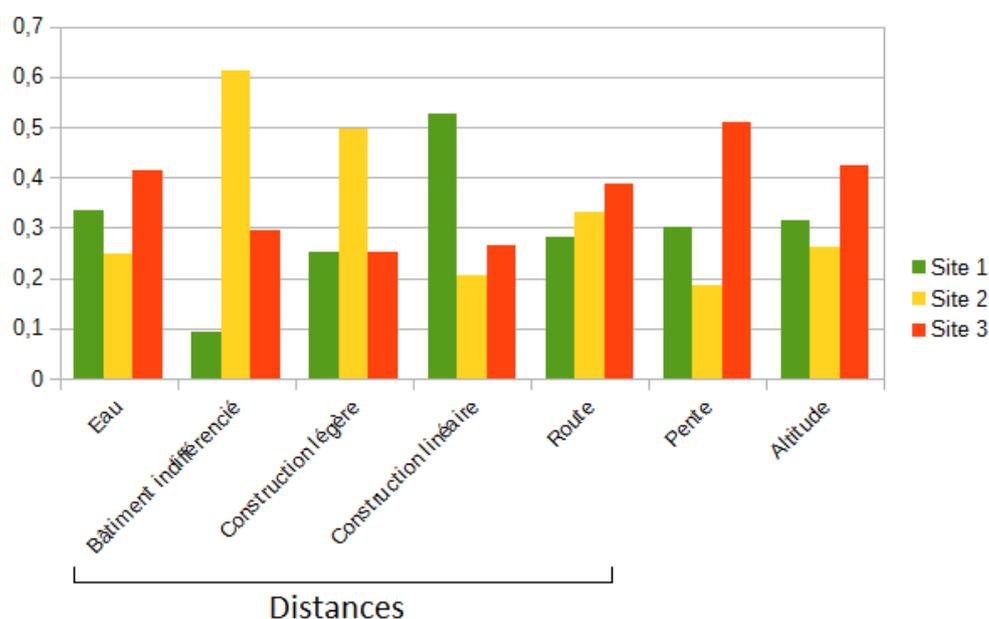


Figure 5. Comparaison des principaux éléments topographiques et des caractéristiques des arbres des trois sites étudiés pouvant influencer la propagation des incendies. Les «distances» correspondent aux distances moyennes séparant les arbres du site échantillonné à l'élément topographique le plus proche. L'ensemble des valeurs sont des proportions par rapport à la somme totale des valeurs des trois sites pour chaque élément topographique. Il n'y a donc pas d'unité en ordonnée, la somme des valeurs des trois sites pour chaque élément topographique est alors égale à 1

DISCUSSION

Les résultats obtenus sur l'étude des incendies (Fig. 5) montrent que certaines données topographiques peuvent influencer l'apparition ou la propagation d'un feu (Suryabhagavan et al., 2016). Ils ne permettent cependant pas de déterminer si le feu est lié à la présence de routes, celles-ci se trouvant toutes à proximité des sites. Il est toutefois légitime de penser

que la présence de routes, et donc le passage important d'usagers, peut avoir une influence importante sur la probabilité de départ de feu (notamment à cause des mégots jetés). De nombreuses études attestent que la proximité au réseau routier augmente la probabilité de départ des feux (Robin et al., 2006 ; Yang et al., 2007 ; Eugenio et al., 2016 ; Pourtaghi et al., 2016), mais ces feux sont généralement plus petits que ceux qui se produisent loin des

routes, leurs abords influençant les combustibles grâce à des facteurs environnementaux tels que le vent, l'augmentation en température ou bien les activités de gestion des forêts (Narayanaraj & Wimberly, 2012). Ce phénomène peut être expliqué par la présence de l'Homme à proximité des routes, qui augmente les risques d'avoir un feu de manière accidentelle ou intentionnelle (Yang et al., 2007 ; Tian et al., 2013).

Bien que les résultats présentés Figure 4 ne montrent pas de relation entre la proximité d'un point d'eau (mare, ruisseau...) et le risque d'incendie d'une parcelle donnée, certaines études comme celle de Pourtaghi et al. (2016) suggèrent que plus un milieu est éloigné d'une rivière, plus il a de chance de subir un incendie. En effet, il est probable que la présence d'un point d'eau à proximité permette aux pompiers un meilleur contrôle du feu, et donc une limitation des zones brûlées. Cependant, cette même étude met en évidence une légère augmentation des départs de feu en bordure directe des rivières (< 150 m) pouvant s'expliquer par la présence d'utilisateurs (baigneurs, pêcheurs) pas toujours conscients des risques d'incendies.

L'humidité du milieu joue aussi un rôle extrêmement important dans le risque d'incendie. En effet, plus le sol et la végétation sont secs (déficit de précipitations, températures élevées), plus le feu aura de chance de prendre, et plus vite il pourra se propager (Piñol et al., 1998 ; Diaz-Delgado et al., 2004 ; Pourtaghi et al., 2016).

Le site témoin est situé juste à côté d'une habitation. Cela a pu jouer sur l'absence de feu, les pompiers ayant comme priorité la protection des habitations. Par contre, la proximité du tissu urbain, ou seulement de quelques habitations augmente le risque de départ d'incendie (Jain et al., 1996 ; Romero-Calcerrada et al., 2008 ; Wu et al., 2014). La présence de l'homme augmente le risque de feu, car il en est le principal initiateur (Yang et al., 2007 ; Ministerio de Medio Ambiente Español, 2007). Les zones les plus à risques sont donc celles qui sont à l'interface entre la nature et l'urbain, surtout dans les régions méditerranéennes (Lampin-Maillet et al.,

2011), car la végétation y est très sèche et facilement inflammable, et la forte densité de routes secondaires accroît encore les risques de départ de feu.

Par ailleurs, il est bien connu que l'inclinaison du terrain joue un rôle primordial dans la propagation du feu bien que les résultats obtenus dans la présente étude ne sont pas suffisants pour le montrer. Plus la pente est importante, plus les risques de propagation sont importants (Jain et al., 1996 ; Yang et al., 2007 ; Ribiero et al., 2008 ; Ghobadi et al., 2012 ; Pourtaghi et al., 2016). En effet, le relief augmente la circulation de la chaleur qui dessèche et prépare la végétation à proximité à la combustion. De plus, le vent participe fortement à ce dessèchement et à la rapide propagation du feu (Rothermel, 1972 ; Van Wagner & Forest, 1987). Sur le site 3, nous avons observé des îlots de végétation épargnés par l'incendie dont leur présence pourrait être expliquée par le vent. En effet, ce dernier a également pour effet de modifier radicalement la trajectoire du feu (Diaz-Delgado et al., 2004), le rendant par ailleurs imprévisible et devenant encore plus difficile à contrôler pour les pompiers.

Nos résultats indiquent une exposition Ouest ou Nord-Ouest (~45 à 90° en sens horaire inverse) sur les deux sites brûlés (sites 2 et 3), cette exposition présenterait un risque fort d'incendie de part l'ensoleillement qui assèche la végétation et la rend plus inflammable (Ribeiro et al., 2008), or ces deux sites ont été la cible d'un ou plusieurs feux. Le site témoin quand à lui présente une exposition Sud-Est, or celui n'a pas été touché par un feu, ce qui corrobore avec les résultats trouvés par Ribeiro et al. (2008), pour lequel une telle exposition limite les risques de feu.

En ce qui concerne l'altitude, les sites se situent tous à 50 m près à la même altitude, cette différence est trop faible pour pouvoir affirmer si l'altitude a jouée un rôle sur la présence du feu sur les sites. L'altitude est cependant un facteur à prendre en compte si on veut déterminer les risques d'ignition d'un feu. En effet, dans l'étude de Tian et al. (2013), les chercheurs ont observé que la

majorité des incendies répertoriés avaient eu lieu en dessous de 500 m d'altitude. La même chose a été observée en Catalogne, où la plupart des feux étaient situés entre 250 et 750 m (Díaz-Delgado et al., 2004). Donc plus l'altitude augmente, plus le risque de voir apparaître un feu diminue (Ribeiro et al., 2008 ; Rogeau & Armstrong, 2017).

Les 3 sites étaient à la base des pinèdes de pin d'Alep, or le type de végétation joue aussi un rôle dans l'ignition d'un feu, certains terrains sont plus susceptibles de prendre feu que d'autres (Carrega, 2008 ; Eugenio et al., 2016), comme les forêts de conifères ou des garrigues en Espagne qui paraissent plus combustibles que d'autres (Díaz-Delgado et al., 2004). Le pin d'Alep est un conifère facilement inflammable, mais les 3 sites en étant composés, nous ne pouvons donc pas les comparer sur ce critère.

Enfin, plusieurs études ont cherché à classer le poids de chaque variable sur le risque d'un feu (Pourtaghi et al., 2016), en utilisant un modèle de prédiction servant à déterminer le pourcentage d'influence d'un facteur sur le risque de feu, plaçant en tête les précipitations annuelles, la température, la pente et la proximité à des habitations et routes. Pour Eugenio et al. (2016), ce sont les précipitations annuelles, la température, la pente et le manque d'eau qui influent le plus sur le feu.

Cependant, il est important de garder à l'esprit que certains biais n'ont pas pu être évités et nous forcent à prendre du recul vis-à-vis de nos interprétations. Tout d'abord, il serait intéressant d'augmenter le nombre de sites échantillonnés pour augmenter la robustesse de nos résultats. Par ailleurs, pour réellement caractériser les variables environnementales influant sur la probabilité d'occurrence des incendies, il aurait été préférable de prendre un maximum de points de façon aléatoire sur l'ensemble de la zone d'étude et de comparer la présence ou la proximité des différents éléments (topographiques, climatiques) avec l'historique des incendies qu'on connaît chaque site échantillonné. Ce travail permettrait d'obtenir une carte des risques d'incendie selon ces différents facteurs.

CONCLUSION

Le premier objectif dans cette étude a été de déterminer l'occupation du sol autour des lavognes, donnée qui par la suite a été utile à plusieurs groupes travaillant autour du thème des lavognes. Dans un second temps, nous avons essayé, à travers un Système d'Informations Géographiques (SIG) de déterminer si un feu peut être influencé par des variables environnementales. Nos résultats ont permis de dégager des tendances selon lesquelles certains éléments topographiques et climatiques comme l'exposition ou encore la proximité de bâtiments d'habitation peuvent avoir un impact non-négligeable sur la probabilité de départ et surtout de propagation des incendies. La présence d'un feu et sa propagation sont donc liées à différents facteurs environnementaux, comme la proximité d'infrastructures ou la pente. Par contre, les résultats obtenus ne permettent pas de déterminer si un de ces facteurs a pu empêcher un des deux feux de se propager sur le site témoin, et l'amener à se diriger vers les deux autres sites. Il faudrait aussi prendre en compte le point de départ exact du feu, que nous ne connaissons pas. Les résultats obtenus, complétés par d'autres études, pourraient permettre la réalisation d'une carte précise des risques d'incendie dans le but de définir des mesures préventives, comme cela a déjà été réalisé sur d'autres sites.

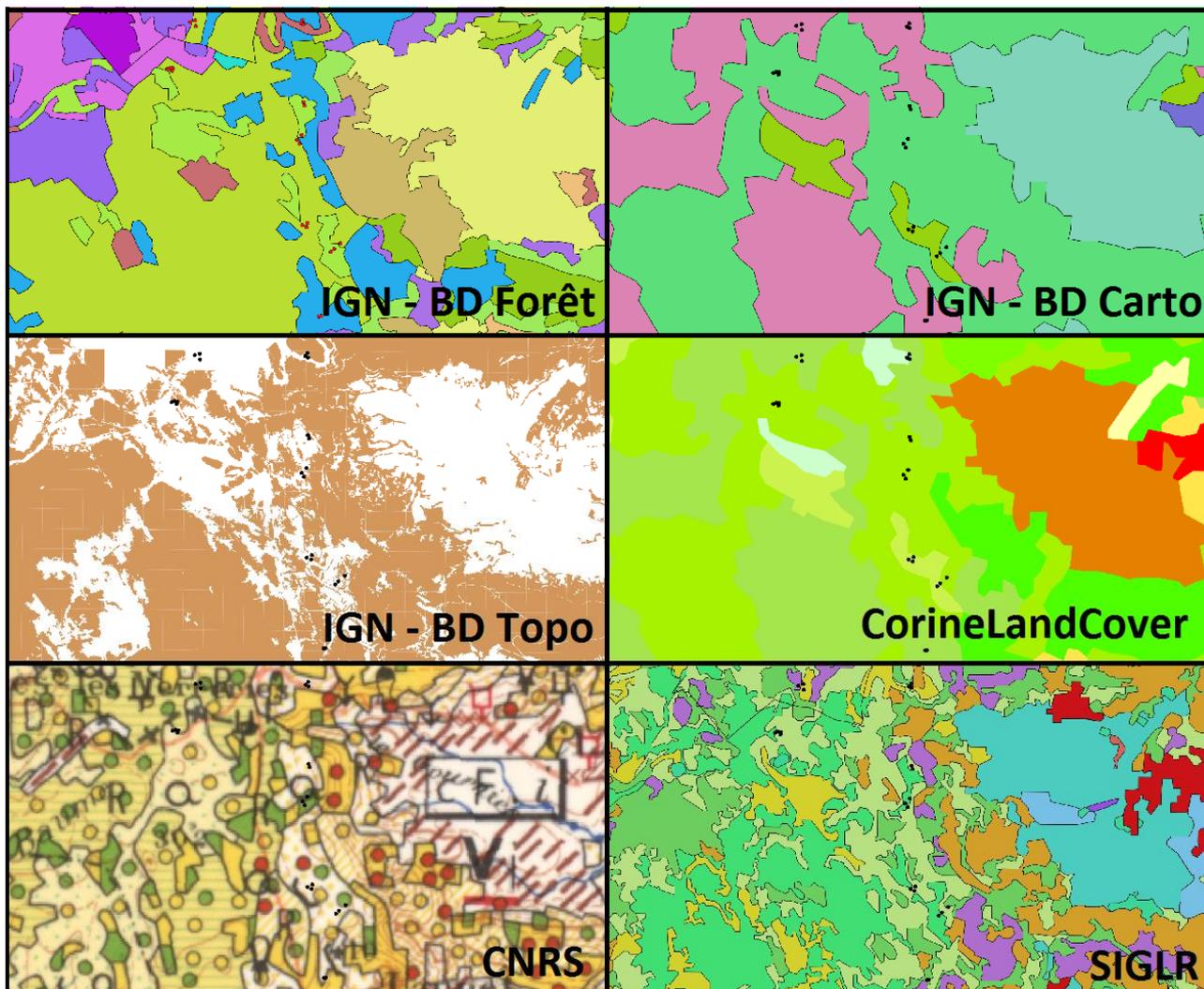
RÉFÉRENCES

- Abdelguerfi A., Laouar M., Tazi M., Bounejmate M., Gaddes N.E. & Sulas L. (2000). Présent et futur des pâturages et des légumineuses fourragères en région méditerranéenne : cas du Nord de l'Afrique et de l'Ouest de l'Asie. *Options Méditerranéennes*, 45 : 461-467.
- Barbero M. (1981). Les fruticées de la zone bioclimatique. *Forêt méditerranéenne*, 3 (2) : 101-114.
- Barbero M., Loisel R. & Quézel P. (1988). Perturbations et incendies en région méditerranéenne française. In : S.A. Cometa (éd.), *Homenaje a Pedro Montserrat*. Instituto de Estudios Altoaragoneses, Zaragoza, pp. 409-420.

- Bond W.J. & Keeley J.E. (2005). Fire as a global herbivore: the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20 : 387-394.
- Bordeaux M.-C., Hautecoeur M. & Malbezin L. (2017). Les diatomées des lavognes de la région du Pic St-Loup (Hérault). *Orpalm Synthesis*, 10 (2) : 25-35.
- Bourgeat E., Holé A. & Millet-Delpech E. (2017). Impact du feu sur des pinèdes à *Pinus halepensis* en région méditerranéenne (Hérault, France). *Orpalm Synthesis*, 10 (2) : 51-63.
- Carrega P. (2008). Le risque d'incendies de forêt en région méditerranéenne: compréhension et évolution. *Le risque d'incendies de forêt en région méditerranéenne : compréhension et évolution*, 21 : 11-23.
- Díaz-Delgado, R., Lloret, F., & Pons, X. (2004). Spatial patterns of fire occurrence in Catalonia, NE Spain. *Landscape Ecology*, 19(7) : 731-745.
- Di-Stasi R., Lalanne J. & Martiné E. (2017). Assemblages polliniques des lavognes du nord du Pic St-Loup (Hérault). *Orpalm Synthesis*, 10 (2) : 9-23.
- Eugenio F.C., Dos Santos A.R., Fiedler N.C., Ribeiro G.A., da Silva A.G., Dos Santos Á.B., Gaburo Panetto G. & Schettino V.R. (2016). Applying GIS to develop a model for forest fire risk: a case study in Espírito Santo, Brazil. *Journal of environmental management*, 173 : 65-71.
- Ghobadi G.J., Gholizadeh B. & Dashliburun O.M. (2012). Forest fire risk zone mapping from geographic information system in Northern Forests of Iran (Case study, Golestan province). *International Journal of Agriculture and Crop Sciences*, 4(12) : 818-824.
- Hammer Ø., Harper D.A.T. & Ryan P.D. (2001). PAST : Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1) : 1-9.
- Jain A., Ravan S.A., Singh R.K., Das K.K. & Roy P.S. (1996). Forest fire risk modelling using remote sensing and geographic information system. *Current Science*, 70(10) : 928-933.
- Lampin-Maillet C., Long-Fournel M., Ganteaume A., Jappiot M. & Ferrier J.P. (2011). Land cover analysis in wildland-urban interfaces according to wildfire risk: A case study in the South of France. *Forest Ecology and Management*, 261(12) : 2200-2213.
- Mancuso T., Pereira C. & Petit L. (2017). Etudes de litières foliaires : analyse des processus de transport et de fragmentation au sein des lavognes au nord du Bassin de St-Martin-de-Londres (Hérault, France). *Orpalm Synthesis*, 10 (2) : 37-50.
- Ministerio del Medio Ambiente (2007). *Los incendios forestales en España, decenio 1996-2005. Área de Defensa Contra Incendios Forestales*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 106 p.
- Narayanaraj G. & Wimberly M.C. (2012). Influences of forest roads on the spatial patterns of human-and lightning-caused wildfire ignitions. *Applied Geography*, 32(2) : 878-888.
- Piñol J., Terradas J. & Lloret F. (1998). Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Climatic Change*, 38(3) : 345-357.
- Pourtaghi Z.S., Pourghasemi H.R., Aretano R. & Semeraro T. (2016). Investigation of general indicators influencing on forest fire and its susceptibility modeling using different data mining techniques. *Ecological Indicators*, 64 : 72-84.
- Pyne S.J., Andrews P.L. & Laven R.D. (1996). *Introduction to wildland fire*. John Wiley and Sons, New York, 808 p.
- Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G. & Cauberville C. (2008). *Flore forestière française : Tome 3, Région méditerranéenne*. Institut pour le développement forestier, Paris, 2426 p.
- Ribeiro L., de Paulo Koproski L., Stolle L., Lingnau C., Soares R.V. & Batista A.C. (2008). Zoneamento de riscos de incêndios florestais para a Fazenda Experimental do Canguiri, Pinhais (PR). *Floresta*, 38(3) : 561-572.

- Robin J.-G., Carrega P. & Fox D.M. (2006). Modelling fire ignition in the Alpes-Maritimes Department, France. Proceedings of 5th International Conference on Forest Fire Research. 27-30 November, Figueira da Foz, Portugal.
- Rogean M.P. & Armstrong G.W. (2017). Quantifying the effect of elevation and aspect on fire return intervals in the Canadian Rocky Mountains. *Forest Ecology and Management*, 384 : 248-261.
- Romero-Calcerrada R., Novillo C.J., Millington J.D.A. & Gomez-Jimenez I. (2008). GIS analysis of spatial patterns of human-caused wildfire ignition risk in the SW of Madrid (Central Spain). *Landscape Ecology*, 23(3) : 341-354.
- Rothermel R.C. (1972). *A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels*. U.S. Department of Agriculture, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden, UT, 40 p.
- Suryabagavan K.V., Alemu M. & Balakrishnan M. (2016). GIS-based multi-criteria decision analysis for forest fire susceptibility mapping: a case study in Harena forest, southwestern Ethiopia. *Tropical Ecology*, 57(1) : 33-43.
- Tian X., Zhao F., Shu L. & Wang M. (2013). Distribution characteristics and the influence factors of forest fires in China. *Forest Ecology and Management*, 310 : 460-467.
- Trabaud L. (1991). Le feu est-il un facteur de changement pour les systèmes écologiques du bassin méditerranéen? *Science et changements planétaires / Sécheresse*, 2(3) : 163-174.
- Van Wagner C.E. & Forest P. (1987). Development and Structure of the Canadian Forest Fire Weather Index System. *Canadian Forestry Service Publication*, Ottawa, Ont, 35 p.
- Wu Z., He H.S., Yang J., Liu Z. & Liang Y. (2014). Relative effects of climatic and local factors on fire occurrence in boreal forest landscapes of northeastern China. *Science of the Total Environment*, 493 : 472-480.
- Yang J., He H.S., Shifley S.R. & Gustafson E.J. (2007). Spatial patterns of modern period human-caused fire occurrence in the Missouri Ozark Highlands. *Forest Science*, 53(1) : 1-15.

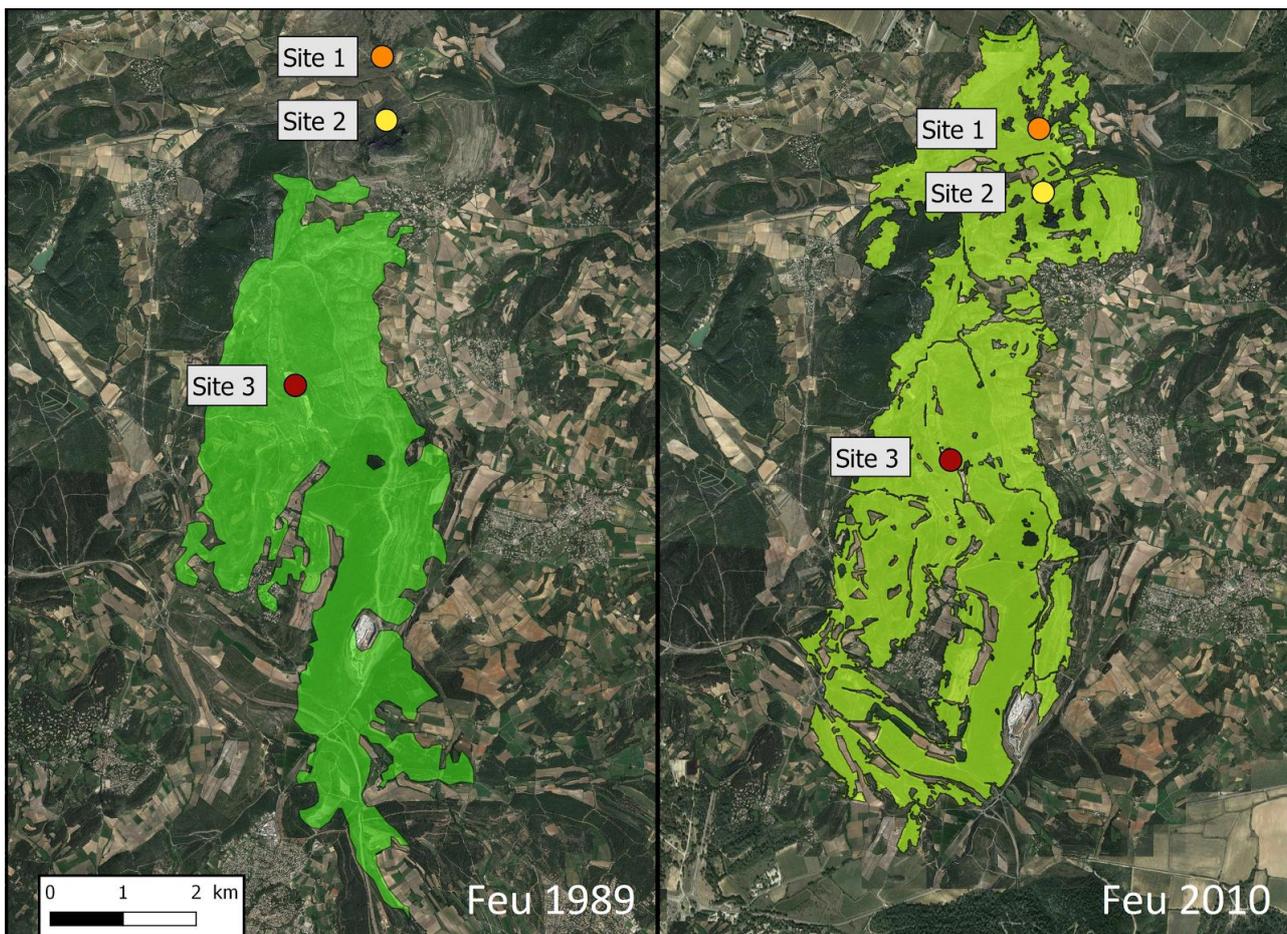
ANNEXE 1. Comparaison des différentes bases de données d'occupation du sol (type de végétation) sur la zone d'étude



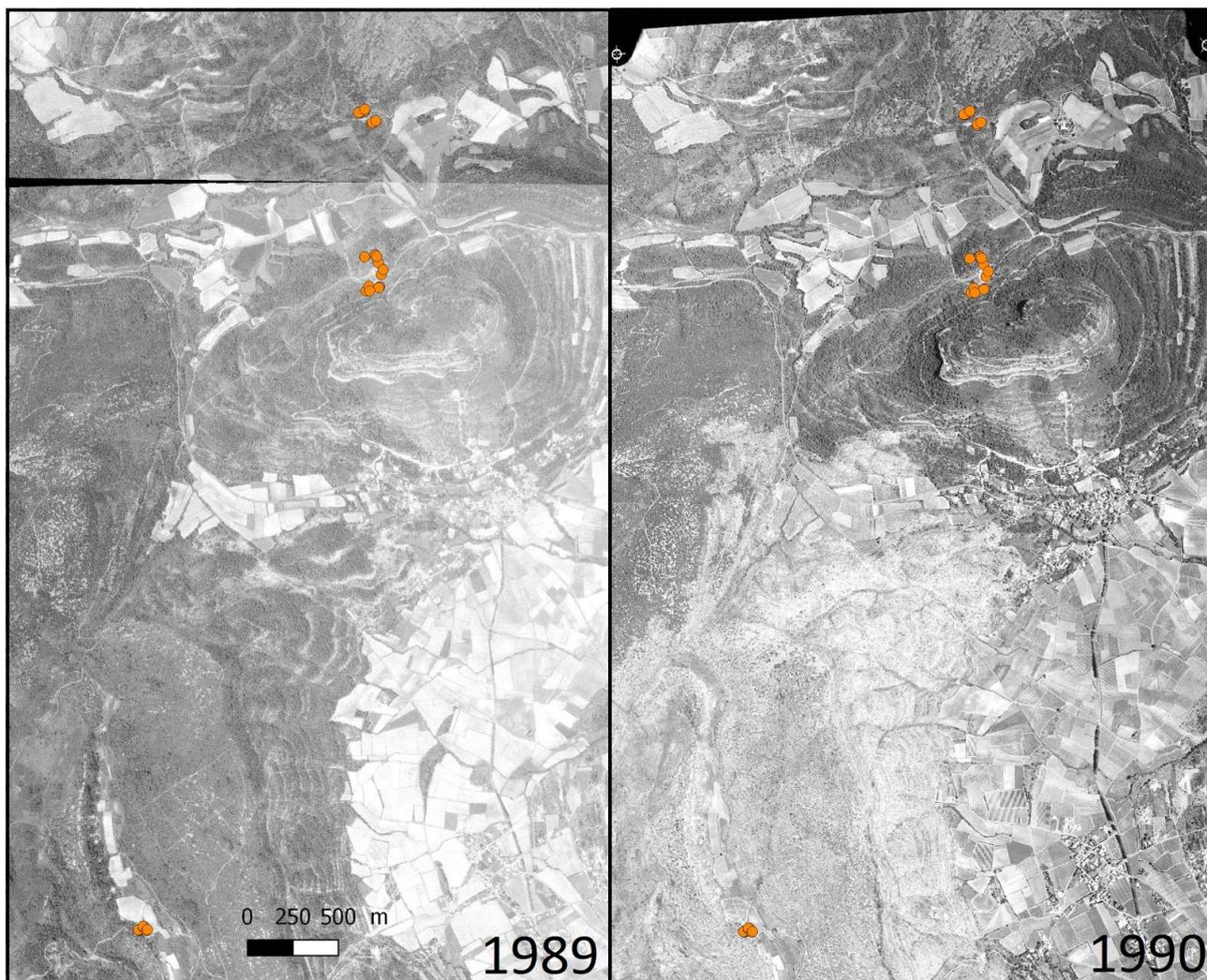
ANNEXE 2. Description de différents éléments topographiques utilisés, issus de la BD Topo® (IGN)

Nom	Description
Bâtiment indifférencié	Bâtiment de plus de 20 m ² , ne possédant pas de fonction particulière pouvant être décrit dans les autres classes de bâtiments. Exemples : bâtiments d'habitation, d'enseignement...
Construction légère	Structure légère non attachée au sol par l'intermédiaire de fondations ou bâtiment quelconque ouvert sur au moins un côté.
Construction linéaire	Construction dont la forme générale est linéaire. Exemples : barrage, mur antibruit, ruines...

ANNEXE 3. Surfaces brûlées lors des incendies de 1989 (à gauche) et de 2010 (à droite) sur la zone d'étude de dendrochronologie



ANNEXE 4. Aperçu des cartes aériennes avant le feu de 1989 (à gauche) et après, en 1990 (à droite)



INFLUENCE DU CHARBONNAGE SUR UNE CHENAIE MEDITERRANEENNE (FERRIERES-LES-VERRERIES, HERAULT) ²

Benjamin Andreu ¹, Alexandra Bideau ², Gabrielle Piau ³

Institut des Sciences de l'Évolution de Montpellier (UMR 5554)

Université de Montpellier, Place Eugène Bataillon, CC065, 34095 Montpellier cedex 05, France

¹ benjamin.andreu@etu.umontpellier.fr, ² alexandra.bideau@etu.umontpellier.fr

³ gabrielle.piau@etu.umontpellier.fr

Encadrement : Christophe Vaschalde

Citation: Andreu B., Bideau A. & Piau G. (2017). Influence du charbonnage sur une chênaie méditerranéenne (Ferrière-les-Verreries, Hérault). *Orpalm Synthesis*, 10 (2) : 79-91.

Résumé : Les charbonnières sont un témoignage de l'exploitation anthropique passée des formations arborées. L'étude d'une charbonnière abandonnée de la région de Ferrières-les-Verreries a été réalisée dans le but de reconstituer la dynamique paléoenvironnementale d'une chênaie. Des relevés de la végétation actuelle et des prélèvements de charbon de bois ont été réalisés afin d'identifier les essences utilisées. La comparaison des assemblages de charbons et la végétation actuelle révèle une évolution de la chênaie caducifoliée en chênaie mixte à dominance de *Quercus ilex* suite aux activités anthropiques.

Mots clés : paléoécologie, charbon de bois, charbonnière

Abstract: *Post-charcoal production dynamics of a Mediterranean oak wood at Ferrières-Les-Verreries (Hérault, France): Anthracological approach.* Charcoal kilns are a testimony of past anthropogenic exploitation of treed formations. The study of an abandoned charcoal kiln at Ferrières-les-Verreries region has been performed in order to reconstruct the palaeoenvironmental dynamics of an oak grove. The comparison between modern vegetation and charcoal sampling reveals a human-triggered evolution of the deciduous oak forest in a mixed oak woodland dominated by *Quercus ilex*.

Keywords: palaeoecology, charcoal, charcoal kiln

² Cet article a totalement été réécrit par les éditeurs.

La végétation des garrigues montpelliéraines de l'étage mésoméditerranéen est actuellement dominée par les chênaies sclérophylles à chêne vert (*Quercus ilex*), souvent mêlées de buis (*Buxus sempervirens*). Ces formations comprennent également de nombreuses espèces laurifoliées comme l'arbousier (*Arbutus unedo*), la viorne tin (*Viburnum tinus*), le lierre (*Hedera helix*) et le houx (*Ilex aquifolium*) (Fabre, 1996). Les stades de dégradation sont constitués par des espèces héliophiles telles que le genévrier cade (*Juniperus oxycedrus*), le genévrier de Phénicie (*Juniperus phoenicea*) ou le nerprun (*Rhamnus alaternus*). Enfin, les zones incendiées sont généralement occupées par des peuplements relativement uniformes de chênes kermès (*Quercus coccifera*) ou de pin d'Alep (*Pinus halepensis*) (Trabaud, 2004).

Les études paléobotaniques ont montré que le chêne vert s'est individualisé en Asie mineure, avant de s'étendre au cours du Tertiaire autour de la Méditerranée (Quézel & Médail, 2003). Durant les périodes glaciaires, il s'est réfugié comme les chênes caducifoliés dans les péninsules du sud de l'Europe et en Afrique du Nord. Au début de l'Holocène, la recolonisation de l'Europe par les flores tempérées a conduit à une domination très forte des formations caducifoliées (chênaie mixte). Dans la région de Montpellier, ces forêts étaient dominées par le chêne pubescent (*Quercus pubescens*), le chêne vert étant probablement restreint aux falaises, crêtes rocheuses et autres zones où la compétition des caducifoliés ne pouvait s'exercer. Le chêne pubescent domina ainsi les étages surpa- et mésoméditerranéen jusqu'au Néolithique, où les déforestations anthropiques ont favorisé l'expansion du chêne vert. Ce n'est qu'à partir de l'Âge du Fer que le chêne vert est devenu majoritaire dans cet étage (Vernet, 1973). Le charbonnage, pratiqué depuis l'Âge du Fer (Durand et al., 2010), a également favorisé l'expansion du chêne vert. Le charbon était utilisé comme source d'énergie, notamment pour la métallurgie (Vernet, 1973 ; Fabre, 1992). Le développement de cette activité a engendré

d'importantes modifications environnementales (Durand, 1998). Le chêne vert était particulièrement apprécié des charbonniers pour sa grande capacité au rejet de souche.

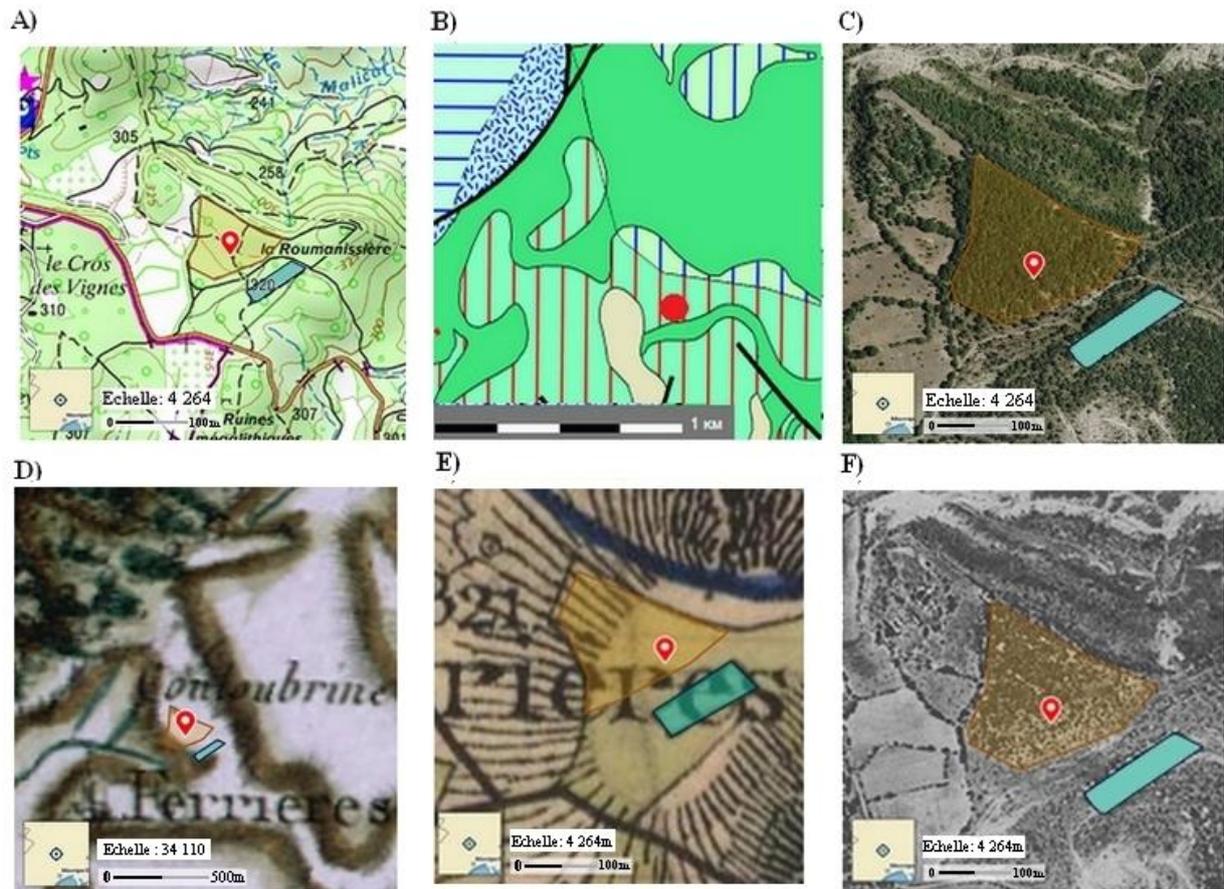
L'étude des charbons de bois, l'anthracologie, permet d'étudier la gestion passée des formations arborescentes par l'homme. Cette méthode, inventée en 1864 par G. Passerni, a été perfectionnée au cours du 20^e siècle. Son application sur des sites archéologiques, telles que les charbonnières (Chabal et al., 1999), permet de reconstituer des paléoenvironnements et l'usage passé des garrigues. Des analyses anthracologiques ont été couplées à des relevés de la végétation et à des analyses cartographiques et photographiques pour reconstituer la dynamique environnementale d'un boisement, où le chêne vert est actuellement majoritaire, aux alentours du Pic St-Loup. La part du charbonnage dans le développement de cet environnement, ainsi que les conditions du maintien jusqu'à aujourd'hui du chêne vert et de son cortège au détriment du chêne pubescent, seront abordés.

MATERIEL ET METHODES

1- Site archéologique

La charbonnière étudiée se situe sur la commune de Ferrières-les-Verreries, sur la Causse de Pompignan (43.87668N, 003.80644E, 334 m d'altitude ; Fig. 1A). Nous avons étudié une faille (une place où le bois est transformé en charbon), afin de prélever des dépôts de charbons suffisamment riches. La faille étudiée, de 5 m de diamètre, se trouve au centre d'une clairière de 7 x 12 m (Fig. 2).

Des fragments de céramiques trouvés sur le site ont été identifiés par la céramologue Isabelle Commandré (Inrap). Ces derniers se sont révélés provenir de céramiques glaçurées sur engobe, dont un bord de poterie provenait de l'Uzège, ainsi que de la faïence tardive. L'ensemble date de la fin 19^e-début du 20^e siècle, ce qui laisse supposer que la charbonnière était en activité durant cette période.



Légende :

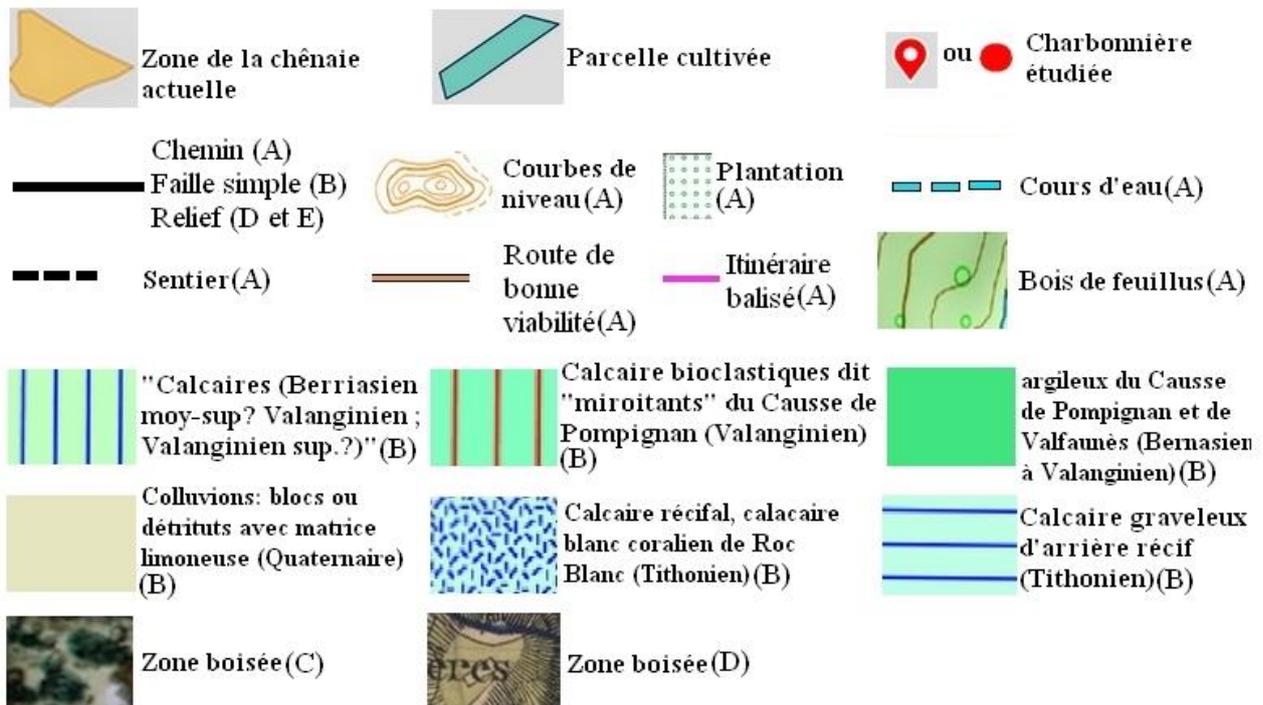


Figure 1. Site d'étude : A) Carte IGN, B) Carte géologique, C) Photographie aérienne (2004), D) Carte de Cassini (1772-1776), E) Carte d'état-major (1820-1866), F) Photographie aérienne (1950-1965).

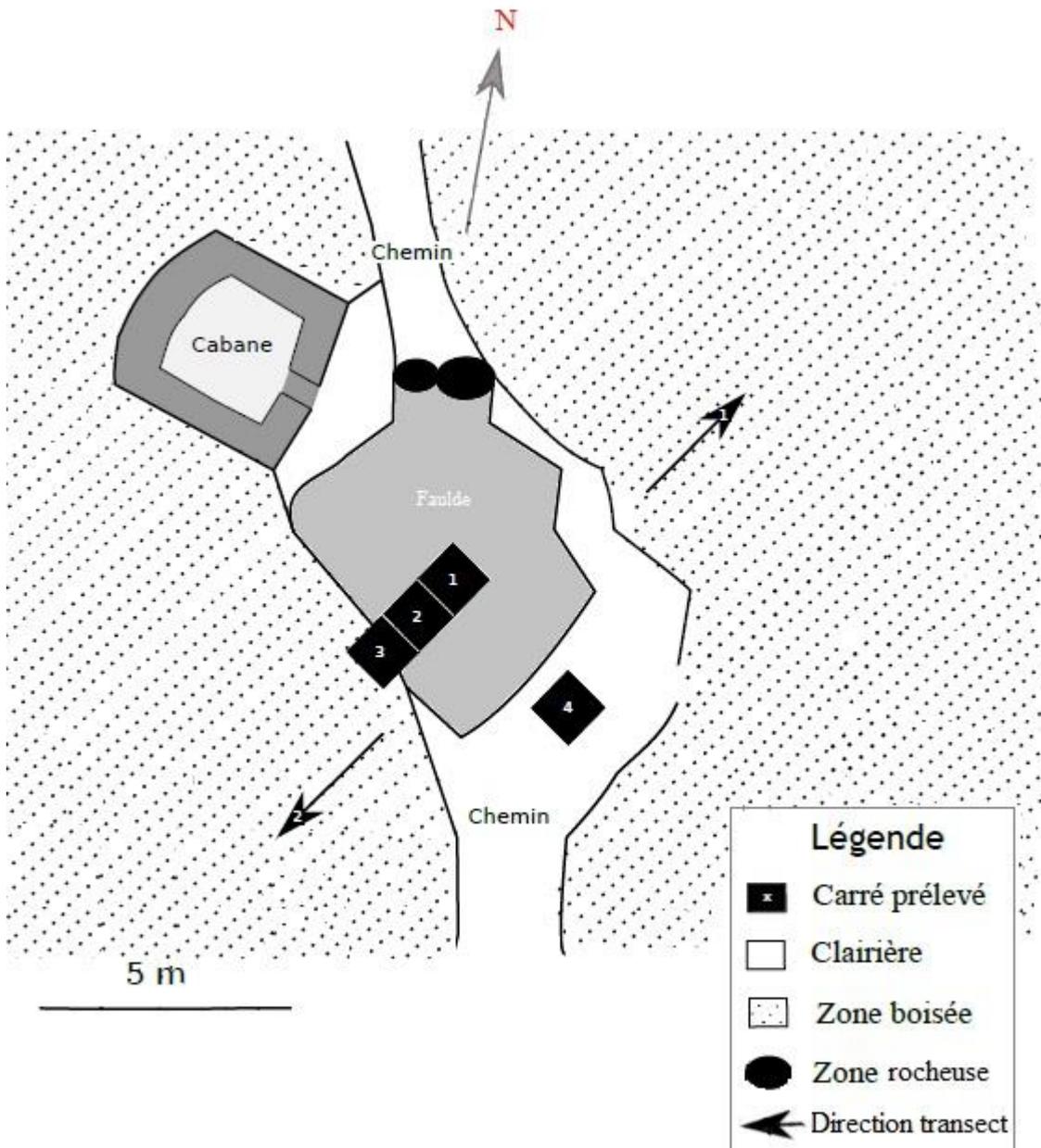


Figure 2. Plan de la charbonnière étudiée (Ferrières-les-Verreries)

2- Zone étudiée

Le substratum géologique est un calcaire bioclastique du Valanginien (Fig. 1B), recouvert d'un sol relativement profond. La pluviométrie annuelle est de 629,1 mm et la température annuelle moyenne de 13,6 °C (source : Météo France).

Des relevés de la végétation actuelle ont été réalisés sur le site d'étude, en tenant compte des espèces dont les axes peuvent potentiellement atteindre et dépasser les 5 cm de diamètre nécessaires pour le charbonnage (Fabre, 1996). Ils ont été effectués sur un transect de 2 m de large sur 30 m de long, représentant l'aire de récolte du bois pour le charbonnage (Fabre, 1996). Ce transect est subdivisé en un Transect 1 orienté vers le nord-est (côté amont) et un Transect 2 vers le sud-ouest (côté aval)

3- Prélèvement des charbons et tamisage

Un plan du site a été réalisé afin de situer avec plus de précision les zones de prélèvements (Fig. 2). Afin que l'échantillonnage soit représentatif, quatre prélèvements ont été effectués sur des quadrats de 1 m². Environ 10 litres de sédiments ont été prélevés par quadrat, sur 5 cm de profondeur. Cette technique est une adaptation de la méthode de prélèvement en « L » de Fabre (1996) permettant d'obtenir un échantillonnage le plus complet possible pour renseigner les espèces utilisées dans les charbonnières. Cette technique a également permis de minimiser les effets d'un glissement des sédiments, probablement dû à la pluie, vers le côté sud-ouest de la faille.

L'extraction de charbons a été réalisée par tamisage des prélèvements sur une colonne de tamis (Chabal et al., 1999). L'utilisation de deux tamis à mailles de tailles différentes (4 et 2 mm) a permis de récupérer un maximum de charbons. Un tri manuel a été réalisé pour déterminer le volume réel de charbon prélevé.

4- Détermination anthracologique et traitements des données

Trois échantillons ont été analysés. Le quadrat 2 tamisé à 2 mm (quadrat 2.2) et 4 mm (quadrat 2.4), ainsi que le quadrat 3 tamisé à 4 mm (quadrat 3.4), ont été choisis pour leurs volumes de charbons importants, permettant d'obtenir une meilleure représentativité de la diversité passée. Les charbons ont été fracturés manuellement pour obtenir des plans de coupe nets (transversal, longitudinal tangentiel et longitudinal radial). Les observations ont été réalisées avec un microscope à réflexion sur fonds noir et blanc (x100, x200, x500) sous différents plans de coupe (transversal, longitudinal radial et longitudinal tangentiel). Ces différentes coupes ont permis l'observation de caractères anatomiques distinctifs (bois homoxylé/hétéroxylé, disposition poreuse/diffuse des vaisseaux, largeur/hauteur des rayons ligneux, types de rayons homogènes/hétérogènes, perforations simples/scalariformes, présence ou absence d'épaississements spiralés...) nécessaires pour l'identification. Cette dernière a été réalisée grâce des clés de détermination, d'atlas anthracologiques (Schweingrüber, 1978, 1990 ; Vernet et al., 2002) et la collection de référence de l'ISEM UMR 5554. La circonférence de certains charbons a été mesurée avec un pied à coulisse électronique.

Le nombre de charbons à identifier a été évalué par des courbes efforts-rendements (Chabal, 1997). Les identifications de charbon pour un échantillon (quadrat) se terminent lorsque cette courbe est stabilisée, c'est-à-dire qu'aucun nouveau taxon n'est découvert après un certain nombre d'identifications. Cette méthode permet de considérer que le total des charbons de bois identifié est représentatif de l'ensemble du lot prélevé. Une fois atteint le nombre nécessaire de charbons déterminés, un diagramme anthracologique de la charbonnière étudiée a été produit avec le logiciel Excel (module Acacia). Ce diagramme permet une meilleure vue d'ensemble des proportions des taxons. Certains taxons, non identifiables au niveau spécifique, regroupent plusieurs

espèces : *Quercus ilex/coccifera*, *Phillyrea*/*Rhamnus* et *Quercus caducifolié*.

Afin d'inscrire cette analyse dans une dynamique temporelle, différentes cartes et photographies anciennes ont été comparées. Ces documents couvrent la période comprise entre 1772 et 2016 (source : Géoportail, www.geoportail.gouv.fr). Le plan du site d'étude a été réalisé à l'aide du logiciel Inkscape.

Enfin, une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) a été réalisée avec le logiciel PAST ([Hammer et al., 2001](#)). Dans le cas présent, cette analyse a été effectuée sur les données anthracologiques et sur les relevés floristiques. Seules les espèces pouvant produire des axes de plus de 5 cm de diamètre ([Fabre, 1996](#)) et donc capables de donner du charbon exploitable pour les

charbonniers ont été prises en considération. Afin d'obtenir des informations comparables, les relevés botaniques et les résultats anthracologiques ont été convertis en présence/absence.

RESULTATS

1- Description de la végétation actuelle du site d'étude

La végétation du site étudié est une chênaie mixte, dominée par *Quercus ilex* avec un sous-bois majoritairement composé de *Buxus sempervirens* et de *Phillyrea latifolia*. Une clairière proche porte une garrigue basse à *Rosmarinus officinalis* et *Thymus vulgaris* ([Table 1](#)).

Table 1. Occurrences (présence/absence) des différents taxons observés autour des charbonnières. Les taxons regroupés dans la partie inférieure de la table étaient présents dans la végétation actuelle mais n'ont pas été utilisés dans l'AFC.

Taxon	Transect 1	Transect 2	Carré 2.2	Carré 2.4	Carré 3
<i>Buxus sempervirens</i>	1	1	1	1	1
<i>Clematis flammula</i>	1	1	0	0	0
<i>Juniperus oxycedrus</i>	1	1	1	1	1
<i>Phillyrea latifolia</i>	1	1	0	0	1
<i>Pistacia terebinthus</i>	1	0	0	1	0
<i>Quercus ilex</i>	1	1	1	1	1
<i>Quercus pubescens</i>	0	1	1	1	1
<i>Rosa canina</i>	1	0	0	0	0
<i>Viburnum tinus</i>	1	0	0	0	0
<i>Asparagus acutifolius</i>	1	1	0	0	0
<i>Lonicera implexa</i>	1	0	0	0	0
<i>Rosmarinus officinalis</i>	1	0	0	0	0
<i>Ruscus aculeatus</i>	1	1	0	0	0
<i>Smilax aspera</i>	1	0	0	0	0
<i>Thymus vulgaris</i>	1	0	0	0	0

Transect 1. La flore du Transect 1 présente une strate arborée dominée par *Quercus ilex* et une strate arbustive dominée par *Buxus sempervirens* et *Phillyrea latifolia*. *Ruscus aculeatus*, *Pistacia terebinthus* et *Viburnum tinus* sont relativement abondants. Des espèces héliophiles ont pu se développer au niveau des zones où la végétation était moins dense, à proximité de la faille et en lisière. Certaines espèces ont pu être exploitées par

les charbonniers, notamment *Juniperus oxycedrus* ([Fabre, 1996](#)).

Transect 2. *Quercus ilex* domine la strate arborescente, mais un individu de *Q. pubescens* âgé et plusieurs jeunes pousses sont présents. Le sous-bois, plus dense, est dominé par *Buxus sempervirens*. Les espèces héliophiles ne sont pas présentes. Le sous-bois du Transect 2 est moins diversifié que celui du Transect 1.

2- Diagramme anthracologique

Le total de charbons identifiés est différent selon les quadrats, à cause de l'utilisation d'une courbe effort rendement (Table 2). L'analyse anthracologique (Fig. 3 ; Table 2) révèle que *Quercus ilex/coccifera* est majoritaire dans tous les échantillons prélevés (68-85%). *Buxus* est le second taxon le mieux représenté (8,1-25%). Pour les autres taxons, il existe une variation en fonction des quadrats et de la maille de tamisage. Par

exemple, des fragments de *Quercus caducifolié* ont été retrouvés dans le carré 2.2 en proportion six fois supérieure à celle du carré 2.4. *Juniperus* a également été observé dans les trois échantillons, mais sa fréquence relative ne dépasse pas 1,3%. *Pistacia terebinthus* se trouve uniquement dans le carré 2.4 en faible quantité et un seul fragment de *Phillyrea/Rhamnus* a été identifié (quadrat 3).

Table 2. Analyses réalisées sur les prélèvements effectués dans les différents quadrats

	Quadrat 1		Quadrat 2		Quadrat 3		Quadrat 4	
	Tam 4	Tam 2						
Volume de sédiment (l)	12		10		7		8	
Volume de charbon (ml)	8	34	90	117	103	350	24	38
<i>Quercus caducifolié</i>			2	5	5			
<i>Quercus coccifera/ilex</i>			80	51	94			
<i>Pistacia terebinthus</i>			4					
<i>Juniperus sp.</i>			1	1	1			
<i>Buxus sempervirens</i>			30	15	9			
<i>Phillyrea / Rhamnus</i>					1			
Écorce			25	23	21			
Gland			1					
Indéterminable			7	5	9			
Total charbon informatif			117	72	110			
Nombre d'espèces total			9	7	8			

3- Analyse factorielle des correspondances (AFC)

L'AFC a permis une comparaison entre la végétation à l'époque d'activité de la charbonnière (données anthracologiques) et la végétation actuelle (relevé floristique) (Fig. 4 ; Table 1). *Buxus*, *Juniperus* et *Quercus ilex/coccifera* sont présents à la fois dans les spectres anthracologiques et dans la flore actuelle. Ils sont ainsi moins déterminants dans la différenciation des données et donc des différentes formations végétales de nos relevés pour le premier axe.

L'axe 1 sépare les quadrats anthracologiques des relevés actuels. Cette différenciation se base sur *Viburnum* et *Rosa*, qui contribuent beaucoup à l'axe 1. *Clematis flammula*,

Pistacia terebinthus et *Phillyrea/Rhamnus* contribuent plutôt à différencier les deux transects actuels. Le Transect 1 est en outre marqué par l'absence de *Quercus pubescens* alors que *Quercus caducifolié* est présent dans le Transect 2 et dans tous les assemblages anthracologiques.

Les espèces contribuant majoritairement au second axe sont *Pistacia terebinthus*, présent à la fois sur le Transect 1 et dans le quadrat 2.4, *Phillyrea/Rhamnus* et *Clematis flammula*. Les quadrats 2.4 et 3.4 se différencient par la présence de *Phillyrea/Rhamnus*. L'absence de *Pistacia terebinthus* dans le quadrat 3.4 permet aussi de différencier les relevés anthracologiques des quadrats 2.4 et 3.4 (Table 1).

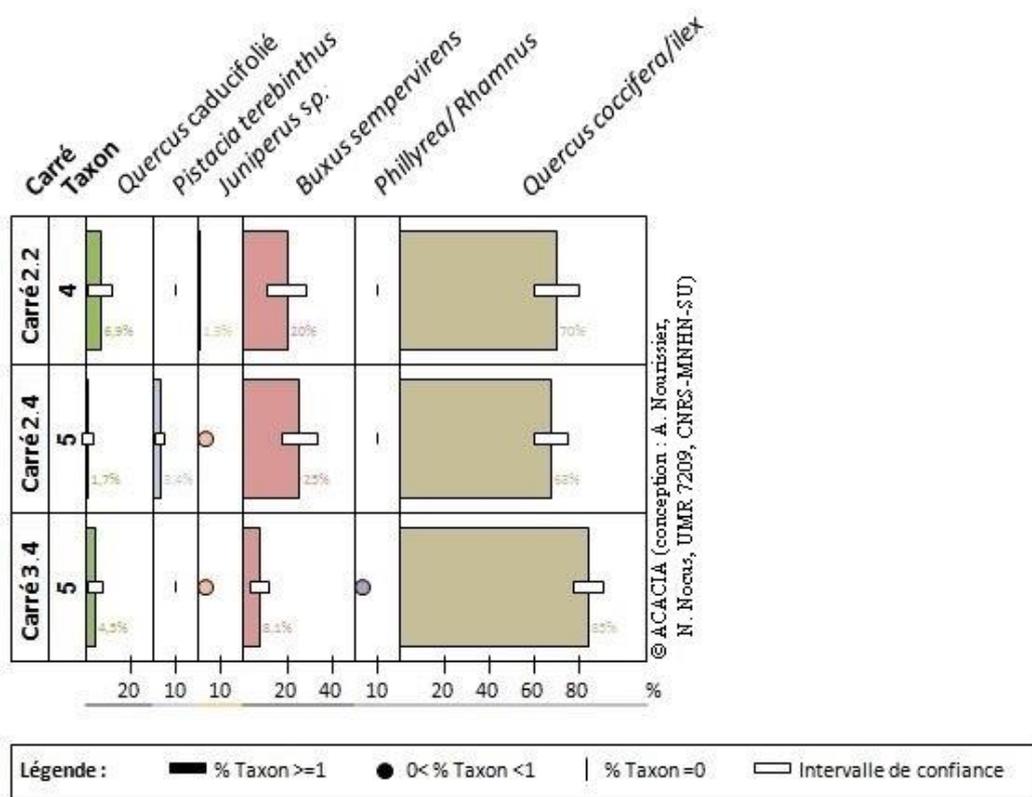


Figure 3. Diagramme anthracologique de la charbonnière étudiée

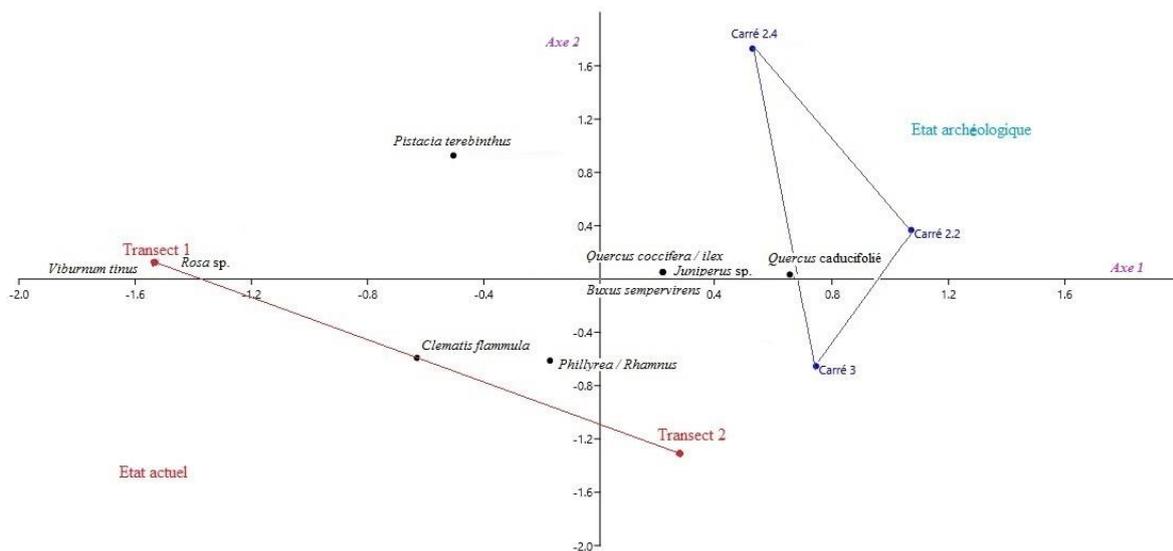


Figure 4. Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) réalisée sur x quadrats et x espèces. Les valeurs propres des axes 1 et 2 sont respectivement : 61,8 et 26,3%.

DISCUSSION

1- Les chênes

Les données anthracologiques (Fig. 3) ont révélé la dominance passée de *Quercus ilex/coccifera*. L'abondance de *Quercus ilex* dans la végétation actuelle suggère que les échantillons anthracologiques de *Q. ilex/coccifera* correspondent à cette espèce. L'abondance passée du chêne vert est en accord avec les données écologiques et historiques, qui attestent que cette espèce était très appréciée des charbonniers et pouvait même constituer l'élément exclusif de la cheminée (le centre de la charbonnière où le feu était allumé). Sa capacité à rejeter de souche après coupe permettait d'obtenir plus de troncs pour le charbon et plus de branchages pour former une couche isolante efficace. Cette multiplication végétative (rejet, drageonnage) la rend plus résiliente que les autres espèces arborescentes de la région (notamment le chêne pubescent), en lui permettant de supporter des coupes régulières. Le chêne vert est donc avantagé dans un milieu perturbé par une activité anthropique (Fabre, 1996). L'abondance actuelle du chêne vert sur les deux transects réalisés (Table 2), sous la forme de taillis homogènes, prouve que le milieu a été exploité.

Le taxon *Quercus caducifolié* est moins abondant que *Q. ilex/coccifera* dans les échantillons de charbon (Fig. 3). La présence de chêne pubescent dans les relevés actuels permet d'attribuer à cette espèce ces échantillons. Le chêne pubescent est thermophile, résistant au froid et ne nécessite pas de grande quantité d'eau dans le sol. Typique des collines et des basses montagnes méditerranéennes, mais également présent dans les plaines, il caractérise l'étage supraméditerranéen et est présent dans l'étage mésoméditerranéen. En absence d'activité humaine, il devrait être l'espèce dominante, pouvant aussi constituer une chênaie mixte avec le chêne vert (Barbero et al., 1992 ; Rameau et al., 2008).

L'activité de la charbonnière pourrait avoir duré longtemps (Fig. 1). La carte de Cassini

(Fig. 1D) indique que la zone, qui appartenait au Mas de Rouvière, ne mentionne pas la présence du bois, mais il est possible que ce dernier ait été défriché au moment du passage des cartographes (1772-1776). La Figure 1C et la présence des céramiques suggèrent que l'activité de la charbonnière a cessé au début du 20^e siècle. La dominance du chêne vert résulte très probablement d'un effet d'inertie : les chênes verts ont été avantagés pendant des siècles par l'activité anthropique. La lenteur du renouvellement forestier, lié à la longévité élevée des chênes (> 200 ans pour le chêne vert), explique cette inertie.

2- Le buis

Le buis est l'une des espèces les plus abondantes à la fois dans les relevés anthracologiques (Fig. 3) et dans les relevés floristiques (Table 1). Cette espèce thermophile, qui apprécie les milieux semi-ombragés et tolère bien l'ensoleillement, est commune dans les chênaies mixtes méditerranéennes (Battesti, 1992). C'est un bon marqueur des régions supra- et mésoméditerranéennes calcaires (Rameau et al., 2008).

Selon la chaîne opératoire technique du charbonnage, décrite par Battesti (1992), le buis et le pistachier térébinthe ne seraient pas utilisés pour la production de charbon de bois, leurs tiges n'ayant pas une circonférence suffisante pour être rentables. De plus, les feuilles du buis sont trop peu adaptées au chemisage de la charbonnière, car leur taille favoriserait l'apparition de trous dans la couverture en cours de cuisson, ce qui pourrait favoriser un feu, détruisant alors le charbon. L'abondance de *Buxus sempervirens* et la présence de *Pistacia terebinthus* dans nos échantillons anthracologiques (Fig. 3) suggèrent le contraire. Deux hypothèses peuvent être proposées pour expliquer cette contradiction. D'une part, il est possible que les charbonniers aient adopté une autre technique que celle utilisée traditionnellement, suggérant une adaptation des pratiques techniques à l'environnement. D'autre part, il est possible que les charbons de buis soient le résultat d'un autre usage, cette espèce pouvant

avoir été favorisé par les bergers qui l'utilisaient comme litière (Sibelet et al., 2010). Le buis est connu pour occuper une place dominante dans les faciès de dégradation des chênaies pubescentes (Fabre, 1996). Son abondance locale aurait pu favoriser son utilisation comme couche d'isolation par défaut.

3- La strate arbustive de la chênaie

Juniperus a également été utilisé dans cette charbonnière, mais l'occurrence mineure de ses charbons de bois reflète certainement sa rareté locale (Table 1). Les genévriers sont généralement abondants dans les faciès de dégradation des chênaies sclérophylles mésoméditerranéennes sur sols calcaires (Gandon, 1999). Ils cohabitent fréquemment avec le buis et la viorne-tin dans une formation supraméditerranéenne appelée chênaie pubescente à buis (*Querceto-Buxetum*). L'association de ces espèces localement pourrait être un vestige d'une telle formation. Néanmoins, le genévrier est aussi fréquemment présent dans la végétation des yeuseraies (*Quercion illicis*).

Bien que commun dans l'étage mésoméditerranéen, *Rhamnus* est très minoritaire dans les spectres anthracologiques. C'est une espèce héliophile, qui se développe dans les taillis clairs (où le couvert végétal est peu dense). Sa rareté dans les assemblages anthracologiques suggère qu'elle était absente ou non utilisée par les charbonniers.

La présence ou l'absence de certaines espèces, comme le nerprun ou la viorne (Table 1), puisse être révélatrice du changement de végétation aboutissant à la domination du chêne vert sur le chêne pubescent. Tout d'abord, toutes les espèces recensées, à l'exception du chêne pubescent, sont présentes dans le Transect 1. Ceci pourrait indiquer que le passage d'une chênaie pubescente à une chênaie verte ne semble pas influencer la diversité spécifique mais plutôt l'occurrence des espèces.

CONCLUSION

L'étude anthracologique associée aux relevés de végétation a permis une reconstitution de la dynamique environnementale d'un boisement avant et après charbonnage, ainsi qu'une évaluation de l'impact de cette activité anthropique sur la diversité végétale dans le sud de la France. Toutes les espèces identifiées, caractéristiques des régions calcaires de l'étage mésoméditerranéen, n'ont pas été retrouvées dans les mêmes proportions avant et après charbonnage. Les chênes caducifoliés par exemple sont bien moins représentés dans les spectres anthracologiques que dans la flore actuelle.

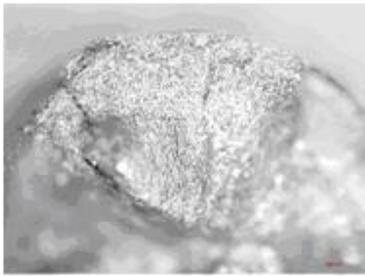
Certaines limites à l'approche anthracologique peuvent être notées. Tout d'abord, certaines espèces peuvent être surreprésentées, à cause par exemple d'une production plus importante de biomasse, d'une récolte plus fréquente par l'homme ou d'une fragmentation des charbons (Chabal, 1994). L'état de fragmentation de charbons de bois serait toutefois toujours proche d'une loi de Poisson, dont les paramètres dépendent de la méthode de tamisage, et non du taxon considéré (Chabal, 1994). Cette activité étant artisanale, de nombreux facteurs dépendant du charbonnier lui-même ne peuvent pas être appréhendés. Quoiqu'il en soit, ce biais est probablement réduit dans notre étude, puisque les spectres anthracologiques sont très similaires à la végétation actuelle.

RÉFÉRENCES

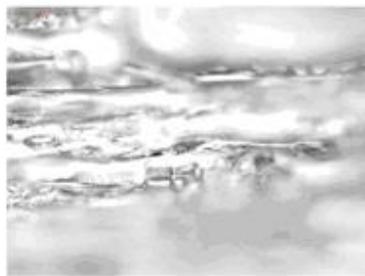
- Barbero M., Loisel R., Médail F. & Quézel P. (1992). Biogeographical features and biodiversity of forests in the Mediterranean basin. *Bocconea*, 13 : 11-25.
- Battesti V. (1992). *Une charbonnière expérimentale, méthodologie de l'anthracologie sur les charbonnières pour une approche de la gestion du milieu forestier en Languedoc*. Mémoire de Maîtrise, Université Montpellier-2, 115 p.
- Chabal L. (1989). Perspectives anthracologiques sur le site de Lattes (Hérault). *Lattara*, 2 : 53-72.

- Chabal L. (1994). Apports récents de l'anthracologie à la connaissance des paysages passés : performances et limites. *Histoire & Mesure*, 9 (3) : 317-338.
- Chabal L. (1997). Forêt et sociétés en Languedoc (Néolithique final, Antiquité tardive). L'anthracologie, méthode et paléoécologie. *Documents d'Archéologie Française*, 63 : 1-188.
- Chabal L., Fabre L., Terral J.-F. & Théry-Parisot I. (1999). L'anthracologie. In : *La botanique*, coll. "Archéologiques", pp. 43-105. Ed. Errance, Paris.
- Durand A. (1998). *Les paysages médiévaux du Languedoc (Xe-XIIIe siècles)*. Presses Universitaires Du Midi, Toulouse, 491 p.
- Durand A., Duval S. & Vaschalde C. (2010). Le charbonnage des Ericacées méditerranéennes : approches croisées archéologiques, anthracologiques et historiques. In : *Des hommes et des plantes. Exploitation du milieu et gestion des ressources végétales de la Préhistoire à nos jours*. 30^e rencontres internationales d'histoire et d'archéologie d'Antibes, pp. 323-331. Antibes, France.
- Fabre L. (1992). *Le charbonnage historique en région méditerranéenne française : approche expérimentale et anthracologique*. Mémoire de Maîtrise, Université Montpellier-2, 190 p.
- Fabre L. (1996). *Le charbonnage historique de la chênaie à Quercus ilex L. (Languedoc, France) : conséquences écologiques*. Thèse de Doctorat, Université Montpellier-2, 178 p.
- Gandon R., Garcin F. & Vidal G. (1999). *Dynamique de la chênaie d'Yeuse (Quercus ilex) et l'action de l'homme sur les causes de l'Hortus*. Mémoire de Maîtrise, Université Montpellier-2, 92 p.
- Hammer Ø., Harper D.A.T. & Ryan P.D. (2001). PAST, Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaentologia Electronica*, 4 (1) : 1-9.
- Ozenda P. (1966). Perspectives nouvelles pour l'étude phytogéographique des Alpes du Sud. *Documents pour la Carte de la Végétation des Alpes*, 4 : 1-198.
- Quézel P. & Médail F. (2003). *Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Elsevier, Paris, 571 p.
- Rameau J.-C., Mansion D. & Dumé G. (1993). *Flore forestière française, tome 3*. Institut pour le Développement forestier, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Direction de l'Espace rural et de la Forêt, Ecole nationale du Génie rural, des Eaux et des Forêts, Paris.
- Schweingrüber F.H. (1978). *Anatomie microscopique du bois (2^e éd.)*. Zürcher AG, Zug. Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Université du Minnesota, 226 p.
- Schweingrüber F. H. (1990). *Anatomy of European woods*. Verlag Paul Haupt, Bern et Stuttgart, 800 p.
- Trabaud L. (2004). La réponse de la végétation aux incendies. In : B. Garrone (dir.), *Le feu dans la nature, mythes et réalité*, pp. 51-69. Les écologistes de l'Euzière, Prades-le-Lez.
- Vernet J.-L. (1973). Etude sur l'histoire de la végétation du sud-est de la France au quaternaire, d'après le Charbon de Bois principalement. *Paléobiologie Continentale*, 4: 1-90.
- Vernet J.-L. & Pons A. (1978). Le passé de la garrigue : quelques interrogations. Colloque Garrigue du 4 mars 1977. *Annales de la Société d'Horticulture et d'Histoire Naturelle de l'Hérault*, 118 (1) : 25-26.
- Vernet J.-L. (2002). *Guide d'identification des charbons de bois préhistoriques et récents. Sud-Ouest de l'Europe : France, péninsule ibérique et îles Canaries*. CNRS, Paris, 400 p.

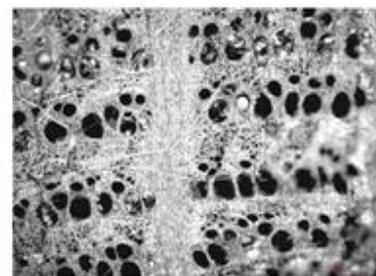
ANNEXE 1. Charbons de bois : A) *Buxus sempervirens*, coupe transversale (échantillon vitrifié) ; B) Perforation scalariforme de *Buxus sempervirens*, coupe longitudinale radiale ; C) *Quercus caducifolié*, coupe transversale ; D) *Quercus ilex/coccifera*, coupe transversale ; E) *Phillyrea/Rhamnus*, coupe longitudinale tangentielle (présence de nombreuses fentes de retrait) ; F) Epaissements spiralés de *Phillyrea/Rhamnus*, coupe longitudinale tangentielle ; G) Rayons unisériés de *Phillyrea/Rhamnus*, coupe longitudinale tangentielle ; H) *Juniperus*, coupe transversale ; I) *Pistacia terebinthus*, coupe transversale.



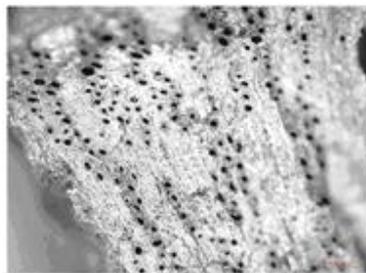
A



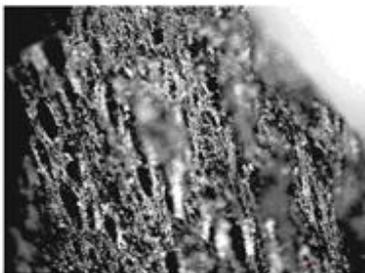
B



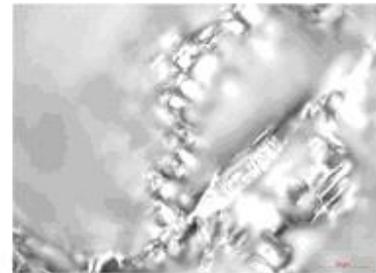
C



D



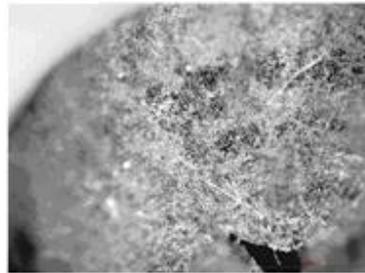
E



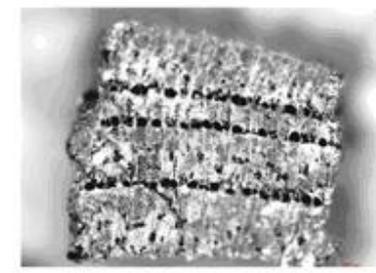
F



G



H



I

ANNEXE 2. Contributions des axes (A) et des taxons (B) dans l'AFC (Fig. 4).

A.

Axes	Eigenvalue	% du total	Cumulatif
1,00	0,30	61,80	61,80
2,00	0,13	26,29	88,09
3,00	0,04	7,20	95,29
,00	0,02	4,71	100,00

B.

Taxon	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4
<i>Buxus sempervirens</i>	0,22	0,05	0,05	0,05
<i>Juniperus sp.</i>	0,22	0,05	0,05	0,05
<i>Quercus coccifera/ilex</i>	0,22	0,05	0,05	0,05
<i>Phillyrea / Rhamnus</i>	-0,17	-0,61	0,07	-0,35
<i>Clematis flammula</i>	-0,63	-0,59	-0,5	0,21
<i>Pistacia terebinthus</i>	-0,5	0,93	-0,31	-0,25
<i>Viburnum tinus</i>	-1,53	0,12	0,34	0,13
<i>Rosa sp.</i>	-1,53	0,12	0,34	0,13
<i>Quercus caducifolié</i>	0,65	0,03	-0,02	0,03

MORPHOLOGIE FOLIAIRE ET DENSITE STOMATIQUE CHEZ LE CHENE VERT (*QUERCUS ILEX L.*) DANS LA REGION DU PIC ST-LOUP (HERAULT, FRANCE) : ETUDE 2017³

Elie Essis-Essoh¹, Yédo Essis-Essoh², Aymeric Malarte³

Institut des Sciences de l'Evolution de Montpellier (UMR 5554)

Université de Montpellier, Place Eugène Bataillon, CC065, 34095 Montpellier cedex 05, France

¹ elie.essis-essoh@etu.umontpellier.fr, ² yedo.essis-essoh@etu.umontpellier.fr

³ aymeric.malarte@etu.umontpellier.fr,

Encadrement : Jean-Frédéric Terral

Citation : Essis-Essoh E., Essis-Essoh Y. & Malarte A. (2017). Morphologie foliaire et densité stomatique chez le chêne vert (*Quercus ilex L.*) dans la région du Pic St-Loup (Hérault, France) : étude 2017. *Orpalm Synthesis*, 10 (2) : 93-106

Résumé : La morphologie foliaire et sa plasticité sont considérées comme de bons indicateurs écologiques et paléoécologiques. Deux ans après le premier article de [Battistella & Bauller \(2015\)](#), ce travail est destiné à tester le rôle des conditions climatiques locales (région du Pic St-Loup) sur la taille des feuilles et leur densité stomatique. Les résultats obtenus et testés sur un jeu de données acquises à partir de feuilles collectées en janvier 2017, sont comparés avec les données obtenues à l'issue du stage ORPAL 2015. Les différences et les points communs observés sont discutés au regard de facteurs abiotiques (influence du climat) et de facteurs biotiques (impact de la défoliation par *Lymantria dispar*).

Mots-clés : Morphométrie foliaire, densité stomatique, climat, défoliation, plasticité

Abstract: *Leaf morphology and stomate density of the holm oak (Quercus ilex L.) in the Pic St-Loup region (Hérault, France): study 2017.* Leaf morphology and plasticity are considered as accurate ecological and paleoecological indicators. Two years after the first article produced by [Battistella & Bauller \(2015\)](#), this work is intended to test the role of local climatic conditions (Pic St-Loup region) in leaf size and stomatal density. The results obtained and tested on a dataset acquired from leaves collected in January 2017, are compared with the data obtained at the end of the ORPAL 2015 internship. The differences and common points observed are discussed regarding abiotic factors (influence of climate) and biotic factors (impact of defoliation caused by *Lymantria dispar*).

Keywords: Leaf morphometry, stomatal density, climate, defoliation, plasticity

³ Cet article a totalement été réécrit par les éditeurs. En particulier, la forme de l'article a été fortement modifiée.

Les plantes terrestres, étant dans leur grande majorité des organismes fixés, doivent mettre en place des stratégies leur permettant de maximiser leurs chances de survie, de reproduction et de dispersion face à un environnement changeant. Ainsi, les plantes sont capables de modifier leur physiologie, morphologie et développement en réponse à des stress abiotiques (Fei et al., 2009). Chez les Embryophytes, les feuilles sont le plus souvent le siège de la photosynthèse. Une des stratégies mises en place par les plantes est la plasticité phénotypique qui représente la capacité d'un génotype à exprimer différents phénotypes sur un gradient environnemental (Richards et al., 2006). A l'échelle d'une feuille, la plasticité phénotypique peut produire une grande diversité de traits en fonction de l'environnement où se développe la plante (Kessler & Sinha, 2004). Des études ont montré que la variation des traits d'une feuille est le résultat d'une acclimatation, voire de l'adaptation à l'habitat de la plante (Siso et al., 2001 ; Pandey & Nagar, 2002). Les traits morpho-anatomiques des feuilles, influencés par les facteurs environnementaux, le développement et l'écophysologie de la feuille (Roche et al., 2004 ; Traiser et al., 2005), sont de bons indicateurs écologiques. Ils sont également utilisés comme « proxys » pour reconstruire les paléoenvironnements (Royer et al., 2005 ; Whitfield, 2006). Il est intéressant d'étudier ces caractères, afin de tester l'influence des paramètres environnementaux sur les individus et les réponses mises en place par ces derniers.

La présente étude, qui s'intéresse à la variation de la morphologie foliaire chez le chêne vert, a été réalisée dans la région du Pic St-Loup, au nord de Montpellier (Hérault), où le chêne vert, *Quercus ilex*, est largement représenté (école de terrain ORPAL, 17-19 janvier 2017). Les feuilles de cet arbre sont pétiolées, épaisses et luisantes (fortement cutinisées sur la face adaxiale), alternes et sont renouvelées tous les deux à trois ans (feuillage persistant). Leur morphologie peut varier d'une forme allongée et lancéolée à une forme quasiment circulaire.

Les conditions climatiques dans la région peuvent varier sur de faibles distances à cause de la topographie ou des effets de versant. Notre étude vise à mettre en évidence une possible relation entre la morphologie foliaire du chêne vert et les conditions climatiques stationnelles. Ses objectifs sont : (1) de rechercher des différences de morphologie et de densité stomatique liées aux paramètres environnementaux sur les feuilles de *Quercus ilex* autour du Pic St-Loup, et (2) de comparer nos résultats avec ceux de Battistella & Baulier (2015) qui ont réalisé il y a deux ans une étude similaire à la nôtre.

MATERIEL ET METHODES

1- Contexte géographique et écologique de la zone d'étude

La région du Pic St-Loup est sous l'influence d'un climat méditerranéen, caractérisé par des étés chauds à déficit hydrique significatif (juillet et août) et des hivers doux (Daget, 1977). Toutefois, dans la dépression de St-Martin-de-Londres, les gelées hivernales peuvent être très marquées en hiver. En effet, le Pic St-Loup représente un obstacle naturel qui bloque les masses d'air sec, froid et dense provenant du nord. Ainsi, les minimas de température sont plus prononcés au creux de la dépression. Cette barrière naturelle a également pour effet de provoquer des différences de températures entre les versants opposés (adret et ubac).

Le chêne vert (*Quercus ilex*), espèce thermophile typique des formations méditerranéennes dégradées du sud de la France (matorrals ou garrigues), est présent tout autour du Pic St-Loup. Au creux de la dépression du bassin de St Martin-de-Londres, cette espèce est plutôt rare et est remplacée par le chêne blanc (*Quercus pubescens*) et le frêne (*Fraxinus angustifolia*) dans les zones à sols profonds. Des peuplements de buis (*Buxus sempervirens*), genévrier commun (*Juniperus communis*) et cade (*J. oxycedrus*) occupent les petits reliefs de calcaire affleurant dans la plaine. Le pin d'Alep (*Pinus halepensis*) est ponctuellement présent, mais se cantonne surtout sur les

flancs de l'hortus exposés au sud.

2- Matériel

Des échantillonnages de feuilles ont été réalisés sur 4 stations réparties autour du Pic St-Loup : 2 sur le versant sud (Cazevielle et St-Jean-de-Cuculles), et 2 au nord du Pic St-Loup (Fambetou et Notre-Dame-de-Londres) (Fig. 1). 4 arbres de taille équivalente par station ont été échantillonnés. La position GPS des arbres échantillonnés (Annexe 1) et la composition végétale des différents sites

(Annexe 2) ont été relevés. Nous avons pris soin de ne pas collecter des feuilles de la base des arbres sur des rejets ou des drageons. Ces feuilles sont généralement épineuses (caractère lié à la juvénilité et la protection contre la prédation).

Pour chaque individu, 40 feuilles ont été récoltées sur la partie de l'arbre orientée au sud : 20 feuilles ont été échantillonnées dans la partie basse du houppier et 20 autres le plus près possible du sommet du houppier. Au total, 640 feuilles ont été récoltées.

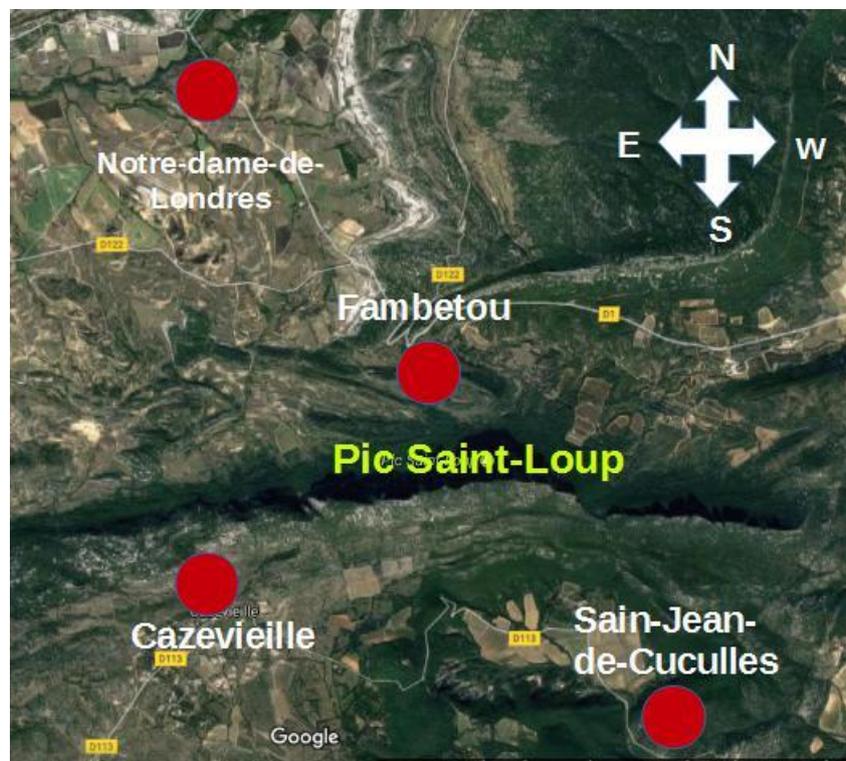


Figure 1. Localisation des sites d'échantillonnage

3- Méthodes

Morphologie foliaire

Pour mener cette étude, un herbier a été réalisé afin de sécher et d'aplatir les feuilles (le pétiole étant préalablement retiré). Les feuilles ont été numérisées par lot de 10 avec une bande de papier millimétré servant d'échelle et permettant de faire des mesures avec le logiciel « ImageJ ». Un détourage des feuilles et une mise en N&B des images ont

été réalisés à l'aide du logiciel Photoshop (Adobe Photoshop CC version 14 x64) afin de faciliter la prise de mesure avec le logiciel « ImageJ ». Des mesures de surface, longueur (L, cm), largeur (l, cm), la surface (S, cm²) et périmètre (P, cm) ont été réalisées. Deux indices de forme ont été calculés : le rapport L/l et la circularité en utilisant la formule suivante : $C = 4 \cdot (S/P^2)$ (Chitwood et al., 2014), où C est la circularité, S la surface de la feuille (cm²) et P le périmètre (cm).

Densité stomatique

Parmi l'ensemble des feuilles récoltées, 5 feuilles par individu ont été sélectionnées au hasard, afin de mesurer leur densité stomatique. Pour ce faire, des empreintes stomatiques ont été réalisées à l'aide de vernis à ongle sur la face abaxiale des feuilles sur laquelle les trichomes ont été préalablement retirés à l'aide d'un pansement en spray. L'empreinte de l'épiderme réalisée a ensuite été placée entre une lame et un morceau de ruban adhésif. Les empreintes d'épiderme ont été numérisées à l'aide de l'analyseur d'image du plateau technique « microscopie à anthracologie » de l'ISEM. Le nombre de stomates par mm² a alors été compté grâce au logiciel « ImageJ ». Un effort d'échantillonnage (nombre minimum de mesures de densité stomatique pour une évaluation correcte du paramètre) d'environ 10 comptages pour chaque empreinte a été réalisé.

Analyse statistique des données

Dans un premier temps, les données morphométriques acquises en 2017 (mensurations des feuilles) ont été traitées à l'aide d'une Analyse Factorielle Discriminante (AFD) réalisée avec le logiciel XLSTAT. Cette analyse est destinée à tester la discrimination des feuilles des 4 stations (4 groupes définis *a priori*) sur la base des caractères morphologiques. Des ANOVA (analyses de variance) ont été effectuées pour chaque variable pour tester le pouvoir discriminant des variables quantitatives. Les données de densité stomatiques sont décrites par des paramètres statistiques descriptifs usuels (moyenne et écart-type). Après avoir testé la normalité de la distribution de fréquence par station, des tests de comparaison de moyenne ont été utilisés pour comparer les différences de densité stomatique pouvant exister entre les stations.

Dans un second temps, nos résultats ont été comparés à ceux de l'étude de 2015 (Battistella & Bauller, 2015). Des Analyses en Composantes Principales (ACP) ont été effectuées à l'aide du logiciel XLSTAT, pour les stations de Cazeville, St-Jean-de-

Cuculles et Fambetou. Ces ACP visent à comparer la morphologie des feuilles des études de 2015 et 2017. Afin de mettre en évidence des groupes distincts parmi les différentes moyennes, une MANOVA (analyse de variance multidimensionnelle) est réalisée pour comparer simultanément plusieurs moyennes en mesurant la part d'inertie intra-classe dans l'inertie totale.

Enfin, les données de densité stomatique 2015 ont été comparées à celles obtenues en 2017 en utilisant un test non paramétrique de comparaison de moyennes (test de Mann-Whitney).

RESULTATS

Les analyses statistiques sont réalisées sans tenir compte de la position des feuilles sur l'arbre (base ou houppier). En effet, aucune différence morphologique ou de densité stomatique n'a été constatée entre les feuilles de la partie basse du houppier et de l'apex des arbres.

Pour rendre l'étude interannuelle (2015/2017) comparable, les stations de Notre-Dame-de-Londres (2017) et du Gardiol (2015) ont été retirées, car chacune d'elles n'était représentée que par un seul relevé. Nous avons donc travaillé sur 3 populations et 2 années de mesures. Nous n'avons pas tenu compte de l'indice longueur/largeur, qui n'apparaît que sur les relevés de 2017.

1- Etude morphologique des feuilles

L'Analyse Factorielle Discriminante (AFD) pratiquée sur les traits morphométriques semblent montrer qu'il existe peu de différences entre les 4 groupes définis *a priori* (les 4 stations d'échantillonnage) (Fig. 2). Une tendance semble toutefois se dessiner, liée aux valeurs « extrêmes » des groupes « Fambetou » et « St Jean-de-Cuculles ». Le cercle des corrélations associé à l'AFD permet de (1) déterminer le poids de chacune des variables morphométriques dans la structuration des données et éventuellement dans la discrimination des feuilles station par station, (2) de vérifier que les traits « surface », « périmètre », « longueur » et

« largeur » sont fortement corrélés. On constate aussi une légère corrélation négative entre le rapport longueur/largeur et la circularité des feuilles (Annexe 3). Ainsi, l'axe 1 (expliquant 62,4 % de la variance

totale) semble révéler des variations de taille des feuilles, et l'axe 2 (21,8 % d'inertie), dans une moindre mesure, des variations de forme des feuilles (Fig. 2).

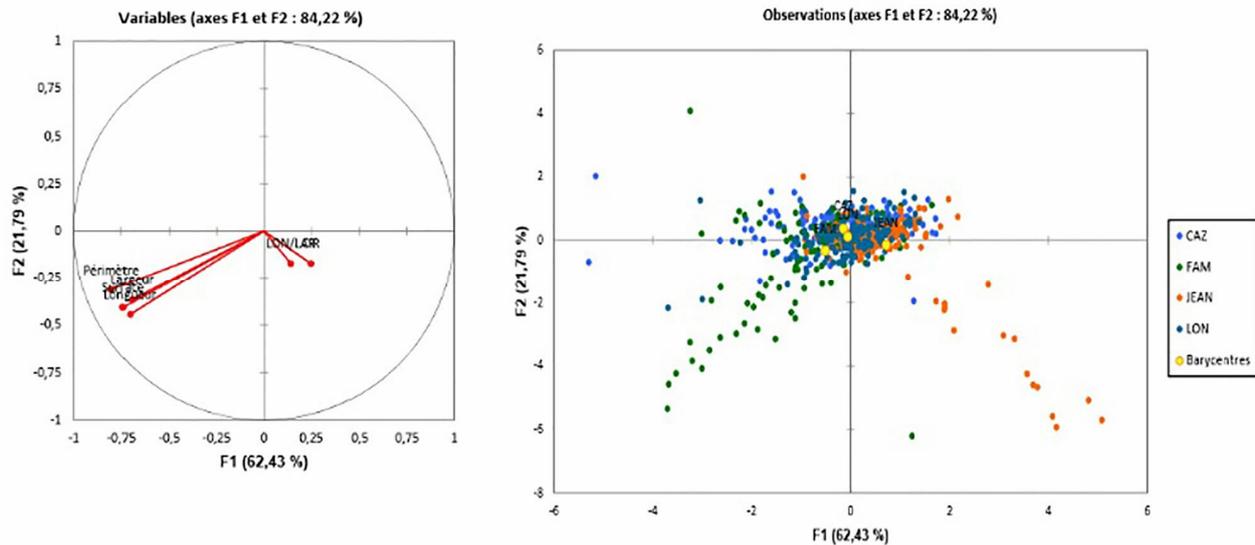


Figure 2. Résultats de l'AFD. A gauche, cercle de corrélations des variables périmètre, largeur, longueur, surface, circularité et longueur/largeur sur les axes discriminants 1 et 2 qui expliquent respectivement 62,4 % et 21,8 % de la variance totale. A droite, représentation graphique montrant les individus des stations représentés chacune par une couleur, ainsi que leurs barycentres en jaune, dans l'espace défini par les axes 1 et 2.

Les ANOVA réalisées dans le cadre de l'AFD montrent que les traits « surface », « périmètre », « longueur », « largeur » contribuent fortement à la discrimination d'un

groupe au moins avec des P-values < 0.001. Cependant pour la circularité, la P-value (p= 0,049) est à la limite de la significativité, donc plus faiblement discriminante (Table 1).

Table 1. ANOVA : test unidimensionnel d'égalité des moyennes des classes

Variable	Lambda	F	DDL1	DDL2	p-value
Surface	0,894	24,979	3	635	<0,0001
Périmètre	0,884	27,843	3	635	<0,0001
Largeur	0,909	21,079	3	635	<0,0001
Longueur	0,903	22,854	3	635	<0,0001
LON/LAR	0,994	1,332	3	635	0,0263
Circularité	0,988	2,642	3	635	0,0490

La tendance est confirmée lorsque l'on regarde plus attentivement la matrice de confusion (Annexe 4) fournie par l'AFD (matrice représentant le reclassement *a posteriori* des feuilles appartenant à un

groupe défini *a priori*) permettant de calculer le taux de discrimination des feuilles. La matrice indique jusqu'à 65,3 % de discrimination si l'on considère les stations sud vs les stations nord, et 73,2 % de discrimination si l'on considère St-Jean vs les

trois autres stations et 73,9 % de discrimination si l'on considère Fambetou vs les trois autres stations.

Lorsque l'on compare les résultats obtenus avec ceux de Battistella & Bauller (2015), pour l'ensemble des analyses des trois stations, les résultats semblent similaires. L'axe 1 distingue clairement les deux ensembles. Les feuilles récoltées en 2017 (issues de l'année 2015-2016) sont plus petites et plus circulaires que les feuilles récoltées en 2015 (issues de l'année 2013-2014) (Fig. 3). La MANOVA confirme qu'il existe bien une différence significative entre 2017 et 2015 pour les trois stations (Cazevieille : Lambda de Wilks = 0,294 ; ddl =5/313 ; P-value < 0,0001 ó St Jean-de-Cuculles : Lambda de Wilks = 0,170 ; ddl =5/314 ; P-value < 0,0001 ó Fambetou :

Lambda de Wilks = 0,547 ; ddl =5/314 ; P-value < 0,0001).

2- Etude de la densité stomatique des feuilles

Les chênes verts des stations de Cazevieille et de St-Jean-de-Cuculles (versant sud du Pic St-Loup) sont caractérisés par une densité stomatique moyenne supérieure à celle de Fambetou et de Notre-Dame-de-Londres (versant nord du Pic St-Loup) qui présentent des valeurs équivalentes (Fig. 4, Table 2). Ces différences sont confirmées par le test de Mann-Whitney, test statistique non paramétrique de comparaison de moyenne adapté à des échantillons de petite taille (faibles effectifs) dont la distribution ne suit pas nécessairement une loi normale.

Table 2. Comparaison à l'aide du test de Mann-Whitney de la densité stomatique des feuilles collectées dans les 4 stations en 2017.

U-test / Probabilité	Cazevieille	St Jean de Cuculles	Fambetou	Notre Dame de Londres
Cazevieille				
St Jean de C.	257 / 0,009			
Fambetou	12 / < 0,0001	33 / < 0,001		
Notre Dame de L.	29 / < 0,0001	73 / 0,001	228 / 0.08 (n.s)	

Station par station, la comparaison des moyennes de densité stomatique des feuilles collectées en 2015 à celles des feuilles collectées en 2017 montre que seule la station de St-Jean-de-Cuculles ne présente pas de différence significative (Table 3).

Table 3. Comparaison station par station de la densité stomatique des feuilles de chêne vert collectées en 2015 et en 2017

Comparaisons	U-test	Probabilité
Cazevieille	36	<0.0001
St-Jean-de-Cuculles	194	0.922 n.s.
Fambetou	317	<0.0001

** différence hautement significative ; n.s. non significative

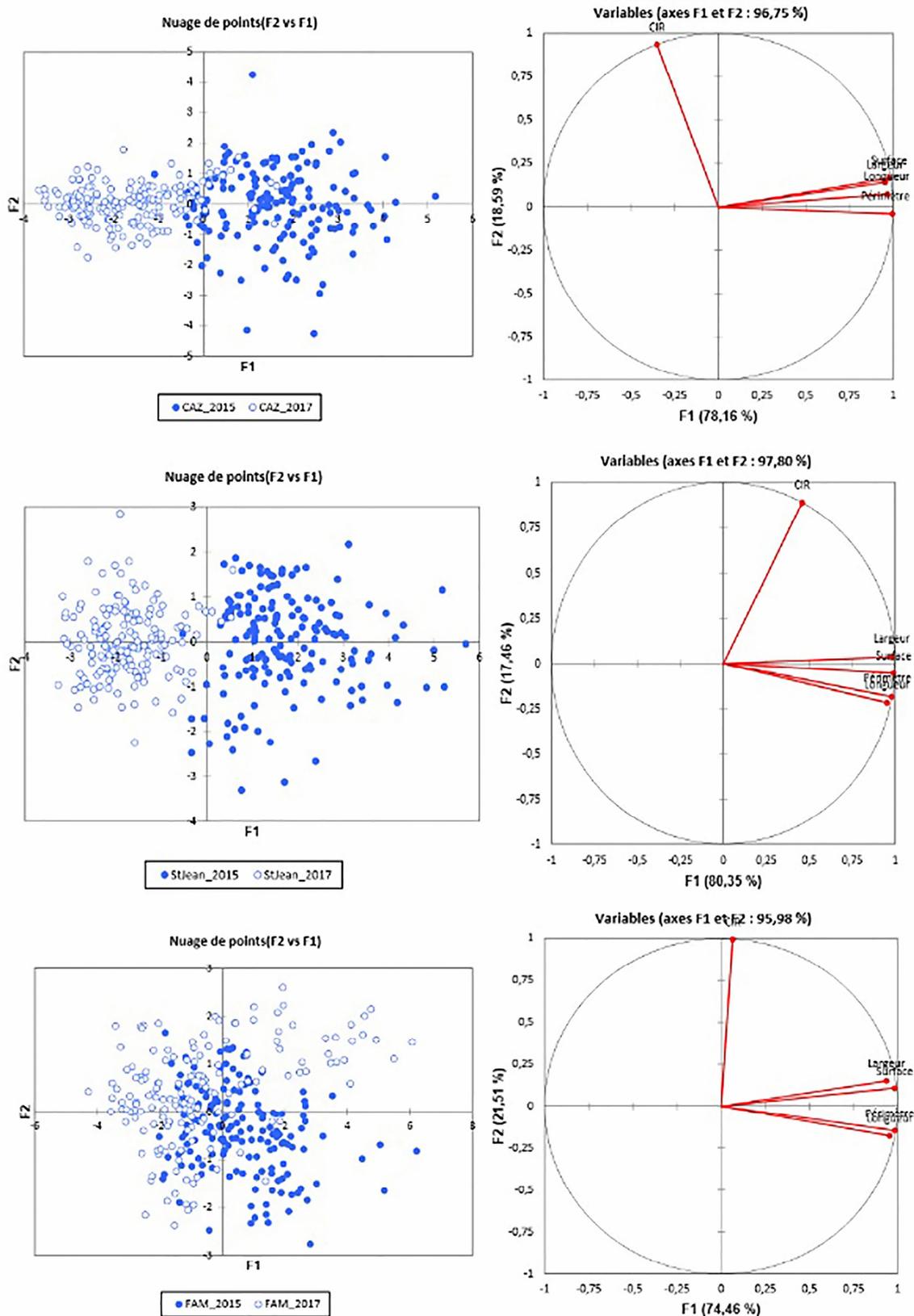


Figure 3. Cercles de corrélation des variables largeur, longueur, périmètre, surface, circularité, longueur/largeur sur les axes discriminants 1 et 2 qui expliquent respectivement : pour Cazevielle : 78,16% et 18,59%, pour Saint-Jean-de-Cuculles : 80,35% et 17,46% et pour Fambetou : 74,46% et 21,51% de la variance totale. Représentation graphique des individus de chacune des deux études (2015 points blancs et 2017 points bleus) dans une des stations (de haut en bas : Cazevielle, Saint-Jean-de-Cuculles et Fambetou) dans un espace défini par les axes 1 et 2.

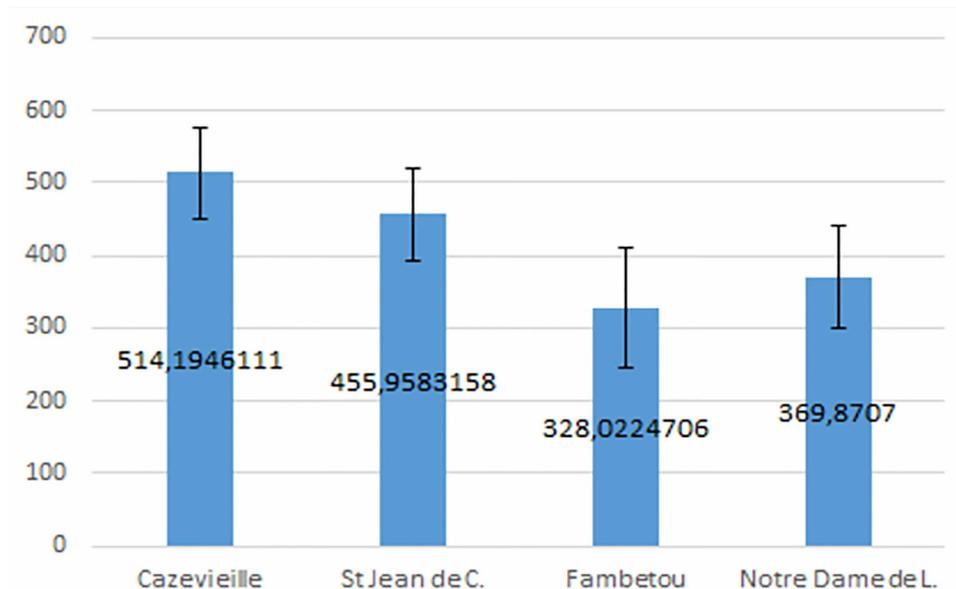


Figure 4. Moyenne de densité stomatique (nombre de stomates / mm²) pour les 4 stations échantillonnées

DISCUSSION

1- Traits foliaires : caractères morphologiques et densité stomatique (résultats de 2017)

L'analyse factorielle discriminante basée sur les données morphométriques des feuilles récoltées en 2017 ne montre pas de différence significative entre les quatre stations (Fig. 2). Malgré ce, une tendance nord-sud est observable. En effet, les chênes verts de Fambetou situés au nord du Pic St-Loup possèdent les plus grandes feuilles, alors que les arbres de St-Jean-de-Cuculles, situés au sud, possèdent les plus petites. Le niveau d'insolation, supérieur sur le versant sud caractérisé par un sol calcaire très drainant, pourrait être un des facteurs principaux responsable de la mise en place de petites feuilles en versant sud. L'augmentation de la radiation solaire et la diminution des ressources hydriques durant la période estivale pourrait concourir, comme cela semble être le cas en versant sud du Pic St-Loup, à une réduction de la taille de la feuille. Ce patron de variation semble conforme aux résultats mis en évidence précédemment par des équipes de chercheurs (Pepe et al., 2011 ; Bartholomé et al., 2013).

Par ailleurs, nous avons observé une densité stomatique des feuilles de chêne vert, plus importante à Cazevieille et à St-Jean-de-Cuculles qu'à Fambetou et à Notre-Dame-de-Londres. La densité stomatique est une adaptation xéromorphique, car cette caractéristique peut varier avec le climat sous l'influence duquel se trouve l'individu (Rotondi et al., 2003). Plus les températures sont élevées, moins la densité stomatique est grande. Ainsi, pour éviter la perte d'eau (réduction de l'évapotranspiration), la plante réduit sa densité stomatique. Pourtant, comme nous l'indiquions précédemment, le versant sud semble bénéficier d'une insolation supérieure à celle du versant nord. Cependant, bien que les températures minimales soient plus faibles dans la dépression de St-Martin-de-Londres (versant nord du Pic St-Loup), les maximas de température estivale y sont plus élevés (données météo France) et ce, pour deux raisons principales : (1) l'éloignement à la mer (continentalité), dont la conséquence est de tamponner les températures estivales, et (2) la configuration géologique de la zone faisant du Pic St-Loup une barrière naturelle aux masses d'air humides provenant du sud. Ainsi, la face sud du Pic St-Loup est abritée du mistral et l'air y est plus chaud et humide. Le vent du nord au contraire contribuerait à

augmenter l'évapotranspiration. Les chênes vert situés au nord du Pic St-Loup limiteraient leur perte en eau en diminuant leur densité stomatique. Cette adaptation xéromorphique résulte ainsi d'un ensemble d'adaptations de l'appareil végétatif visant à limiter l'évapotranspiration et les effets desséchants du vent (Clément, 2002).

D'autre part, la densité stomatique serait corrélée avec la morphologie de la feuille : plus une feuille est petite, plus sa densité stomatique serait importante (Beerling & Chaloner, 1993). On s'attendrait à avoir des feuilles plus grandes sur les individus se trouvant au nord du Pic St-Loup par rapport à ceux situés au sud. Ce n'est pas le cas dans notre travail.

2- Comparaisons des données 2017 avec les données acquises en 2015

Fei et al. (2008) ont montré que l'allongement des feuilles serait lié à une augmentation de la sécheresse. De leur côté, Battistella & Bauller (2015) ont proposé que la diminution de la taille des feuilles pourrait être due à une augmentation de températures moyennes. Concernant la densité stomatique, Beerling & Chaloner (1993) ont pour leur part montré que l'augmentation de la température annuelle concourrait à une diminution de la densité stomatique.

Cependant, selon Météo France et l'Association climatologique de l'Hérault (<http://www.ach34.fr/>), la région du Pic St-Loup a connu peu de variations climatiques sur la période 2014-2017. En conséquence, l'impact des changements climatiques sur la végétation, la croissance des arbres et la production de feuilles par les chênes verts de la région peuvent être raisonnablement considérés comme faibles. Par contre, un facteur biotique a pu avoir des répercussions plus importantes. En effet, en mai et juin 2015, certaines stations d'étude ont été impactées par une chenille, le bombyx disparate (*Lymantria dispar*), qui a entraîné une défoliation plus ou moins importante des arbres. Cependant, toutes les stations n'ont pas subi des dégâts identiques. La station de

Cazevieille a été très touchée par cette attaque et les chênes verts ont été fortement défoliés. La station de Fambetou a été un peu moins impactée, et la station de St-Jean-de-Cuculles a subi une défoliation négligeable.

Morphologie foliaire

Les feuilles mesurées en 2017 semblent plus petites et plus allongées que les feuilles collectées en 2015. Sur la base de nos résultats et des deux études citées précédemment, nous pouvons émettre l'hypothèse que la sécheresse aurait été plus importante en 2013-2014 qu'en 2015-2016, mais les données climatiques ne semblent pas le justifier. Cependant, les feuilles étudiées par Battistella & Bauller (2015) sont des feuilles mises en place en juillet, août et septembre 2014, suite à la défoliation qui a eu lieu à la fin du printemps. Sachant que les feuilles de chêne demeurent au maximum 3 ans sur l'arbre, mais que les premières sont généralement lésées par des parasites et des insectes, on peut considérer que les feuilles étudiées ont été mises en place durant les périodes avril-septembre 2015 et avril-septembre 2016, le chêne vert étant polycyclique (plusieurs phases de croissance par an). Il semble donc plus cohérent que la défoliation de 2014 soit le facteur expliquant les variations de la morphologie foliaire chez le chêne vert.

Densité stomatique

Les résultats 2017 ne sont pas tout à fait conformes à ceux obtenus par Battistella & Bauller (2015). En comparant les densités stomatiques des feuilles collectées en 2015 et de celle de 2017, seule la station de St-Jean-de-Cuculles, très peu impactée par le Bombyx, ne présente pas de différence significative. Nous avons constaté que la station « Fambetou » (faible défoliation) était caractérisée par une diminution de densité stomatique, cette dernière augmentant à Cazevieille, station fortement perturbée par la chenille.

Ainsi, nous pouvons déduire que les faibles variations de températures de la région du Pic St-Loup enregistrées sur deux périodes de temps, ont probablement eu un impact

négligeable sur la variation de la densité stomatique. Seule une perturbation biotique pourrait être la raison des variations mesurées. De ce fait, on peut émettre l'hypothèse que la défoliation liée au « bloom » du Bombyx disparate serait le facteur majeur de variation de densité stomatique.

Une défoliation totale pourrait obliger le chêne à produire lors des cycles de foliation suivants une grande quantité de feuilles afin de compenser le manque généré par l'événement de défoliation et donc réduire leur taille. En effet, l'individu investit plus des ressources pour de produire de nouvelles feuilles, ce qui pourrait entraîner une augmentation de la densité stomatique. Une défoliation faible comme celle qui a eu lieu à Fambetou pourrait constituer un stress provoquant un accroissement en taille des nouvelles feuilles produites dans le but de compenser les pertes engendrées.

Les résultats seraient davantage concluants si nous avions eu la certitude de recueillir des feuilles sur les mêmes arbres qu'il y a deux ans afin que la variance entre individu ne rentre pas en compte dans l'évolution de la plasticité phénotypique des feuilles, en effet travailler sur des génotypes identiques serait optimal.

CONCLUSION

Les résultats semblent donc confirmer un rôle du climat sur la morphologie ou la densité stomatique des feuilles de *Quercus ilex*, mettant ainsi en évidence leur plasticité phénotypique. Les chênes verts situés sur le versant sud, où les températures sont plus élevées et les masses d'air plus humides, mettent en place de plus grandes feuilles avec une densité stomatique plus faible que les chênes verts situés en versant nord. Pour tester l'influence du climat, en particulier des variations de température, sur les traits phénotypiques des feuilles de chêne vert, il sera intéressant de réaliser une nouvelle étude mise en place dans le cadre d'une observation à long-terme.

Cependant, ces résultats sont contrastés et très probablement influencés par l'impact d'une

forte défoliation des individus à la fin du printemps 2014. D'après les résultats obtenus, la défoliation peut possiblement impacter voir masquer les réactions du chêne au climat. De plus amples études sur la plasticité phénotypique des feuilles de chêne en réaction à la défoliation et au climat pourrait permettre d'optimiser leur rôle d'indicateur écologique.

REFERENCES

- Battistella G. & Bauller A. (2015). Morphologie foliaire et densité stomatique chez le chêne vert (*Quercus ilex* L.) dans la région du Pic St-Loup (Hérault, France) : des indicateurs écologiques de première importance. *Orpal Synthesis*, 8 : 43-54.
- Beerling J.D. & Chaloner G.W. (1993). The impact of atmospheric CO₂ and temperature change on stomatal density: Observations from *Quercus robur* Lammas leaves. *Annals of Botany*, 71 : 231-235.
- Chitwood D.H., Ranjan A., Martinez C.C., Headland L.R., Thiem T., Kumar R., Covington M.F., Hatcher T., Naylor D.T., Zimmerman S., Downs N., Raymundo N., Buckler E.S., Maloof J.N., Aradhya M., Prins B., Li L., Myles S. & Sinha N.R. (2014). A modern ampelography: A genetic basis for leaf shape and venation patterning in grape. *Plant Physiology*, 164 : 259-272.
- Clément V. (2002). *De la marche-frontière au pays-des-bois*. Ed. Casa de Velázquez, Madrid, 383 p.
- Daget P. (1977). Le bioclimat méditerranéen : analyse des formes climatiques par le système d'Emberger. *Vegetatio*, 34 (2) : 87-103.
- Fei X., Weihua G., Weihong X., Yinghua W. & Renqing W. (2009). Leaf morphology correlates with water and light availability: What consequences for simple and compound leaves. *Progress in Natural Science*, 19 : 1789-1798.
- Kessler S. & Sinha N. (2007). Shaping up: the genetic control of leaf shape. *Current Opinion in Plant Biology*, 7 : 65-72.
- Pandey S. & Nagar P.K. (2002). Nagar Leaf surface wetness and morphological

- characteristics of *Valeriana jatamansi* grown under open and shade habitats *Biologia Plantarum*, 45 : 291-294.
- Peppe D.J., Dana L. Royer D.L., Cariglino B., Oliver S.Y., Newman S., Leight E., Enikolopov G., Fernandez-Burgos M., Herrera F., Adams J.M., Correa E., Currano E.D., Erickson J.M., Hinojosa L.F., Hoganson J.W., Iglesias A., Carlos Jaramillo C.A., Johnson K.R., Jordan G.J., Kraft N.J.B., Lovelock E.C., Lusk C.H., Niinemets U., Peñuelas J., Rapson G., Wing S.L. & Wright I.J. (2011). Sensitivity of leaf size and shape to climate: global patterns and paleoclimatic applications. *New Phytologist*, 190 : 724-739.
- Richards C.L., Bossdorf O., Muth N.Z., Gurevitch J. & Pigliucci M. (2006). Jack of all trades, master of some? On the role of phenotypic plasticity in plant invasions. *Ecology Letters*, 9 : 981-993.
- Roche P., Díaz-Burlinson N. & Gachet S. (2004). Congruency analysis of species ranking based on leaf traits: which traits are the more reliable? *Plant Ecology*, 174 : 37-48.
- Rotondi A., Rossi F., Asunis C. & Cesaraccio C. (2003). Leaf xeromorphic adaptations of some plants of a coastal Mediterranean macchia ecosystem. *Journal of Mediterranean Ecology*, 4 (3-4) : 25-35.
- Traiser C., Klotz S., Uhl D. & Mosbrugger V. (2005). Environmental signals from leaves: a physiognomic analysis of European vegetation. *New Phytologist*, 166 : 465-484.
- Whitfield J. (2006). The cost of leafing. *Nature*, 444 : 539-541.

ANNEXE 1. Coordonnées GPS de chaque arbre et description du milieu de chaque station

Station	Coordonnées GPS	Milieu
Cazevieille	Arbre 1 N 43.77285° E 03.79164°	Matorral (garrigue) ouvert Zone post-culturale (terrasses - olivier notamment) en cours de recolonisation Calcaire
	Arbre 2 N 43.77285° E 03.79164°	
	Arbre 3 N 43.77304° E 03.79113°	
	Arbre 4 N 43.77304° E 03.79074°	
Saint-Jean-de-Cuculles	Arbre 1 N 43.75613° E 03.83494°	Matorral relativement dense Calcaire
	Arbre 2 N 43.75583° E 03.83477°	
	Arbre 3 N 43.75587° E 03.83409°	
	Arbre 4 N 43.75618° E 03.83415°	
Fambetou	Arbre 1 N 43.78776° E 03.80216°	Chênaie mixte à <i>Q. ilex</i> dominant Calcaires et marnes
	Arbre 2 N 43.78786° E 03.80215°	
	Arbre 3 N 43.78791° E 03.80239°	
	Arbre 4 N 43.78795° E 03.80259°	
Notre-Dame-de-Londres	Arbre 1 N 43.81409° E 03.78348°	Chênaie sclérophylle à mixte Calcaire légèrement marneux
	Arbre 2 N 43.81394° E 03.78307°	
	Arbre 3 N 43.81411° E 03.78288°	
	Arbre 4 N 43.81405° E 03.78242°	

ANNEXE 2. Inventaire et abondance relative, de présent (o) à très abondant (++++), des espèces ligneuses des 4 stations échantillonnées : Cazevieille (Caz), St-Jean-de-Cuculles (SJC), Fambetou (Fam) et Notre-Dame-de-Londres (NDL)

Nom scientifique	Nom vernaculaire	Caz	SJC	Fam	NDL
<i>Amelanchier ovalis</i>	Amélanchier			o	o
<i>Arbutus unedo</i>	Arbousier				o
<i>Buxus sempervirens</i>	Buis	++		++	++++
<i>Cornus sanguinea</i>	Cornouiller sanguin				o
<i>Cneorum tricoccon</i>	Camélee		+		
<i>Genista scorpius</i>	Genêt scorpion	+++	+	+	++
<i>Juniperus communis</i>	Genévrier commun			+	o
<i>Juniperus oxycedrus</i>	Cade	++	+	++	++
<i>Juniperus phoenicea</i>	Genévrier de Phénicie			+	
<i>Malus communis</i>	Pommier commun	o			
<i>Olea europaea</i>	Olivier	+	o		
<i>Phillyrea angustifolia</i>	Filaire à feuilles étroites		+		
<i>Phillyrea latifolia</i>	Filaire à larges feuilles	o	o		o
<i>Phillyrea media</i>	Filaire intermédiaire	+		+	
<i>Pinus halepensis</i>	Pin d'Alep		++		
<i>Pistacia lentiscus</i>	Pistachier lentisque		++		
<i>Pistacia terebinthus</i>	Pistachier térébinthe	+		+	++
<i>Prunus spinosa</i>	Prunellier	+			+
<i>Quercus coccifera</i>	Chêne kermès			o	
<i>Quercus pubescens</i>	Chêne blanc		o	+	+
<i>Rhamnus alaternus</i>	Nerprun		++		
<i>Rosmarinus officinalis</i>	Romarin		++		
<i>Thymus vulgaris</i>	Thym	+++			+++
<i>Viburnum tinus</i>	Viorne		+		

ANNEXE 3. Matrice de corrélations des variables.

Variabes	Surface	Périmètre	Largeur	Longueur	LON/LAR	Circularité
Surface	1,000	0,966	0,971	0,924	-0,325	0,278
Périmètre	0,966	1,000	0,934	0,973	-0,199	0,097
Largeur	0,971	0,934	1,000	0,869	-0,493	0,402
Longueur	0,924	0,973	0,869	1,000	-0,021	0,024
LON/LAR	-0,325	-0,199	-0,493	-0,021	1,000	-0,735
Circularité	0,278	0,097	0,402	0,024	-0,735	1,000

ANNEXE 4. Matrice de confusion permettant d'indiquer si les 4 groupes établis (les quatres stations) sont corrects au regard des différents paramètres étudiés. Pour ce faire, cette matrice forme des groupes en se basant sur les paramètres étudiés et les compare aux groupes établis par stations.

de \ vers	Caz	Fam	SJC	NDL	Total	% correct
Caz	60	27	45	27	159	37,74
Fam	39	49	30	42	160	30,63
SJC	21	6	99	34	160	61,88
NDL	24	23	35	78	160	48,75
Total	144	105	209	181	639	44,76