



## Thèse

POUR OBTENIR LE DIPLOME DE

### Doctorat 3ème Cycle

Filière : Ecologie et Environnement

Spécialité : Ecologie et Environnement

Thème :

---

# Caractérisation et adaptation de chêne vert (*Quercus ilex*) aux conditions du milieu (cas de la forêt de Chettaba)

---

Présenté Par :

**ZERROUKI Alia**

Thèse soutenue le 09/07/2024 devant le jury composé de :

| N° | Nom et prénom   | Grade | Etablissement                               | Qualité       |
|----|-----------------|-------|---|---------------|
| 01 | Ababsa Labeled  | Prof. | Université Larbi Ben M'Hidi, Oum EL Bouaghi | Président     |
| 02 | Kara Karima     | MCA   | Université Frères Mentouri, Constantine 1   | Rapporteur    |
| 03 | Redjaimia Lilia | MCA   | Université Larbi Ben M'Hidi, Oum EL Bouaghi | Co-rapporteur |
| 04 | Allaoua Noua    | MCA   | Université Larbi Ben M'Hidi, Oum EL Bouaghi | Examineur     |
| 05 | Missaoui Khaled | MCA   | Université Ferhat Abbas, Sétif              | Examineur     |
| 06 | Eddine Ahmed    | MCA   | Université Ferhat Abbas, Sétif              | Examineur     |

## **REMERCIEMENTS**

*Avant tout, je remercie Allah le tout puissant qui m'a donné la volonté et la santé pour mener à terme ce travail. Laka al hamd Rabbi.*

*Je tiens à exprimer mes plus vifs remerciements à Madame KARA Karima, Maître de Conférence A, de l'université Frères Mentouri/Constantine 1, ma directrice de thèse, qui a bien voulu par son aimable bienveillance, diriger ce travail qu'elle trouve ici l'expression de mon profond respect.*

*Je remercie également ma co-directrice de thèse, Madame REDJAIMIA Lilia, Maître de Conférence A, de l'université Larbi Ben M'Hidi, qui m'a encouragé le long de cette thèse.*

*Aux membres de mon jury, pour le grand honneur qu'ils me font en acceptant de juger ce travail :*

*Monsieur ABABSA Labed, Professeur à l'Université Larbi Ben M'Hidi d'Oum El Bouaghi, qui a accepté de me consacrer son temps en examinant le manuscrit. J'en suis honoré et je lui exprime toute ma profonde reconnaissance.*

*Je n'oublierai pas Madame ALAOUA Noua, Maître de Conférence A, de l'université Larbi Ben M'Hidi d'Oum El Bouaghi, a bien voulu examiner et juger ce travail avec rigueur et bienveillance. Qu'elle soit assurée de ma profonde reconnaissance.*

*C'est avec un immense plaisir que je remercie Monsieur MISSAOUI Khaled et Monsieur EDDINE Ahmed, Maîtres de Conférence A à l'Université Ferhat Abbas Sétif 1, pour avoir accepté de faire partie du jury de ma thèse et avoir pris le temps de lire et d'évaluer ce travail. Je les en remercie sincèrement.*

*Je tiens à remercier spécialement, Madame RACHED-KANOUNI Malika, qui fut la première à me faire découvrir le sujet de ma thèse, de m'avoir guidé par ses conseils, sa confiance, sa gentillesse, sa disponibilité. Son soutien a été d'une importance capitale pour ma réussite. Son oreille attentive m'a toujours accompagné dans mes joies et mes peines. Ses qualités humaines resteront gravées dans ma mémoire. Son expérience, ses connaissances et son appétence pour le domaine forestier ont très fortement contribué à la réussite de ma thèse.*

*Je remercie également le personnel de la Conservation des forêts de Constantine et particulièrement du district forestier d'Ain Smara, Mrs BOUDRAA Abd El Hafid, BOUKOUS Badri, ADJADJ Mokhtar, MEDJOUR Walid de m'y avoir accueilli chaleureusement avec les meilleures conditions de travail (transport, matériel, ...).*

*Enfin, je n'oublierai jamais de remercier mes collègues et amis, TOUAFCHIA Boutheyna et HADDAD Ammar, qui ont partagé ce cheminement avec moi. Nous sommes entrainés tout au long de ce parcours, et leur soutien a été précieux pour ma réussite.*

## *Dédicace*

*A mes très chers parents.*

*A mes frères et mes sœurs.*

*A toutes ma famille.*

*A mes amies.*

*A tous ceux qui, par un mot, m'ont donné la force de continuer*

*A eux tous, je dédie ce travail*

*ZERROUKI Alia*

## **Caractérisation et adaptation de chêne vert (*Quercus ilex*) aux conditions du milieu (cas de la forêt de Chettaba)**

### **Résumé**

Les forêts algériennes connaissent ces dernières années une régression due à de nombreux facteurs. La yeusaie connaissant un déclin similaire à celui de nombreuses forêts méditerranéennes. Le chêne vert (*Quercus ilex*) est l'essence principale de la forêt domaniale de Chettaba qui s'étale sur une superficie de 1127 ha. L'état actuel de cette essence en termes de santé et de biodiversité n'est pas connu. L'objectif du présent travail est d'étudier et d'apporter des informations et des connaissances sur la biodiversité forestière de cette espèce, ainsi que ses caractéristiques écologiques (altitude, pente et exposition), dendrométriques et sanitaires. Sur 13 parcelles de 0,09 ha, choisies au hasard, un inventaire multifonctionnel composé d'un inventaire dendrométrique et d'un inventaire de biodiversité potentiel (IBP) a été établi. L'évaluation visuelle des couronnes se fait suivant le protocole ICP forests et DEPEFEU. Les résultats indiquent que l'état général des cimes de chêne vert est moyen, avec une défoliation importante, la majorité des arbres se situant dans les classes DEPEFEU 2 et 3, ce qui nécessite des recherches supplémentaires sur le rôle des nombreux facteurs probables de déclin. Les couronnes de la majorité des arbres (37,6 %) sont partiellement visibles mais à contre-jour, co-dominantes (36,54 %) et en concurrence avec quatre côtés (35 %). Plus de 83,2 % des arbres de chêne vert ont des gourmands, même les arbres sains, mais la fructification est quasi-totalement absente. À l'échelle des peuplements, la forêt présente une densité moyenne de 520 pieds/ha, un diamètre moyen de 15,97 cm, une hauteur moyenne de 4,69 m, une surface terrière totale moyenne de 12,4 m<sup>2</sup>/ha et un volume moyen de 41,64 m<sup>3</sup> /ha. Les valeurs IBP relatives aux facteurs liés au peuplement et à sa gestion forestière sont considérées comme moyenne allant de 25 % à 63 %, tandis que les valeurs IBP des facteurs liés au contexte varient de 13 % à 60 %. Nos résultats permettront d'appréhender les méthodes d'aménagement nécessaires en vue de la reconstitution des yeusaies, et ce, dans le contexte de leur réhabilitation.

**Mots clé :** Chettaba, *Quercus ilex*, santé, dendrométrie, DEPEFEU, ICP forests, IBP,

## توصيف وتكيف البلوط الأخضر (*Quercus ilex*) مع الظروف البيئية (حالة غابة شطابة)

### ملخص

شهدت الغابات الجزائرية خاصة غابات البلوط الأخضر تراجعاً في السنوات الأخيرة كغيرها من غابات البحر الأبيض المتوسط بسبب العديد من العوامل. يعتبر البلوط الأخضر (*Quercus ilex*) النوع الرئيسي في غابة شطابة حيث يغطي مساحة 1127 هكتار. الحالة الصحية والتنوع البيولوجي لهذا النوع حالياً غير معروفة. الهدف من هذا العمل هو دراسة وتوفير معلومات عن التنوع البيولوجي الغابي لهذا النوع، فضلاً عن خصائصه الإيكولوجية (الارتفاع والانحدار والاتجاهات) وخصائصه الدوندرومترية والصحية. لتحقيق هذا الهدف تم إجراء جرد متعدد الوظائف يتألف من جرد دوندرومتري وجرّد التنوع البيولوجي المحتمل (IBP) على 13 قطعة أرض تم اختيارها عشوائياً بمساحة 0,09 هكتار. تم تقييم التيجان بصرياً باستخدام بروتوكولات البرنامج التعاوني الدولي لتقييم ورصد الغابات (ICP forests) وبروتوكول فقدان أوراق الشجر DEPEFEU. تشير النتائج إلى أن الحالة العامة لتيجان أشجار البلوط الأخضر لا بأس بها، مع وجود تساقط معتبر، حيث أن غالبية الأشجار في الفئتين 2 DEPEFEU و 3 DEPEFEU، مما يستدعي إجراء المزيد من التحقيق في دور العديد من العوامل المحتملة في هذا التدهور، كما أن تيجان غالبية الأشجار (37,6%) مرئية جزئياً وهي شبه سائدة (36,54%) وتتنافس مع أربعة جوانب (35%). تحتوي أكثر من 83,2% من أشجار على فروع جشعة حتى الأشجار السليمة لا تخلو منها، ولكن الإثمار شبه غائب تماماً. على مستوى الغابة، يبلغ متوسط كثافة الأشجار 520 شجرة/هكتار، ومتوسط قطرها 15,97 سم، ومتوسط ارتفاعها 4,69 متر كما أن متوسط المساحة القاعدية الكلية 12,4م<sup>2</sup>/هكتار، ومتوسط حجمها 41,64 م<sup>3</sup>/هكتار. تُعتبر قيم مؤشر التنوع البيولوجي المحتمل لمؤشر عوامل إدارة الغابات متوسطة، حيث تتراوح بين 25% إلى 63%، بينما تتراوح قيم مؤشر التنوع البيولوجي المحتمل للعوامل المرتبطة بالسياق من 13% إلى 60%. نتائجا هذه ستساعد على فهم أساليب الإدارة اللازمة لإعادة تشكيل غابات البلوط، في سياق إعادة تأهيلها.

**الكلمات المفتاحية:** شطابة، *Quercus ilex*، الصحة، قياسات الدوندرومترية، DEPEFEU، ICP

IBP ، forests

## **Characterization and adaptation of holm oak (*Quercus ilex*) to environmental conditions (case of Chettaba forest)**

### **Abstract**

Algerian forests have been declining in recent years for a number of reasons. The holm oak forest is experiencing a decline similar to that of many Mediterranean forests. Holm oak (*Quercus ilex*) is the main species in the Chettaba forest, which covers an area of 1127 ha. The current state of this species in terms of health and biodiversity is unknown. The present work aims to study and provide information and knowledge on the forest biodiversity of this species, as well as its ecological (altitude, slope, and exposure), dendrometric, and health characteristics. A multifunctional inventory consisting of a dendrometric inventory and a potential biodiversity inventory (PBI) was carried out on 13 randomly selected 0,09 ha plots in the forest. The crowns were visually assessed using the ICP forests and DEPEFEU protocols. The results indicate that the general condition of the holm oak crowns is average, with significant defoliation, with the majority of trees in DEPEFEU classes 2 and 3, requiring further investigation into the role of the many likely factors in decline. The crowns of the majority of trees (37,6%) are partially visible but against the light, co-dominant (36,54%), and in competition with four sides (35%). Over 83,2% of holm oak trees have gourmands, even healthy trees, but fruiting is almost entirely absent. At stand level, the forest has an average density of 520 trees/ha, an average diameter of 15,97 cm, an average height of 4,69 m, an average total basal area of 12,4 m<sup>2</sup>/ha and an average volume of 41,64 m<sup>3</sup>/ha. PBI values for stand and forest management factors are considered average, ranging from 25% to 63%, while PBI values for context-related factors vary from 13% to 60%. Our results will enable us to understand the management methods required for the reconstitution of oak woodlands in the context of their rehabilitation.

**Key words:** Chettaba, *Quercus ilex*, sanitary, dendrometric, DEPEFEU, ICP forests, IBP,

# *Tables des matières*

## Tables des matières

|                             |      |
|-----------------------------|------|
| Remerciements.....          | I    |
| Dédicace.....               | II   |
| Résumé.....                 | III  |
| ملخص.....                   | IV   |
| Abstract.....               | V    |
| Tables des matières.....    | VI   |
| Liste des abréviations..... | IX   |
| Liste des Figures.....      | XI   |
| Liste des Tableaux.....     | XIII |

|                          |          |
|--------------------------|----------|
| <b>Introduction.....</b> | <b>1</b> |
|--------------------------|----------|

### Chapitre I : Synthèse bibliographique

|  |    |
|--|----|
| I. Description générale du chêne vert.....   | 5  |
| 1. Systématique de <i>Quercus ilex</i> L.....  | 5  |
| 2. Aire de répartition naturelle de chêne vert.....                                  | 5  |
| 2.1. Aire de répartition du chêne vert dans le monde.....                            | 5  |
| 2.2. Aire de répartition en Algérie.....   | 6  |
| 3. Plasticité écologique.....  | 7  |
| 4. Caractéristiques botaniques du chêne vert.....                                    | 8  |
| 5. Menaces et maladies.....  | 10 |
| 5.1. Contraintes abiotiques.....   | 10 |
| 5.2. Contraintes biotiques.....  | 11 |
| 6. Importance et utilisation de chêne vert.....                                      | 11 |
| II. Dépérissement des forêts.....  | 12 |
| 1. Les facteurs de Dépérissements.....   | 13 |
| 2. La surveillance des forêts.....   | 14 |
| 3. Les méthodes de surveillance des forêts.....                                      | 15 |
| III. ICP Forests.....  | 16 |
| 1. Nature des réseaux de surveillance.....   | 16 |
| 2. Objectifs du programme.....   | 16 |
| 3. Manuel d'évaluation visuelle de l'état des couronnes forestières.....             | 17 |
| 3.1. Variables pour l'évaluation de l'état de la couronne.....                       | 17 |
| IV. Protocole DEPEFEU.....   | 20 |
| 1. Evaluation quantitative d'un dépérissement.....                                   | 21 |
| 1.1. Mortalité d'organes pérennes.....   | 21 |
| 1.2. Le manque de ramifications.....   | 21 |
| V. Indice de biodiversité potentielle (IBP).....                                     | 22 |
| 1. Principe de l'Indice de Biodiversité Potentielle des peuplements.....             | 23 |
| 2. Méthode de construction.....  | 23 |
| 3. Notation de l'IBP.....  | 24 |
| 4. Description et justification des facteurs IBP dans la région méditerranéenne..... | 24 |
| 4.1. Facteur A- Richesse en essences forestières autochtones.....                    | 24 |
| 4.2. Facteur B - Structure verticale de la végétation.....                           | 24 |
| 4.3. Facteurs C et D - Bois morts de grosse circonférence.....                       | 24 |
| 4.4. Facteur E - Très gros bois.....   | 25 |
| 4.5. Facteur F - Les arbres vivants porteurs de microhabitats.....                   | 25 |
| 4.6. Facteur G - Milieux ouverts.....  | 26 |

|  |    |
|--|----|
| 4.7. Facteur H - Ancienneté de l'état boisé..... | 27 |
| 4.8. Facteur I - Habitats aquatiques.....        | 27 |
| 4.9. Facteur J - Milieux rocheux.....            | 27 |

## **Chapitre II : Matériel et méthodes**

|  |    |
|--|----|
| I. Présentation de la zone d'étude.....                                      | 29 |
| 1. Caractéristiques écologiques de la zone d'étude.....                      | 29 |
| 1.1. Situation géographique.....   | 29 |
| 1.2. Situation administrative.....   | 30 |
| 1.3. Topographie.....  | 31 |
| 1.4. Réseau hydrographique.....  | 33 |
| 1.5. Formation géologique.....   | 33 |
| 1.6. Pédologie.....  | 34 |
| 1.7. Végétation de la région de Chettaba.....                                | 34 |
| 2. Caractérisation climatique de la zone d'étude.....                        | 34 |
| 2.1. Corrections des précipitations et des températures.....                 | 35 |
| 2.2. Précipitations.....   | 36 |
| 2.2.1. Précipitations annuelles dans la zone d'étude (1978-2022).....        | 36 |
| 2.2.2. Précipitations mensuelles dans la zone d'étude (1978-2022).....       | 37 |
| 2.2.3. Répartition saisonnière des précipitations.....                       | 38 |
| 2.3. Température.....  | 39 |
| 2.4. Synthèse bioclimatique.....   | 41 |
| 2.5. Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gaussen.....                    | 41 |
| 2.6. Quotient pluviothermique et climagramme d'Emberger.....                 | 43 |
| II. Caractérisation des parcelles d'étude des peuplements de chêne vert..... | 45 |
| 1. Choix des parcelles.....  | 46 |
| 2. Acquisition de données de terrain.....                                    | 47 |
| 3. Traitements des données.....  | 48 |
| 4. Evaluation de la vitalité des arbres et des peuplements.....              | 50 |
| 4.1. Protocole d'évaluation ICP Forest.....                                  | 51 |
| 4.1.1. Visibilité.....   | 51 |
| 4.1.2. Statut social.....  | 51 |
| 4.1.3. Indice d'ombrage (Concurrence).....                                   | 52 |
| 4.1.4. Décoloration des feuilles.....  | 52 |
| 4.1.5. Gourmands et pousses épicromiques.....                                | 53 |
| 4.1.6. Fructification.....   | 54 |
| 4.1.7. Défoliation.....  | 55 |
| 4.2. Protocole d'évaluation DEPEFEU.....                                     | 55 |
| 5. Indice de biodiversité potentiel.....                                     | 56 |
| 6. Traitements statistiques des données.....                                 | 57 |
| 6.1. Analyse en composantes principales (ACP).....                           | 57 |
| 6.2. Analyse de la variance (ANOVA).....                                     | 58 |

## **Chapitre III : Résultats et discussion**

|  |    |
|--|----|
| I. Caractéristiques des peuplements de chêne vert..... | 59 |
| 1. Richesse spécifique.....                            | 59 |
| 2. La densité ou l'abondance.....                      | 62 |
| 3. Structure des diamètres.....                        | 62 |
| 4. Structure des hauteurs.....                         | 64 |
| 5. Coefficient de l'élancement.....                    | 66 |

|   |            |
|---|------------|
| 6. La surface terrière ou dominance.....                                    | 67         |
| 7. Le biovolume ou Contenance.....  | 67         |
| 8. Analyse des principales essences.....                                    | 68         |
| 9. Le taux de mortalité.....  | 69         |
| 10. Potentiel de régénération naturelle.....                                | 70         |
| II. Evaluation de l'état du houppier.....                                   | 72         |
| 1. Caractérisation détaillée selon le protocole ICP forest.....             | 72         |
| 1.1. Description des conditions d'observation.....                          | 72         |
| 1.2. Les critères diagnostiques.....  | 76         |
| 2. Etat sanitaire basé sur l'aspect des houppiers (classe DEPEFEU).....     | 83         |
| 2.1. Relation entre le dépérissement et les facteurs stationnels.....       | 86         |
| 2.2. Relation entre le dépérissement et les paramètres dendrométriques..... | 88         |
| 3. IBP des peuplements de chêne vert.....                                   | 94         |
| 3.1. Facteurs liés à la gestion.....  | 96         |
| 3.2. Facteurs liés au contexte.....   | 101        |
| III. Analyse en composantes principales.....                                | 104        |
| <b>Conclusion.....</b>  | <b>109</b> |
| <b>Perspectives.....</b>  | <b>111</b> |
| <b>Références bibliographiques.....</b>                                     | <b>112</b> |
| <b>Annexes</b>  |            |

# *Liste des abréviations*

## Liste des abréviations

|                   |  |
|-------------------|--|
| <b>ACP</b>        | : L'analyse en composantes principales                                       |
| <b>ANOVA</b>      | : Analyse de la variance   |
| <b>BM</b>         | : : Bois moyens  |
| <b>C1</b>         | : Houppier ombre ou contact physique sur un côté                             |
| <b>C2</b>         | : Houppier ombre ou contact physique sur deux côtés                          |
| <b>C3</b>         | : Houppier ombre ou contact physique sur trois côtés                         |
| <b>C4</b>         | : Houppier ombre ou contact physique sur quatre côtés                        |
| <b>C5</b>         | : Houppier en croissance libre   |
| <b>CCP</b>        | : Le Centre de coordination du programme                                     |
| <b>CD</b>         | : Codominant   |
| <b>CE</b>         | : Le coefficient d'élanement   |
| <b>CEE-ONU</b>    | : la Commission économique pour l'Europe des Nations unies                   |
| <b>CJ</b>         | : Houppier partiellement visible mais à contre-jour                          |
| <b>CLRTAP</b>     | : Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance |
| <b>CM</b>         | : Carrés moyens  |
| <b>CNPF</b>       | : Le Centre national de la propriété forestière                              |
| <b>D</b>          | : Dominant   |
| <b>d</b>          | : Dominé   |
| <b>D1</b>         | : Décoloration classe 1  |
| <b>D2</b>         | : Décoloration classe 2  |
| <b>D3</b>         | : Décoloration classe 3  |
| <b>D4</b>         | : Décoloration classe 4  |
| <b>D5</b>         | : Décoloration classe 5  |
| <b>DDL</b>        | : Degré de liberté   |
| <b>Défo1</b>      | : Défoliation classe 1   |
| <b>Défo2</b>      | : Défoliation classe 2   |
| <b>Défo3</b>      | : Défoliation classe 3   |
| <b>Défo4</b>      | : Défoliation classe 4   |
| <b>DEPE</b>       | : Déprissent   |
| <b>DEPEFEU</b>    | : DEPERissement d'essences FEUillues   |
| <b>DSF</b>        | : Département de la santé des forêts   |
| <b>EV</b>         | : Houppier entièrement visible   |
| <b>F</b>          | : Test de Fisher   |
| <b>F1</b>         | : Fructification absente ou rare   |
| <b>F2</b>         | : Fructification visible   |
| <b>F3</b>         | : Fructification abondante   |
| <b>Facteur A</b>  | : Richesse en essences forestières autochtones                               |
| <b>Facteur B</b>  | : Structure verticale de la végétation                                       |
| <b>Facteurs C</b> | : Bois morts au sol  |
| <b>Facteurs D</b> | : Bois mort sur pied   |
| <b>Facteur E</b>  | : Très gros bois   |
| <b>Facteur F</b>  | : Les arbres vivants porteurs de microhabitats                               |
| <b>Facteur G</b>  | : Milieux ouverts  |
| <b>Facteur H</b>  | : Ancienneté de l'état boisé   |
| <b>Facteur I</b>  | : Habitats aquatiques  |
| <b>Facteur J</b>  | : Milieux rocheux  |
| <b>G</b>          | : surface terrière exprimée en m <sup>2</sup> /ha                            |
| <b>G1</b>         | : Gourmands rare   |
| <b>G2</b>         | : Gourmands moyen  |
| <b>G3</b>         | : Gourmands abondante  |

|             |   |
|-------------|---|
| <b>GB</b>   | : Gros bois   |
| <b>GPS</b>  | : Global Positioning System   |
| <b>Ht</b>   | : La hauteur totale   |
| <b>IBP</b>  | : Indice de Biodiversité Potentielle  |
| <b>ICP</b>  | : International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of<br>Air Pollution Effects on Forests |
| <b>IVI</b>  | : L'indice de valeur d'importance   |
| <b>MNT</b>  | : Modèle numérique de terrain   |
| <b>N/ha</b> | : Tiges par hectare   |
| <b>NV</b>   | : Houppier non visible  |
| <b>P</b>    | : Perches   |
| <b>PB</b>   | : Petits bois   |
| <b>PV</b>   | : Houppier partiellement visible  |
| <b>SAIN</b> | : Sain  |
| <b>S</b>    | : Superficie en hectares  |
| <b>SCE</b>  | : Somme des carrés des écarts   |
| <b>SD</b>   | : Sous-dominant   |
| <b>TGB</b>  | : Très gros bois  |
| <b>TI.</b>  | : Institut Johann Heinrich von Thünen   |
| <b>TM</b>   | : Le taux de mortalité  |
| <b>TR</b>   | : Le taux de régénération   |
| <b>V</b>    | : Biovolume (m <sup>3</sup> /ha).   |

# *Liste des figures*

## Liste des figures

|             |  |    |
|-------------|--|----|
| Figure 1 :  | Distribution géographique du chêne vert dans le monde.....   | 6  |
| Figure 2 :  | Répartition du chêne vert en Algérie.....  | 7  |
| Figure 3 :  | Photos du chêne vert dans la forêt de Chettaba.....  | 9  |
| Figure 4 :  | Pâturage dans la chênaie de la forêt de Chettaba.....  | 10 |
| Figure 5 :  | Spirale du dépérissement.....  | 13 |
| Figure 6 :  | Méthodes de surveillance des forêts.....   | 15 |
| Figure 7 :  | Evaluation de la transparence des arbres.....  | 20 |
| Figure 8 :  | Évaluation visuelle de l'état des couronnes de <i>Quercus</i> spp.....   | 22 |
| Figure 9 :  | Représentation schématique de la dynamique du bois mort.....   | 25 |
| Figure 10 : | Quelques microhabitats liés aux arbres.....  | 26 |
| Figure 11 : | Milieu rocheux en forêt : un habitat original aux intérêts variés.....   | 28 |
| Figure 12 : | Situation géographique de la forêt de Chettaba.....  | 29 |
| Figure 13 : | Cantons de la forêt Chettaba.....  | 30 |
| Figure 14 : | Classes des pentes de la forêt de Chettaba.....  | 31 |
| Figure 15 : | Classes des altitudes de la forêt de Chettaba.....   | 32 |
| Figure 16 : | Classes des pentes de la forêt de Chettaba.....  | 33 |
| Figure 17 : | Répartition du chêne vert dans la forêt de Chettaba.....   | 34 |
| Figure 18 : | Variation des précipitations annuelles dans la station d'Ain El Bey (1978-2022).....   | 37 |
| Figure 19 : | Moyennes mensuelles des précipitations dans la station d'Ain El Bey.....   | 37 |
| Figure 20 : | Diagrammes Ombrothermiques de Bagnouls et Gaussens de la station de Ain El Bey et les parcelles d'étude.....                               | 43 |
| Figure 21 : | Climagramme d'Emberger des stations d'étude.....   | 45 |
| Figure 22 : | Carte d'emplacement des parcelles d'échantillonnage.....   | 46 |
| Figure 23 : | Délimitation de la parcelle 12 .....   | 47 |
| Figure 24 : | Mesure de la Circonférence d'un arbre de chêne vert.....   | 48 |
| Figure 25 : | Statut sociale des arbres individuels dans un peuplement : 1 - dominant, 2 - codominant, 3 - sous-dominant, 4 - dominé.....                | 52 |
| Figure 26 : | Distinction morphologique entre la dynamique de mise en place d'une branche (schémas du haut) et celui d'un gourmand (schémas du bas)..... | 54 |
| Figure 27 : | Les dix facteurs IBP.....  | 56 |
| Figure 28 : | Répartition des espèces de la zone d'étude.....  | 60 |
| Figure 29 : | Distribution des arbres par classes de diamètre.....   | 63 |
| Figure 30 : | Distribution des arbres par classes de hauteur.....  | 65 |
| Figure 31 : | Coefficient d'élancement par parcelle.....   | 66 |
| Figure 32 : | Coefficient d'élancement en fonction du diamètre moyen des peuplements.....  | 67 |
| Figure 33 : | Chablis et les morts sur pieds des peuplements dans la forêt de Chettaba... ..   | 70 |
| Figure 34 : | Régénération naturelle de chêne vert (Originale, 2022).....  | 72 |
| Figure 35 : | Distribution des arbres observés selon le degré de visibilité.....   | 72 |
| Figure 36 : | Proportion des statuts sociaux des parcelles pour les arbres analysés.....   | 73 |
| Figure 37 : | Position sociale des arbres individuels dans la parcelle P5.....   | 74 |
| Figure 38 : | Distribution des arbres selon le degré de concurrence.....   | 75 |
| Figure 39 : | Distribution des arbres selon les classes de décoloration du feuillage.....  | 77 |
| Figure 40 : | Décoloration des feuilles de chêne vert.....   | 77 |
| Figure 41 : | Distribution des arbres des parcelles selon l'abondance des gourmands.....   | 78 |
| Figure 42 : | Les gourmands de chêne vert.....   | 79 |
| Figure 43 : | Distribution des arbres de chêne vert selon les niveaux de fructification....  | 80 |
| Figure 44 : | Fructifications de chêne vert dans la parcelle P5.....   | 80 |
| Figure 45 : | Evaluation de la répartition des chênes vert selon les classes de défoliation.....   | 81 |

|             |  |     |
|-------------|--|-----|
| Figure 46 : | Distribution des arbres de chêne vert par classe de DEPEFEU.....   | 84  |
| Figure 47 : | Classes DEPEFEU des arbres de chêne vert de Chettaba.....  | 85  |
| Figure 48 : | Répartition des classes DEPEFEU en fonction d'altitudes de Chettaba.....                                     | 86  |
| Figure 49 : | Répartition des classes DEPEFEU en fonction d'exposition de Chettaba...                                      | 87  |
| Figure 50 : | Répartition des classes DEPEFEU en fonction des pentes de Chettaba.....                                      | 88  |
| Figure 51 : | Variations du taux de dépérissement du chêne vert en fonction de diamètre.....                               | 90  |
| Figure 52 : | Variations du taux de dépérissement du chêne vert en fonction de la hauteur.....                             | 92  |
| Figure 53 : | Représentation graphique des résultats de l'IBP de la zone d'étude.....                                      | 95  |
| Figure 54 : | Distribution des espèces d'arbres par nombre de relevés.....   | 96  |
| Figure 55 : | Structure verticale de la végétation.....  | 97  |
| Figure 56 : | Exemples des dendromicrohabitats détectés.....   | 99  |
| Figure 57 : | Dendromicrohabitats étudiés.....   | 100 |
| Figure 58 : | Exemple des milieux ouverts des peuplements de chêne vert (parcelle 1)...                                    | 100 |
| Figure 59 : | Accumulation de pierres et de blocs stabilisés, d'origine naturelle (éboulis stable).....                    | 101 |
| Figure 60 : | Résultats de l'IBP.....  | 103 |
| Figure 61 : | Histogramme des valeurs propres en fonction des rangs des axes principaux pour l'ensemble des parcelles..... | 104 |
| Figure 62 : | Représentation graphique des variables et les axes principaux.....   | 106 |
| Figure 63 : | Représentation graphique des points individus (parcelles) dans le plan factoriel 1-2.....                    | 107 |
| Figure 64 : | Représentation graphique des 44 variables et les parcelles d'étude dans le plan factoriel 1-2.....           | 108 |

# *Liste des tableaux*

## Liste des tableaux

|              |   |     |
|--------------|---|-----|
| Tableau 1 :  | Division de la forêt en cantons.....  | 30  |
| Tableau 2 :  | Tableau des expositions.....  | 32  |
| Tableau 3 :  | Données climatiques de la station d'Ain El Bey (1978-2022).....                           | 35  |
| Tableau 4 :  | Précipitations moyennes mensuelles et annuelles de la période 1978-2022.....              | 38  |
| Tableau 5 :  | Variations saisonnières des précipitations dans les parcelles d'étude.....                | 38  |
| Tableau 6 :  | Valeurs moyennes mensuelles de la température de la station d'Ain El Bey (1978-2022)..... | 39  |
| Tableau 7 :  | Moyennes mensuelles de la température des parcelles de la forêt de Chettaba....           | 40  |
| Tableau 8 :  | Valeurs du Q2 de station d'Ain El Bey et les différentes parcelles.....                   | 44  |
| Tableau 9 :  | Classes de décoloration.....  | 53  |
| Tableau 10 : | Niveaux de Gourmands et pousses épïcormiques. ....  | 53  |
| Tableau 11 : | Protocole DEPEFEU pour les parcelles de feuillus.....                                     | 55  |
| Tableau 12 : | Interprétation des valeurs de l'IBP.....  | 57  |
| Tableau 13 : | Composition floristique de 13 parcelles étudiées.....                                     | 60  |
| Tableau 14 : | Caractéristiques dendrométriques des arbres.....  | 61  |
| Tableau 15 : | ANOVA à un critère fixe des paramètres dendrométriques.....                               | 63  |
| Tableau 16 : | Répartition des tiges de chêne vert par classes de diamètre.....                          | 64  |
| Tableau 17 : | Caractéristiques structurales des espèces dans 13 parcelles d'étude.....                  | 68  |
| Tableau 18 : | Taux de mortalité des 13 parcelles.....   | 69  |
| Tableau 19 : | Taux de régénération dans les parcelles échantillonnées.....                              | 71  |
| Tableau 20 : | Répartition des arbres de chêne vert par classe de DEPEFEU/ha de Chettaba.....            | 84  |
| Tableau 21 : | Moyennes et écarts-types des arbres par parcelle.....                                     | 93  |
| Tableau 22 : | Résultats d'IBP dans les parcelles d'étude.....   | 94  |
| Tableau 23 : | IBP total.....  | 95  |
| Tableau 24 : | Corrélation des variables aux principaux axes.....  | 105 |

# *Introduction*

## **Introduction**

Les forêts sont des écosystèmes complexes dont la diversité biologique. Elles sont largement reconnues comme les principaux fournisseurs de services écosystémiques, y compris le bois, d'autres produits forestiers, les loisirs, la réglementation de la qualité de l'eau, du sol, de l'air et de l'atténuation des changements climatiques (FAO 2006 ; Pohjanmies, 2017 ; Costanza *et al.*, 2014 ; Vacek *et al.*, 2023). Ces forêts sont soumises à une série de perturbations qui sont elles-mêmes fortement influencées par le climat. Les perturbations comme les incendies, les sécheresses, les glissements de terrain, les espèces envahissantes, les foyers d'insectes et de maladies. Les phénomènes climatiques comme les ouragans, les tempêtes de vent et les tempêtes de glace influent sur la composition, la structure, le fonctionnement, la dynamique et la santé des peuplements forestiers (De la Cruz *et al.*, 2014 ; Trumbore *et al.*, 2015 ; Právělie, 2018).

Au fur et à mesure de l'amélioration des connaissances scientifiques, les multiples qualités écologiques des forêts sont dévoilées. Bien au-delà des seules notions de diversité ou de richesse en espèces, des qualités fonctionnelles clés d'un écosystème forestier sont mises en avant par la maturité, l'ancienneté, la dynamique, la résilience, l'indigénat, la continuité dans l'espace, etc... Certains indicateurs relatifs à ces qualités sont maintenant couramment admis, étudiés et suivis (par exemple, ceux décrivant le bois mort). Toutes les qualités d'un écosystème ne sont toutefois pas aussi partagées. Souvent rassemblées, par souci de simplification, sous le vocable de naturalité, elles demeurent un champ de débat entre scientifiques et gestionnaires d'autant plus riche qu'une forêt est un écosystème complexe (Vallauri *et al.*, 2010 ; Dudley, 2011 ; Paillet et Marion Gosselin, 2011 ; Rossi et Vallauri, 2013).

Au cours des deux dernières décennies, l'évaluation a connu un essor significatif et a pris une importance croissante (Brédif et Arnould, 2004). Le monde forestier et de nature n'y échappe pas bien que l'on rappelle souvent que "évaluer n'est pas gérer", les processus d'évaluation sont devenus des outils précieux pour orienter les décisions des gestionnaires. Leur portée s'étend à toutes les échelles, englobant les politiques et les sujets variés, notamment la gestion durable et la préservation de la biodiversité (Rossi et Vallauri, 2013).

La problématique de la biodiversité, émergeant à la même époque, a engendré des discussions riches et variées, tant sur le plan théorique qu'appliqué. Les gestionnaires ont puisé dans ces échanges pour élaborer des outils pratiques adaptés à leurs besoins, comme par exemple : Les méthodes d'évaluation de l'aspect du houppier (protocole DEPERissement d'essences FEUillues : DEPEFEU et Pollution Atmosphérique sur les forêts : PIC des

FORÊTS ou ICP forest). Ces méthodes permettent d'évaluer le dépérissement des forêts caducifoliées à partir d'une description multicritère du houppier. Elles se basent sur l'observation depuis le sol de symptômes donnant des informations sur l'état de santé du houppier. L'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP), est pratiqué dans le but de guider le sylviculteur dans la gestion courante (Nageleisen, 2012 ; Eichhorn *et al.*, 2010 ; Larrieu et Gonin, 2008).

La santé des forêts est un sujet de préoccupation publique et politique depuis le début des années 1980 (Schutt *et al.*, 1983 ; Lammel, 1984). L'objectif de la santé forestière est de maintenir les fonctions et les avantages des forêts en contrôlant la gravité de ces dommages (Safe'i *et al.*, 2021). La surveillance de la santé des forêts est effectuée pour déterminer l'état actuel de la forêt. Pour l'évaluer, il faut tenir compte de l'état de chaque indicateur écologique. L'un des indicateurs permettant d'évaluer la santé des forêts est la vitalité. Les paramètres de mesure sont représentés par les dommages causés aux arbres et par l'état des couronnes (Morin *et al.*, 2015 ; Lestari *et al.*, 2019 ; Safe'i *et al.*, 2021 ; Cherubini *et al.*, 2021 ; Safe'i *et al.*, 2022).

Actuellement, beaucoup de forêts de chêne sont en déséquilibre. De nombreux foyers de dépérissement ont été signalés au cours de ces dernières années. Aux Etats Unis (USA) et en Europe, la défoliation, la sécheresse et le gel ont été les principaux initiateurs des dépérissements des arbres dans les forêts de chênes (Durand *et al.*, 1983 ; Wargo, 1996 ; Bendixsen *et al.*, 2015 ; Haavik *et al.*, 2015). Dans la région méditerranéenne et en particulier les forêts de chêne sont affectées avec une intensité variable selon les pays (Pasquini *et al.*, 2023). En général le chêne résiste assez bien à la sécheresse. Il est plus facilement exposé à un stress hydrique lorsque les conditions stationnelles et sylvicoles sont défavorables (exposition à des vents excessifs, à un fort ensoleillement, des terrains superficiels peu perméables, un peuplement serré, un sol appauvri par les activités agricoles, une élimination totale du sous-bois, un pâturage excessif...). Les arbres soumis à de telles conditions sont rabougris et sont le plus souvent attaqués par des insectes et des champignons. Ceux-ci sont à l'origine de défoliations souvent totales qui conduisent à de graves déséquilibres physiologiques (Alderotti et Verdiani, 2023). Devant ces défis de déclin, les scientifiques et les professionnels de la sylviculture ont uni leurs compétences et leurs ressources pour analyser les mécanismes impliqués et élaborer des solutions visant à soutenir les gestionnaires dans leurs décisions forestières, dans le but de contrer ce phénomène (Lemaire *et al.*, 2010 ; Lemaire et Maréchal, 2011).

A cet égard, dans le bassin méditerranéen, même des espèces d'arbres de chêne vert (*Quercus ilex* L.) bien adaptées aux conditions méditerranéennes ont subi un déclin accru (c'est-à-dire une défoliation de la canopée) et une mortalité (Brasier, 1996; Peñuelas *et al.*, 2001 ; Carnicer *et al.*, 2011 ; Encinas-Valero *et al.*, 2022).

Le chêne vert (*Quercus ilex* L.) est parmi les espèces qui occupe un large espace sur les deux rives du bassin méditerranéen, avec une expansion plus importante en France, en Italie, en Grèce, en Espagne et au Portugal. Il est particulièrement abondant en Afrique du Nord, notamment au Maroc et en Algérie où il constitue, avec le pin d'Alep, une part importante du patrimoine forestier (Barbero et Loisel, 1980 ; Roda *et al.*, 1999). Le chêne vert, est une espèce sclérophylle et sempervirente. Elle est généralement scindée en deux sous espèces : *Quercus ilex* sensu stricto répandu depuis les Alpes maritimes jusqu'en Turquie et *Quercus ilex* sbsp. *rotundifolia* (Lam.) présent de la péninsule ibérique jusqu'en Afrique du Nord. Les populations du Nord-Ouest de l'Espagne, de la Catalogne, du Languedoc et de la Provence sont considérées comme ayant un morphotype intermédiaire (Michaud *et al.*, 1995). Le chêne vert constitue par sa superficie et sa répartition sur une bonne partie du réseau hydrographique, le meilleur moyen pour la protection des barrages et la restauration des sols (équilibre hydrobiologique). Sa position géographique limitrophe de la steppe dégradée, lui confère un double rôle : pastoral en fournissant en période de disette, une réserve fourragère importante pour le cheptel et le rôle protecteur des sols (Letreuch Belarouci, 1995 ; Ezzahari et Belghazi, 2002).

Du fait de son accès facile, ce biome a subi depuis des siècles d'intenses perturbations d'origine anthropique (coupes illicites, incendies, ...) et climatique (sécheresses successives et prolongées) causant ainsi la régression du couvert végétal (Mirault et Regad, 1990 ; Castello *et al.*, 2016). A l'instar des espèces forestières, aucun système n'a été mis en place pour suivre de façon permanente l'état sanitaire de cette espèce.

Cependant en Algérie, sa superficie potentielle est estimée à 1 807 000 ha (Barbero et Quezel, 1990). En 1955, il occupait encore près de 700 000 ha (Boudy, 1955). Actuellement il ne couvre plus que 354 000 ha (B.N.E.F., 1984) ou seulement 108 200 ha (B.N.E.D.E.R., 1984), soit une réduction de son aire de 50 % à 85 % en 30 ans. Comme de nombreuses forêts méditerranéennes, la forêt de chêne vert en Algérie souffre de dépérissement depuis quelques années suite à de multiples facteurs, tels que l'extension de l'agriculture, les infrastructures (agglomérations et routes), le surpâturage, les incendies et le délaissement par manque d'intérêt (Nasrallah et Khelifi, 2007). À la différence du chêne-liège, peu d'études ont été publiées en Algérie sur l'état de cette essence, à l'exception des travaux de Saâdoun (1989),

Attal-Bedreddine (1994), Chakali *et al.* (2002) et Alatou *et al.* (2007), Boukhelkhal (2017) et Rached-Kanouni *et al.* (2020).

Les objectifs principaux du suivi de l'état sanitaire sont, d'une part, d'évaluer l'état de santé actuel de la forêt de Chettaba (Constantine, Algérie) et, d'autre part, d'initier à former une base des données afin d'analyser son évolution et d'en dégager d'éventuelles tendances.

Parmi les objectifs :

- Approfondir les connaissances sur le dépérissement de chêne vert de cette forêt et d'étudier l'influence des contraintes écologiques (altitude, pente, exposition) et dendrométriques (diamètre, hauteur totale, surface terrière) sur la répartition des arbres dépérissant et à caractériser leur état de santé.

- Evaluer l'état des ressources par l'étude de la structure, de la dynamique de la forêt ;

- Analyser les valeurs du chêne vert, son mode d'exploitation et les impacts sur la forêt ;

- Analyser les facteurs d'impacts de développement durable du système forestier.

- Etudier et d'apporter des informations et des connaissances sur la biodiversité forestière de Chettaba et ses caractéristiques au forestier afin de pouvoir mettre en place le plan d'aménagement pour les prochaines années.

Les résultats de cette présente étude comprennent trois aspects bien distincts :

- La partie synthèse bibliographique, comprend une description de l'essence et des généralités sur les méthodes appliquées.

- La partie méthodologie, comprenant les méthodes adoptées, notamment l'analyse cartographique, de la végétation ainsi que l'analyse des facteurs influençant la santé et la biodiversité de chêne vert.

- Dans la partie résultats et discussions sont présentées toutes les analyses étudiées, les données recueillies lors des travaux d'inventaire floristique comprenant l'analyse sylvicole des jeunes bois, des individus adultes et des régénérations naturelles. Une multitude de critères et de méthodes ICP Forest, DEPEFEU et IBP sont discutées. La discussion apporte des éclaircissements sur la méthodologie adoptée et sur les résultats des analyses sylvicoles. De promouvoir des plans d'actions appropriés afin de réduire les pressions et les menaces que font face les ressources forestières principales de la forêt de Chettaba.

Cette étude est finalisée par une conclusion générale qui synthétise l'ensemble des résultats obtenus et est complétée par des perspectives.

*Synthèse*  
*bibliographique*

## **I. Description générale du chêne vert.**

### **1. Systématique de *Quercus ilex* L.**

*Ilex* est le nom latin du chêne vert. C'est le chêne vert qui a donné son nom au houx (*Ilex*) et non l'inverse. Par déformation, *Quercus ilex* est aussi devenu Yeuse. La première publication sur ce sujet fut celle de Linnaeus (1753), qui décrivit *Quercus ilex* (Pardo *et al.*, 2002).

*Quercus ilex* est une espèce sclérophylle et sempervirente appartient à l'embranchement des *Angiospermes*, à la classe des Dicotylédones, à l'ordre des Fagales et à la famille des Fagaceae (Jacquot, 1938 et Boudy, 1950). Elle est considérée comme l'une des espèces les plus caractéristiques de la région méditerranéenne. Ce taxon généralement scindé en deux sous espèces : *Q. ilex* sensu stricto répandu depuis les Alpes maritimes jusqu'en Turquie et *Q. ilex* subsp. *rotundifolia* (Lam.) présent de la péninsule ibérique à l'Afrique du Nord (Michaud *et al.*, 1995).

Position systématique de *Quercus ilex* (Barbero et Loisel, 1980).

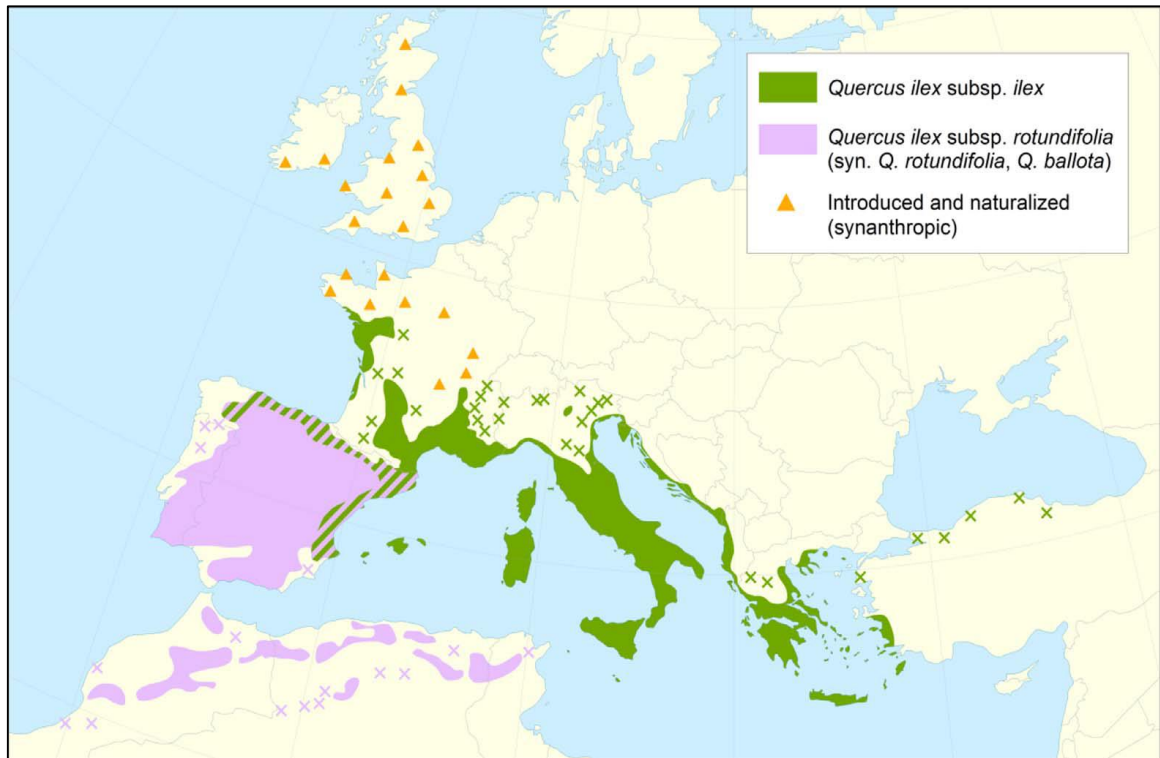
|                             |                                      |
|-----------------------------|--------------------------------------|
| <b>Règne :</b>              | Plantae                              |
| <b>Sous- Règne :</b>        | Archéplastides                       |
| <b>Embranchement :</b>      | Spermaphyte                          |
| <b>Sous-embranchement :</b> | Angiospermes                         |
| <b>Classe :</b>             | Dicotylédones                        |
| <b>Ordre :</b>              | Fagales                              |
| <b>Famille :</b>            | Fagaceae                             |
| <b>Sous-famille :</b>       | Fagoïdeae                            |
| <b>Genre :</b>              | <i>Quercus</i>                       |
| <b>Espèce :</b>             | <i>Quercus ilex</i> variété ballotta |

### **2. Aire de répartition naturelle de chêne vert.**

#### **2.1. Aire de répartition du chêne vert dans le monde**

Dans le bassin méditerranéen et au Moyen-Orient, les chênaies vertes sont présentes dans une vaste zone qui s'étend sur 6000 km en longueur et sur 1500 km en latitude (Debazac, 1983). Elles sont répandues du Portugal à la Syrie, au Maroc, en Algérie et en France. Elles sont également présentes dans quelques localités d'Anatolie, sur la côte de la mer Noire (Figure 1). Le chêne vert a souvent été considéré comme une plante méditerranéenne typique en raison de son caractère persistant, de ses feuilles sclérophylles et de sa résistance à la sécheresse (Barbero *et al.*, 1992 ; Meusel et Jager 1998 et Rodà, 1999).

En Europe, l'espèce est présente depuis l'Espagne, à l'Est de l'Italie jusqu'à la Grèce, à Malte et les États balkaniques (Tutin *et al.*, 1993 et WCSP, 2017).



**Figure 1 :** Distribution géographique du chêne vert dans le monde (Caudullo *et al.*, 2017).

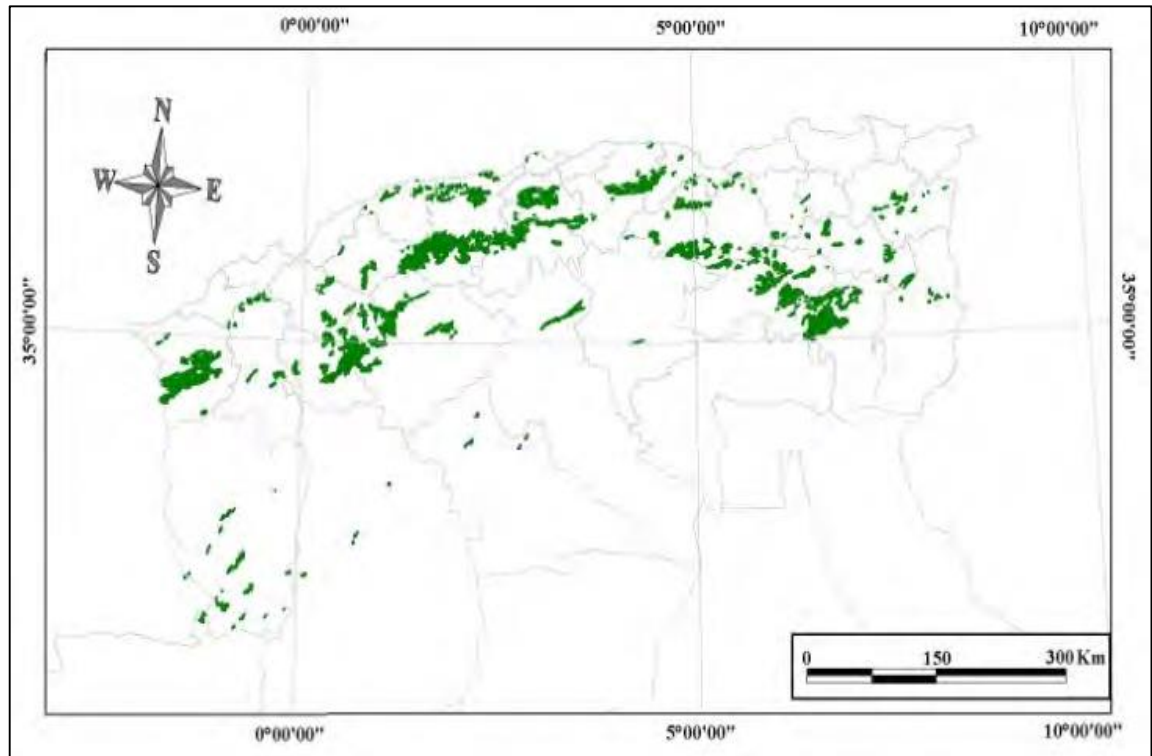
Cette espèce s'étend sur 2500 km<sup>2</sup> dans le Sud de la France, 3700 km<sup>2</sup> en Italie et 10 000 km<sup>2</sup> en Espagne (Lempereur, 2015). Elle a également colonisé les îles méditerranéennes comme les Baléares, la Corse, la Sardaigne et la Sicile où elle joue un rôle important. Elle est rarement répandue en Crète (Barbero et Quezel, 1979).

Cette distribution est plutôt attribuée à l'implantation des populations humaines dans la région qu'aux variations climatiques (Barbero et Loisel, 1980).

En Afrique du Nord, l'espèce est présente au Maroc, en Algérie, en Tunisie et en Libye (Barbero *et al.*, 1992 et Charco, 2001). En Algérie, l'espèce *Quercus ilex* est répandue dans l'Atlas saharien, l'Atlas tellien, les forêts de Kabylie et les montagnes de Tlemcen. Au Maroc, elle constitue le principal type de forêt et se retrouve dans les principales divisions floristiques jusqu'à 2900 m d'altitude. En Tunisie par contre, le chêne vert est peu représenté et caractérise particulièrement la continentalité (Pottier-Alapetite, 1979 et Le Floc'h *et al.*, 2010). En Libye, il est présent dans la vallée verte (Charco, 2001).

## 2.2. Aire de répartition en Algérie

Le chêne vert s'étend à toute l'Algérie du Nord (Figure 2), allant du littoral à l'Atlas saharien et de la frontière marocaine à la frontière tunisienne. Sa superficie était considérable, avec une superficie potentielle estimée à 1 807 000 ha (Barbero et Quézel, 1990). En 1955, il occupait encore près de 700 000 ha (Boudy, 1955).



**Figure 2 :** Répartition du chêne vert en Algérie d'après D.G.F (2007).

Actuellement, il ne couvre plus que 354 000 ha ou seulement 108 200 ha (B.N.E.D.E.R., 1984), soit une réduction de son aire de 50 % à 85 % en 30 ans.

Les plus importantes chênaies sont localisées en Oranais en peuplements purs ou mélangés avec le pin d'Alep dans la région de Tiaret et de Saïda ou mixtes avec les thuyas aux environs de Maghnia et de Sabra. Elles se trouvent sous forme de futaies âgées dans la région de Tlemcen.

On trouve le chêne vert sur les régions côtières, les massifs montagneux, littoraux et l'Atlas Tellien inclus dans le domaine Maghrébin-Méditerranéen où il se mélange au cèdre, au chêne zéen et au chêne afares dans l'étage humide frais.

### 3. Plasticité écologique

L'éventail bioclimatique des différentes espèces des chênes dans le bassin méditerranéen est initialement établi par Emberger (1955). Il a démontré que le chêne vert pouvait croître en climat semi-aride, subhumide et humide dans leurs variantes froides, fraîches et tempérées et même très froides au sens de sa classification bioclimatique. Cependant, il se développe mieux en climat subhumide (Barbero *et al.*, 1992). En effet, il peut supporter un indice xérothermique de 0 à 150.

En ce qui concerne la température, il peut supporter une variation de température minimale (m) de -3°C à +7°C, avec une limite inférieure extrême de -15°C au Maroc.

Il peut résister à des températures maximales (M) de 42 °C. Quant aux précipitations, il admet une tranche pluviométrique variant de 384 à 1462 mm (Sauvage, 1961) ; mais il est possible qu'il atteigne un minimum de 250 mm (Barry *et al.*, 1976).

Dans l'étage semi-aride il représente le type xérophile de la chênaie verte. Elle est localisée en Algérie, dans les Aurès et les montagnes du sud Oranais. Mais c'est dans les étages sub-humide et humide qu'elle connaît son plein développement en peuplant de vastes massifs forestiers surtout dans la partie occidentale de l'Algérie.

Selon Letreuch-Belarouci (1991) et Lebreton *et al.* (1993), le chêne vert est une espèce de plaine et de colline sur la partie Nord de la Méditerranée. En Algérie, le chêne vert se trouve dans le massif des Babors à partir de 850 m d'altitude et peut atteindre 1160 m d'altitude. Dans l'Atlas Tellien, il varie de 400 à 1700 m (Quezel, 1976), tandis que dans les Aurès et l'Atlas Saharien, il se répand entre 1200 à 1800 m et 1500 à 2200 m (Quezel, 1988 et Barry *et al.*, 1976).

Le chêne vert présente aussi une grande plasticité édaphique. Il est indifférent à l'égard de la composition chimique du substrat, il se contente de plusieurs types de sols, même médiocres (Dahmani-Megrerouch, 1984). Il s'accommode à divers substrats siliceux ou calcaires des sols superficiels sous profonds. Il se rencontre sur le grès, le calcaire, le marno-calcaire, les dolomies et les schistes. Mais cet arbre fuit les substrats mobiles et les sols hydromorphes (Achhal, 1979).

#### **4. Caractéristiques botaniques du chêne vert**

Cette espèce est très polymorphe. Ce polymorphisme se traduit par une différenciation écologique, biochimique et même génétique (Seigue, 1985). Sa taille varie de 8 à 10 m et peut atteindre 25 m et exceptionnellement 30 m avec plus de 2 m de diamètre de tronc (Tutin, 1963 ; Rushforth et Teeling, 2013). Sa durée de vie peut atteindre plus de 1000 ans. La couronne est large, bombée, avec des branches ascendantes et souvent des tiges basses (Figure 3 a). L'écorce est brune-noire et peu profondément fissurée en petites plaques minces et carrées (Figure 3 c). Les rameaux et les bourgeons sont gris-tomenteux (De Rigo et Caudullo, 2016).

La feuille est généralement lancéolée à ovale, longue de 3 à 7 cm, épaisse mais non rigide, cunéiforme ou arrondie à la base, avec des pétioles laineux de 1 à 2 cm (Figure 3 b). Les marges sont ondulées ou sinueuses, mais elles peuvent être dentées ou, dans certains cas, épineuses sur les jeunes arbres ou les jeunes pousses. Elles se déploient au printemps en blanc argenté puis en jaune pâle, couvertes de poils denses.

Rapidement, les feuilles deviennent rugueuses et brillantes, vert noirâtre sur la face supérieure, grises et densément pubescentes sur la face inférieure (Mitchell, 1974). La durée de vie des feuilles varie de moins d'un an à quatre ans, létaux de renouvellement varie en fonction

de la position des feuilles et des facteurs environnementaux (Rodà, 1999 ; De Rigo et Caudullo, 2016). Les fleurs sont unisexuées (arbre monoïque), et la floraison ne s'effectue que sur la première pousse de l'année pour les fleurs femelles, mais peut se retrouver sur la pousse de l'année précédente pour les fleurs mâles. La floraison s'étend d'Avril à Mai (Floret *et al.*, 1992). Les fleurs mâles sont très abondantes et se présentent sous forme de châtons de 4 à 7 cm de long, avec une couleur jaunâtre à reflets roux. Les fleurs femelles sont solitaires et se situent à l'aisselle des feuilles supérieures.

Le fruit est un gland mûrissant la première année de dimensions variant de 1 à 3 cm de long. Ils sont regroupés sur un pédoncule commun en nombre de 1 à 5 ((Figure 3 d). Les glands mûrissent en un an. Ils sont bruns striés et légèrement pointus au sommet. Ils sont coiffés à leur base arrondie d'une cupule hémisphérique à écailles rapprochées, courtes, de couleur grisâtre. Les glands matures tombent en Novembre-Janvier avec une production importante tous les 4-6 ans. La régénération du chêne vert se fait par semis mais surtout par rejets de souches et de dragons. La croissance est très lente et représente son principal handicap dans la concurrence avec les autres essences forestières (Dahmani-Megrerouch, 1984).



**a : Arbre de chêne vert**



**b : Feuilles**



**c : Ecorces**



**d : Gland**

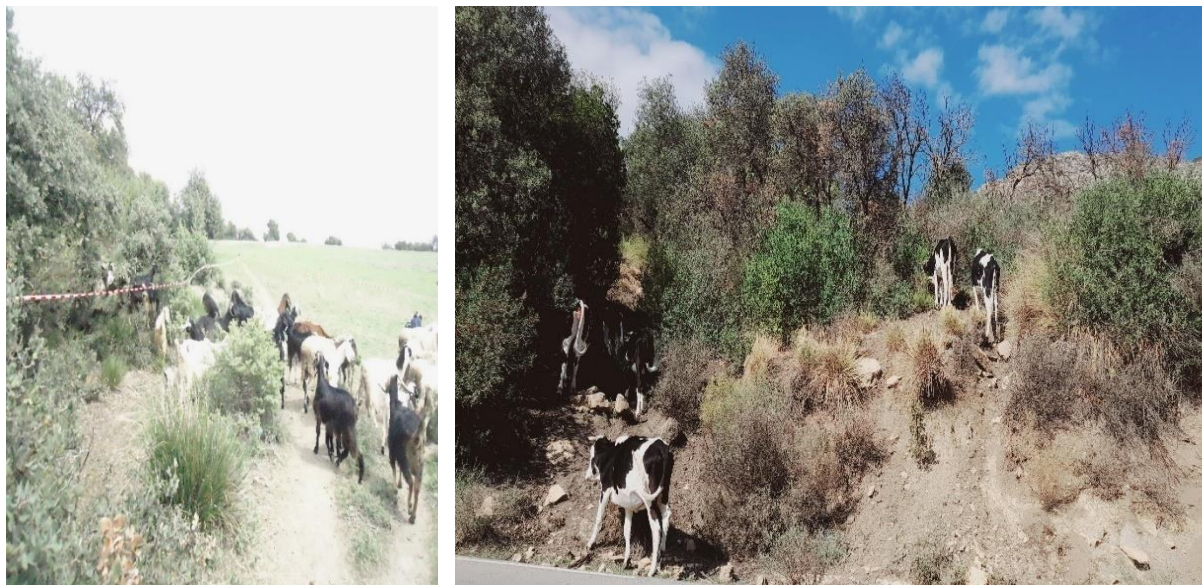
**Figure 3 :** Photos du chêne vert dans la forêt de Chettaba (Originale, 2022).

## **5. Menaces et maladies**

### **5.1. Contraintes abiotiques**

La superficie de chêne vert dans les pays méditerranéens diminue chaque année. Au cours des décennies de 1980 à 1990, cette diminution a été plus importante et semble s'accélérer depuis l'année 2000. Le pourcentage des zones affectées varie selon les lieux (Nasrallah, 2014).

L'une des principales menaces actuelles pour le chêne vert et ses forêts sont les incendies et les changements anthropogéniques dans l'utilisation des terres qui ont conduit au défrichage des forêts. Historiquement, le chêne vert a également subi les effets négatifs de l'exploitation du bois et du pâturage (Figure 4). L'espèce est fortement collectée par les locaux et les collectionneurs pour des usages domestiques ou pour le commerce national.



**Figure 4 :** Pâturage dans la chênaie de la forêt de Chettaba (Originale, 2021).

En particulier, de sévères périodes de sécheresse avec des années sèches de plus en plus fréquentes peuvent induire le déclin du chêne vert. La pollution de l'air et la contamination du sol, en particulier l'excès d'azote, ont été signalés comme des facteurs négatifs possibles en combinaison avec le stress de la sécheresse. Par conséquent, dans les conditions plus sèches prévues dans la région méditerranéenne dans le cadre du changement climatique, on s'attend à une réduction des chênes verts puis remplacés par des espèces plus tolérantes à la sécheresse (Siwckki et Ufnalski, 1998 ; Thomas *et al.*, 2002).

D'après Boudy (1950), le chêne vert est moins nuisible à l'action du feu. Dans les futaies, où le sous-bois est peu dense et de faibles dimensions, les dégâts par les feux sont minimes. Les feux causent parfois des dommages assez importants dans les jeunes taillis de cépées très touffues et dont le substratum est souvent recouvert d'un tapis assez épais de feuilles sèches.

Toutes ces perturbations ont entraîné une dégradation et, dans de nombreux cas, les forêts de chênes verts ont été complètement remplacées par l'agriculture et les établissements urbains (De Rigo et Caudullo, 2016).

## **5.2. Contraintes biotiques**

Les facteurs biotiques examinés dans le contexte du déclin du chêne comprennent la défoliation par les larves d'insectes, l'attaque par les scolytes, les champignons pathogènes et les micro-organismes (Thomas *et al.*, 2002).

Le chêne vert est très susceptible de contracter les champignons pathogènes *Phytophthora quercina* et d'autres espèces de *Phytophthora*, tels que *Phytophthora cinnamomi*, *Phytophthora ramorum*, ainsi que les chancres causés par *Cryphonectria parasitica* dans des conditions de stress hydrique. Le *Phytophthora cinnamomi* est un facteur biotique associé au déclin du chêne vert qui peut affecter ce dernier en tant que combinaison négative synergique avec des facteurs abiotiques (Siwkcki et Ufnalski, 1998 ; Thomas *et al.*, 2002 et Rushforth et Teeling, 2013).

Le papillon de nuit liparis (*Lymantria dispar*) qui attaque les feuilles, le bupreste (*Coerobus bifasciatus*) qui attaque le bois et le coléoptère *Balaninus* qui attaque les glands peuvent provoquer des invasions importantes et affaiblir les peuplements de chêne vert. La Cuscute (*Cuscuta monogyna*) est l'une des plantes nuisibles du chêne vert, qui affecte les jeunes taillis et les tue au bout d'une ou deux années (Boudy, 1950).

## **6. Importance et utilisation de chêne vert**

Le chêne vert occupe une place importante sur le plan socio-économique de la région méditerranéenne. Comme toutes les essences forestières, le chêne vert permet le maintien du sol et offre une protection physique et une stabilisation en réduisant le risque d'érosion des crues torrentielles et des chutes de pierres (Barbero et Loisel, 1980).

Le bois du chêne vert est dense, très dur et difficile à sécher et à sculpter. Il ne peut être utilisé que pour fabriquer de petits outils fréquemment utilisés, comme des outils de menuiserie, des poignées, des dents d'engrenage, etc. Il a été utilisé auparavant pour fabriquer du charbon de bois, des traversées de chemin de fer et des piquets, ainsi que l'écorce est utilisée pour l'extraction des tanins (Boudy, 1950 ; Rushforth et Teeling, 2013).

Les tanins sont utilisés pour les soins hémostatiques et cicatrisants des lésions et des plaies, généralement sous forme de poudre, mais parfois en décoction (Bellakhdar, 1997). La poudre d'écorce est également utilisée par voie orale comme agent antidiarrhéique et dans le traitement des maladies de l'estomac et du côlon (Bellakhdar, 1997). Ses glandes et celles du chêne-liège sont utilisées pour l'alimentation humaine et comme nourriture de prédilection du bétail, soit sous forme des glands, soit sous forme de farine (Pardo, 2005).

L'analyse phytochimique des différentes parties du *Quercus ilex* a montré que les fruits sont riches en acides gras, en acides aminés, en éléments minéraux et la détermination quantitative des protéines de l'amidon (Bellakhdar, 1997 ; Charef, 2011). L'écorce de *Quercus ilex* est très riche en tanins et les feuilles sont riches en acide quinique libre et en acide shikimique.

## **II. Dépérissement des forêts**

Le phénomène du dépérissement des forêts est complexe et a impacté de nombreuses régions dans le monde depuis les années 1970, notamment l'Amérique du Nord, l'Europe et l'Afrique du Nord (Allen *et al.*, 2010). C'est une maladie complexe qui conduit par un affaiblissement progressif des arbres à un "dieback", c'est à dire une perte de feuillage à la cime et aux extrémités des branches puis progressivement du haut vers le bas et vers l'intérieur de l'arbre. Typiquement, une perte graduelle de vigueur qui implique une réduction du taux de croissance et une augmentation de susceptibilité à des stress secondaires. Ces derniers peuvent être causés par des agents vivants ou non vivants. Le dépérissement affecte généralement des arbres matures et à la fin, la mort survient si le stress ne disparaît pas (Poirier, 1986 ; Delatour, 1990 ; Landmann, 1994).

Le terme de dépérissement peut s'utiliser soit à l'échelle de la population d'arbres (massif forestier, parcelle...), soit à l'échelle individuelle. A l'échelle d'une population, un dépérissement est défini comme une perte de vigueur constatée sur de nombreux arbres qui vivent dans des conditions communes (Mueller-Dombois, 1988). A l'échelle individuelle, le dépérissement s'exprime visuellement par un ensemble de symptômes, principalement visibles au niveau du houppier mais également au niveau du tronc et des racines (Nageleisen, 1994). Il est important de noter que ces symptômes peuvent être réversibles, le dépérissement ne se solde pas nécessairement par la mort de l'arbre (Landmann, 1994).

### **1. Facteurs de Dépérissements**

Les causes du dépérissement des forêts sont multiples et complexes (Landmann, 1994). Elles peuvent être classées en trois catégories (Sinclair, 1964 et 1967). Selon Manion (1981), ces facteurs sont sous la forme d'une spirale (Figure 5), dans laquelle un même facteur (par exemple la sécheresse) peut appartenir à plusieurs catégories (predisposant, déclenchant ou aggravant) selon sa durée et son intensité.

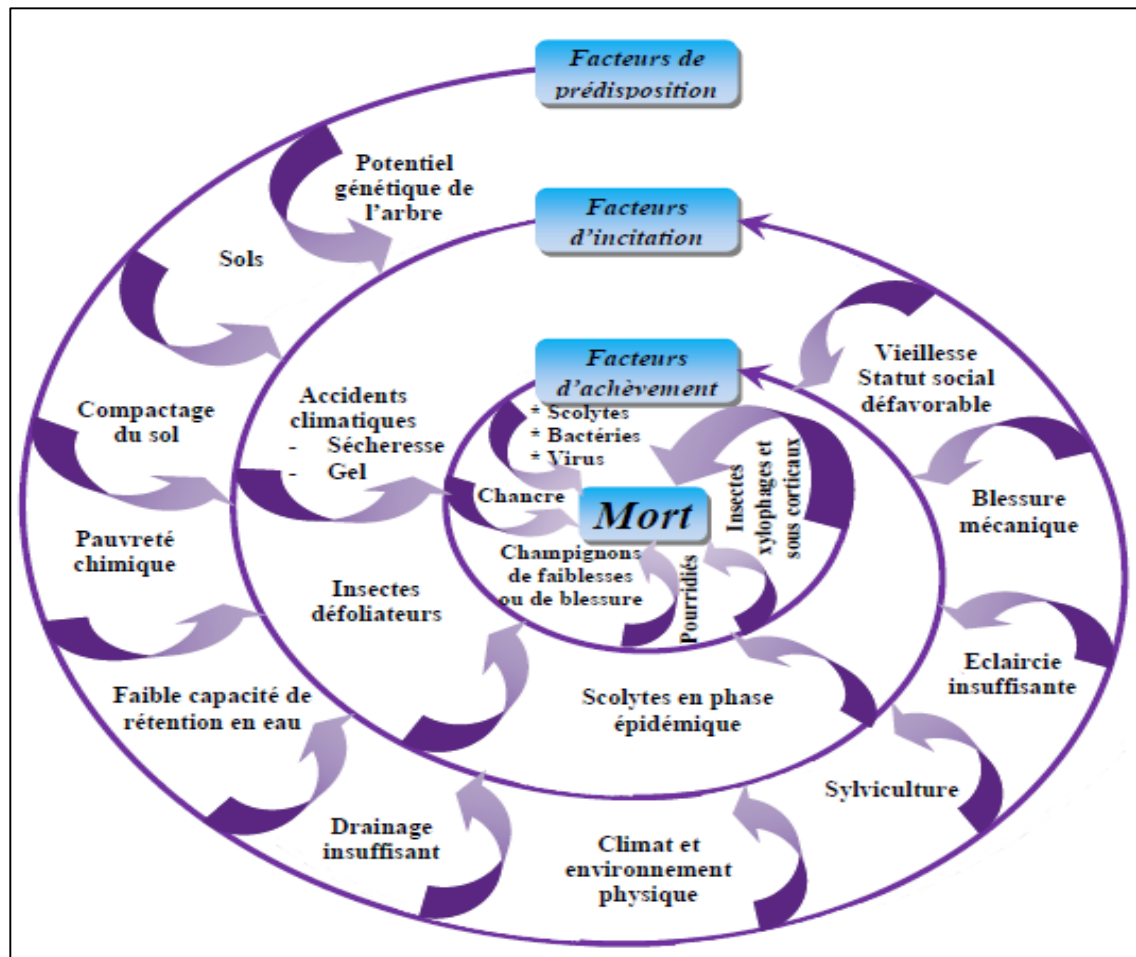


Figure 5 : Spirale du dépérissement (M'hiritO et Benzyane, 2006).

- Les facteurs prédisposants sont des éléments permanents qui agissent depuis longtemps pour affaiblir et compromettre la santé des arbres, limitant ainsi leur capacité d'adaptation. Les tiges, qui sont soumises à un stress plus ou moins permanent, le surmontent généralement avec quelques réductions de productivité (Braem, 2022).

Parmi les principaux facteurs qui prédisposent les arbres au processus d'altération sanitaire, il y a les facteurs édaphiques, climatiques et sylvoles mais aussi, les mauvais aménagements, l'exploitation acéricole, la pollution atmosphérique et même l'acidification des sols, la réduction de vigueur liée à l'âge et le déficit d'espace vital (Roy et Gagnon, 1991 ; Moore, 1999)

- Les facteurs déclenchants sont des facteurs intervenants brusquement avec intensité. Leur effet est aggravé par le stress permanent des facteurs prédisposant. Ils provoquent directement la mort des arbres ou un fort affaiblissement. La sécheresse récurrente et le stress hydrique peuvent être considérés comme les principaux déclencheurs, tandis que les attaques de chenilles défoliatrices peuvent également contribuer à précipiter le dépérissement des peuplements forestiers, même en l'absence de sécheresse (Bouazza, 2019).

- Les facteurs aggravants agissent en amplifiant les effets des facteurs précédents. Leur impact est extrêmement néfaste, compromettant la vigueur de l'arbre et entraînant souvent sa mort. Ces facteurs sont principalement d'origine biotique et varient en fonction des espèces, incluant les insectes xylophages et les champignons. Certains parasites, peuvent également conduire à la mortalité de l'arbre.

## **2. Surveillance des forêts**

La surveillance des forêts est une série temporelle organisée de mesures de variables physiques, chimiques et biologiques sur une entité forestière définie afin de fournir des réponses valables aux questions relatives à son état et à ses changements (Lovett *et al.*, 2007). Les informations fournies par la surveillance doivent être utiles à la prise de décision, à la gestion et à la politique. L'établissement d'un lien clair entre la surveillance et les résultats bien définis est crucial pour la maintenance à long terme, car il fournit des résultats utiles et mesurables pertinents pour les plans politiques et scientifiques (Ferretti, 2013).

D'après Ferretti (1997), la surveillance des forêts comporte trois aspects principaux : la conception de l'échantillonnage, la collecte d'échantillons (si nécessaire) et les mesures (par diverses techniques). Le concept d'échantillonnage implique le processus d'identification et la définition de la distribution, de la taille et de la forme des sites de surveillance au sein d'une population forestière cible. Le plan d'échantillonnage détermine la répartition, la taille et la forme des sites de surveillance dans la population forestière cible. La collecte d'échantillons comprend et définit la manière de collecter, le transport et le stockage d'échantillons en vue d'une analyse chimique. Les mesures et l'évaluation visuelle permettent d'acquérir des données brutes et de les réaliser en utilisant des laboratoires ou des procédures de terrain définis (Elzinga *et al.*, 2001 ; Ferretti, 2013).

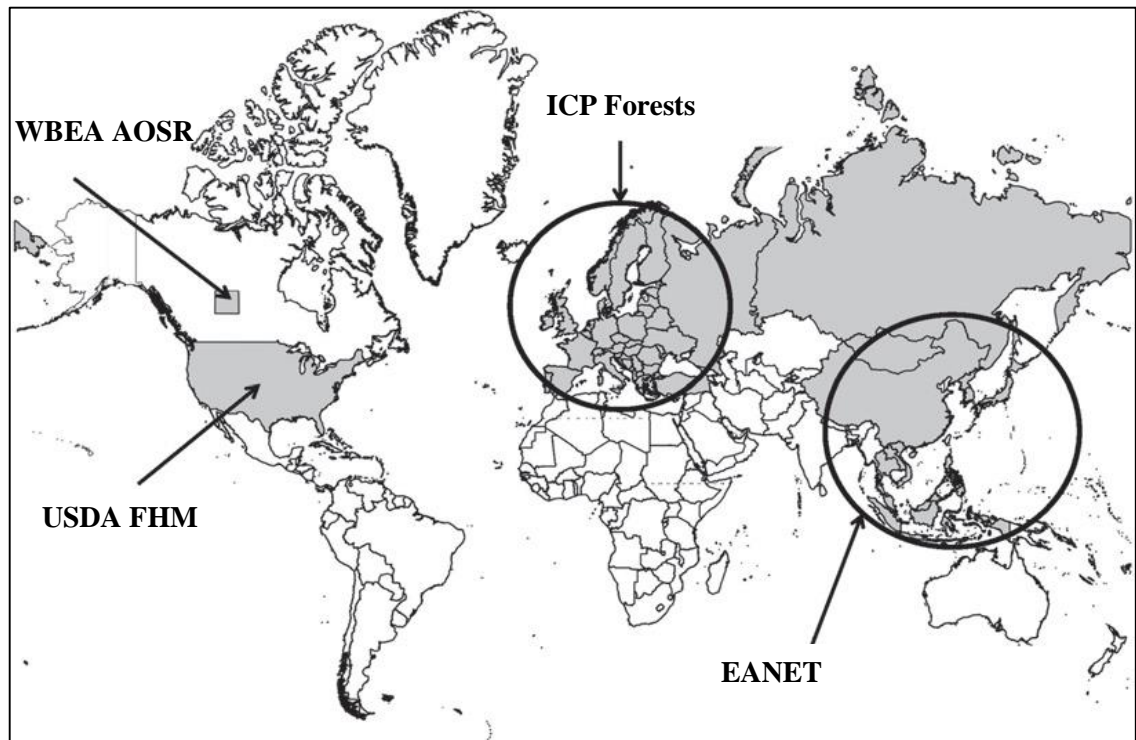
## **3. Méthodes de surveillance des forêts**

La surveillance forestière a émergé dans les années 1980 en réponse aux problèmes de pollution de l'air sur le déclin de la santé des forêts (Innes, 1993). A cette époque, on a assisté à un développement rapide des enquêtes locales, des programmes nationaux, de la coopération internationale sur des projets spécifiques et des programmes internationaux.

En particulier, trois programmes principaux lancés à cette époque (Figure 6) sont actuellement à la base des systèmes actuels de surveillance des forêts : le Système Canadien d'Alerte Rapide aux Pluies Acides (ARNEWS), la Surveillance de la Santé des Forêts (FHM) Américaines, et le Programme International de Coopération sur l'Evaluation et la Surveillance

des effets de la Pollution Atmosphérique sur les Forêts, ICP Forest de la CEE-ONU (D'Eon *et al.*, 1994 ; Ferretti, 2004 ; McLaughlin et Percy, 1999).

La surveillance des forêts a une multitude d'utilisations dans le monde : en Europe, en Amérique du Nord et en Asie. Également des initiatives de surveillance des forêts ont été menées en Afrique (Rogers *et al.*, 2008) et en Australie (Gerrand et Clancy, 2007 ; Stone *et al.*, 2001 ; Ferretti, 2013).



**Figure 6 :** Méthodes de surveillance des forêts (Ferretti, 2013).

### **III. ICP Forests**

Dès le début et précisément en 1985, les objectifs du Programme international concerté d'évaluation et de surveillance des effets de la pollution atmosphérique sur les forêts (ICP Forests) ont été non seulement d'évaluer, de surveiller et de documenter l'état des forêts en Europe (Lorenz, 1996), mais aussi, comme on l'appelait à l'époque, de rechercher les causes des nouveaux types de dommages forestiers. L'état des forêts ne peuvent être mesuré directement. Plusieurs indicateurs ont été utilisés, parmi lesquels la défoliation qui est le principal indicateur de la vitalité des arbres dans le ICP Forest (Ferretti, 2010).

Le programme ICP Forest est établi dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CLRTAP) de la Commission économique pour l'Europe des Nations unies (CEE-ONU), en coopération avec le programme de l'Union européenne sur la protection des forêts contre la pollution atmosphérique (Lorenz, 1995).

Le programme ICP Forest est élargi sur 41 pays, y compris le Canada et les États-Unis d'Amérique. Ce qui a permis sa mise en œuvre dans le plus grand réseau de biosurveillance au monde. Depuis le début, le programme est présidé par l'Allemagne (Seidling, 2004 ; Fischer, 2005 ; Lukina, *et al.*, 2013). Le Centre de coordination du programme (CCP) du ICP Forests est situé à l'Institut des forêts du monde de l'Institut Johann Heinrich von Thünen (TI).

### **1. Nature des réseaux de surveillance**

Le programme ICP Forest comprend deux niveaux de surveillance (I et II), qui sont complémentaires l'un de l'autre (Seidling *et al.* 2002). Le niveau I constitue une surveillance représentative à grande échelle de la variation spatiale et temporelle de la santé et de la vitalité des forêts. Il est néanmoins difficile d'évaluer des données représentatives à grande échelle, compte tenu des changements anthropiques et naturels de l'environnement. Pour cette raison, le niveau II comprend un suivi des écosystèmes forestiers qui vise à étudier les relations cause-effet et les processus. La combinaison des données de surveillance à grande échelle et la combinaison de données de suivi des écosystèmes forestiers de grande taille permet d'étendre les évaluations de risque et les analyses de scénario à grande échelle (Seidling, 2004 ; Fischer et Lorenz, 2011).

### **2. Objectifs du programme**

Les principaux objectifs du suivi de la vitalité des arbres sont les suivants :

- Evaluation de la santé des arbres sur des parcelles de niveau I à grande échelle : collecter des données pour un réseau systématique Européen et national à grande échelle. Cette collecte fournira périodiquement des informations sur la variation temporo-spatiale de la vitalité des arbres en relation avec les variables de stress. Le niveau I soutient le système d'alerte précoce pour les maladies et les développements dans les écosystèmes forestiers à travers l'Europe (Ferretti, 2013).

- Évaluation de l'état des arbres sur des parcelles spécifiques de surveillance intensive de niveau II : collecter des données pour contribuer à une meilleure compréhension de la vitalité des arbres, des écosystèmes forestiers, de l'impact anthropique et des facteurs de stress naturels. Cette collecte est effectuée au moyen d'une surveillance intensive sur un certain nombre de parcelles d'observation permanentes sélectionnées dans les écosystèmes forestiers les plus importants d'Europe (Lorenz et Fischer, 2013).

- Qualité des données approuvée : Les estimations sur les principaux indicateurs de l'état des arbres sont assurées par des contrôles sur le terrain. Ce qui permet des analyses statistiques de haute qualité des variations spatiales et temporelles de l'état des forêts européennes.

- Dans le cadre de l'évaluation de la vitalité des arbres, l'objectif principal est d'évaluer les causes des dommages est de fournir des informations sur leur impact sur l'état de la couronne. Par conséquent, cette évaluation doit se concentrer sur les principaux facteurs de dommages qui influencent l'état de la couronne. Il est essentiel de comprendre les raisons des dommages subis par les arbres et la manière dont ils affectent l'état de la couronne pour étudier les relations de cause à effet. Sans ces informations, les données sur la défoliation et les autres paramètres de la couronne sont extrêmement difficiles à interpréter (Eichhorn *et al.*, 2010).

- Des données de base en l'occurrence, la distribution et la nocivité des agents biotiques ou des facteurs de dommages en Europe peuvent également être obtenues par une surveillance à long terme. Ces données peuvent également être utiles pour d'autres questions telles que la gestion durable des forêts, qui sont pertinentes pour la politique forestière (Eichhorn et Roskams, 2013).

### **3. Manuel d'évaluation visuelle de l'état des couronnes forestières**

Les méthodes complètes utilisées pour la surveillance des forêts selon le programme ICP Forest sont décrites en détail dans un manuel. C'est un manuel des méthodes et des critères pour l'échantillonnage, l'évaluation, la surveillance et l'analyse harmonisés des effets de la pollution atmosphérique sur les forêts. L'objectif est d'évaluer différents critères tels que la défoliation, la décoloration, la fructification et les dommages afin d'estimer la vitalité de l'arbre.

Le principe d'évaluer différents critères tels que la défoliation, la décoloration, le volume des fructifications et les symptômes..., pour évaluer la vitalité de l'arbre à l'œil nu ou aux jumelles. Des intercalibrations internationales régulières assurent la cohérence, dans le temps et dans l'espace des données recueillies (Braem, 2009).

#### **3.1. Variables pour l'évaluation de l'état de la couronne**

- **Visibilité**

La visibilité de la cime des arbres s'améliore généralement par la distance de l'arbre, mais la végétation concurrente peut masquer la visibilité à mesure que la distance augmente. Les équipes doivent s'efforcer de rester à une distance d'au moins un demi-arbre de l'arbre à évaluer (Schomaker, 2007).

- **Statut social**

Kraft (1884) a proposé l'idée de la classe de couronne qui est une variable de mensuration traditionnelle largement utilisée dans le domaine de la foresterie. Les forestiers ont traditionnellement favorisé la classe de couronne parce qu'elle permet d'évaluer le stress

concurrentiel auquel sont soumis les arbres individuels. C'est pourquoi elle a été appliquée à de nombreux domaines. Les prescriptions d'éclaircie qui favorisent les arbres forts en position de concurrence supérieure utilisent la classe de cime (Smith *et al.*, 1997 ; Bechtold, 2003).

- **Concurrence**

La liberté de la croissance de l'arbre est selon la surface touchée par les arbres voisins (ombre ou contact physique). Il peut s'agir d'un arbre ou de quatre et parfois il est libre ou dominé.

L'étude des phénomènes de concurrence en forêt s'insère dans un cadre plus large de recherche. Recherche sur les mécanismes qui régissent le fonctionnement de cet écosystème et à identifier les principaux facteurs de variation de la croissance des arbres, afin de donner aux gestionnaires forestiers les moyens d'intervenir plus rationnellement (Bouchon 1979 ; Gourlet-Fleury, 1998 ; Mbonayem et Bobo, 2018).

- **Décoloration des feuilles**

La couleur du feuillage d'un arbre est un facteur important pour déterminer sa santé. Au cours de ces dernières années, la couleur du feuillage a acquis une importance particulière dans les enquêtes systématiques sur la santé des arbres forestiers menées dans la majeure partie de l'Europe (par exemple, la Commission économique pour l'Europe des Nations Unies et de la Commission des Communautés européennes 1994). Il n'y a pas de détails sur la nature de la décoloration ou de son intensité. Cela signifie que dans certains pays, les scores de la décoloration reflètent une combinaison de l'étendue et de l'intensité, alors que dans d'autres, les scores ne reflètent que l'étendue ou l'intensité (Innes, 1989 ; Innes *et al.*, 1996).

- **Fructification**

La fructification est la production annuelle de fruits des couronnes évaluables, essentiel dans leur cycle de vie pour garantir la régénération naturelle des forêts (Silvertown, 1980). Seuls les fruits de l'année d'évaluation concernée sont pris en compte et évalués en conséquence. La floraison des arbres est influencée par les conditions météorologiques des années précédentes (Gruber, 2004). L'évaluation de la fructification est essentielle pour comprendre les réponses des arbres aux changements environnementaux (Paar *et al.*, 2000). Les plantes pollinisées par le vent telles que les arbres forestiers connaissent des variations importantes de leur production fruitière au fil des ans, sous l'influence de divers facteurs endogènes et exogènes, notamment l'induction florale, la formation des fleurs, l'émission de pollen, la croissance des fleurs et la maturation des fruits (Lebourgeois *et al.*, 2019).

Effectivement, la fructification revêt une grande importance pour les forestiers, car elle est étroitement liée aux questions de migration naturelle ou assistée des espèces en réponse aux changements environnementaux (Vander Wall, 2001 ; Benito-Garzon et Fernandez-Manjarres, 2015 ; Koralewski *et al.*, 2015 ; Aubin *et al.*, 2016 ; Lebourgeois *et al.*, 2019).

- **Gourmands et pousses épïcormiques**

Les épïcormiques ont largement été étudiés par Hartig en 1878 en raison de leur impact sur la qualité du bois (Fontaine *et al.*, 2004; Burrows *et al.*, 2003). Elles contribuent au développement des arbres en ajustant la surface des feuilles à la disponibilité de l'environnement et, en écologie, aux processus de réparation et de régénération de la végétation. Les pousses épïcormiques, parfois appelées réitérations, se développent à partir de bourgeons latents sur la tige ou sur les branches (Barthélémy and Caraglio, 2007), également appelés bourgeons épïcormiques ou adventices (Francis Colin *et al.*, 2010). Dans certains cas, les vieux épïcormiques, peuvent être difficiles à séparer des branches.

L'évaluation de la présence de pousses révèle si l'arbre réagit à la perte de feuillage et donc à sa capacité de régénération. Par exemple, un *Picea abies* fortement défolié dépourvu de pousses secondaires indique que l'arbre est soumis à un stress extrême (Eichhorn *et al.*, 2016).

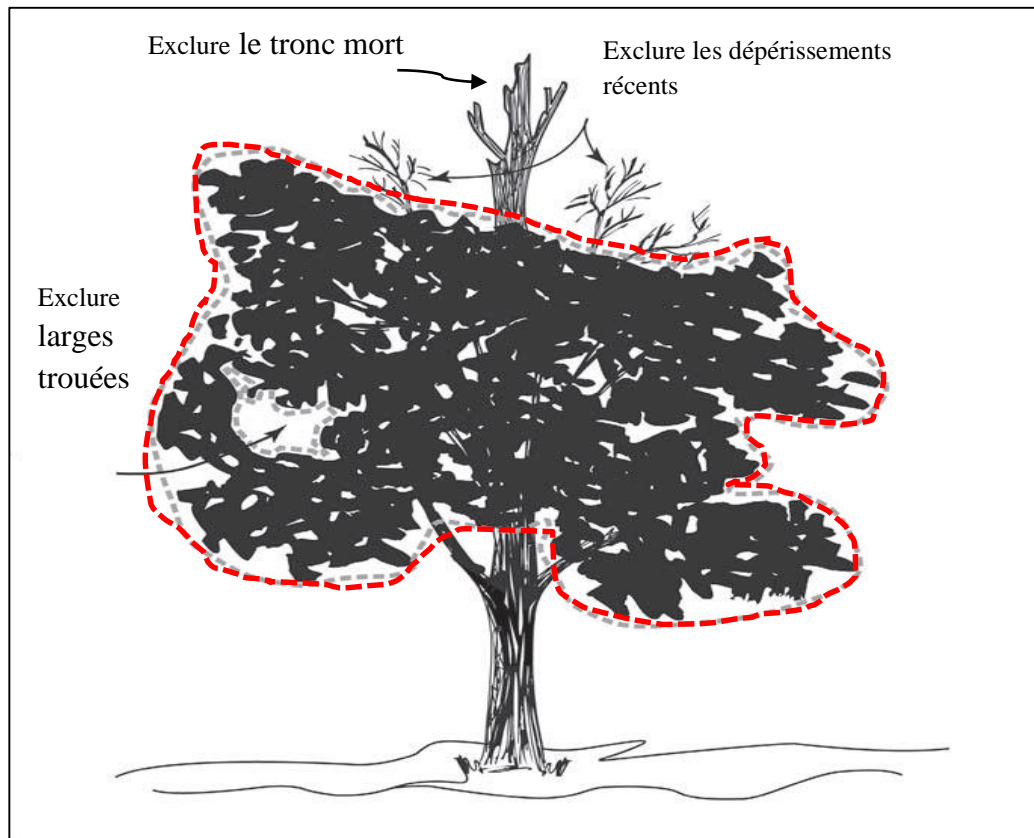
- **Défoliation**

La défoliation est définie comme la perte d'aiguilles ou des feuilles dans la partie supérieure de la couronne. C'est un critère intégrateur qui reflète notamment l'influence des fluctuations climatiques (sécheresse), de la qualité du sol, des attaques parasitaires ou encore, de l'âge de l'arbre (Schomaker, 2007 ; Eichhorn, et Roskams, 2013).

Dans des conditions de chaleur et de sécheresse extrêmes, les plantes utilisent la défoliation pour réduire le risque de mortalité, en compensant l'épuisement des ressources nécessaires au maintien de la surface foliaire, en réduisant la perte d'eau par transpiration et en évitant la surchauffe due au rayonnement (Barker et Caradus, 2001). A priori, La défoliation n'est pas un indicateur de mortalité, mais plutôt une stratégie physiologique de protection utilisée sous stress. Lorsqu'une défoliation prolongée se produit et qu'un "point de non-retour" est atteint, les plantes subissent des dommages permanents, et cette défoliation est considérée comme un indicateur du déclin de la forêt (Dobbertin, 2005).

La transparence du feuillage diffère de la densité de la couronne, parce qu'elle met l'accent sur le feuillage et ignore les trous dans la couronne qui sont dus à des branches manquantes (Figure 7). Les branches mortes, le dépérissement de la couronne et les branches manquantes sont exclus de l'estimation (Schomaker, 2007). Le taux de défoliation est un indicateur

communément utilisé, notamment au niveau Européen, pour quantifier l'intensité du dépérissement (Cailleret, 2011).



**Figure 7 :** Evaluation de la transparence des arbres (Schomaker, 2007). Le contour en pointillé de la transparence du feuillage exclut le dépérissement, les branches chétives et les zones où le feuillage ne devrait pas apparaître.

#### **IV. Protocole DEPEFEU**

La description objective de l'état de santé de la forêt, à un moment donné et dans son évolution. De même, que l'analyse des interdépendances dans l'écosystème, font partie des tâches les plus importantes des forestiers dans le contexte du dépérissement des forêts (Mandallaz *et al.*, 1985).

Le protocole DEPEFEU (**DEPE**rissement **FEU**illus), élaboré par le Département de santé des forêts (DSF), repose sur une évaluation qualitative de la mortalité du houppier (branches) et de la perte de feuillage. Il classe les arbres en différentes catégories en fonction de la présence ou de l'absence d'une série d'indicateurs tels que les branches mortes, la transparence du houppier, la présence d'échancrures, etc.

Le degré de dépérissement d'un arbre est fonction de ces trois critères visuels :

- La transparence du houppier ;
- La mortalité d'organes pérennes ;
- La répartition de la masse foliaire (homogène ou non).

Les critères sont divisés en sous-catégories et sont notés de 0 à 4 après une procédure déterminée. L'indice de dépérissement est calculable à partir des formules précisées.

Sur le terrain, une version simplifiée du protocole DEPEFEU repose sur les mêmes principes et permet d'évaluer le dépérissement des arbres sans recourir à des calculs complexes. Cette méthode, appelée "DEPEFEU synthétique", a été validée par DSF et permet de gagner du temps. Elle consiste à attribuer une note en se basant sur un tableau à deux entrées : l'estimation de la proportion de branches mortes et de ramifications fines manquantes dans le houppier. Le tableau fournit une note globale de dépérissement de manière rapide mais tout aussi précise que le protocole DEPEFEU normal.

### **1. Evaluation quantitative d'un dépérissement**

L'évaluation quantitative d'un dépérissement est réalisée en premier lieu à l'aide des symptômes visibles : mortalité de tiges et la dégradation de l'aspect du houppier pour les tiges encore vivantes.

#### **1.1. Mortalité d'organes pérennes**

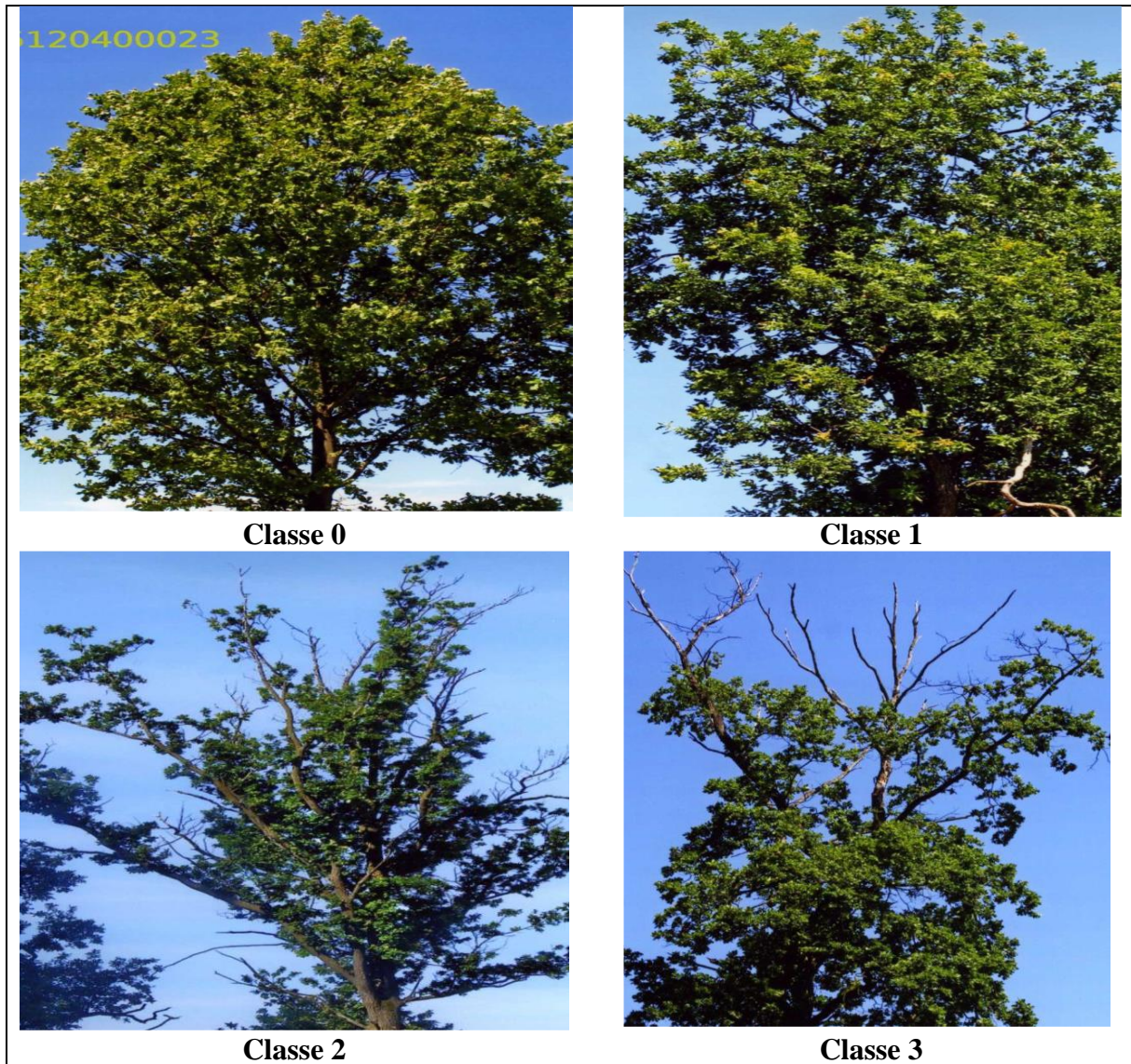
Un critère simple qui s'applique à toutes les essences, de façon relativement aisée, en toutes saisons. Il s'agit de quantifier globalement la mortalité des branches ou des rameaux dans le houppier notable (Gauquelin, *et al.*, 2010). Tous les types de branches sont à prendre en compte : les pousses de l'année, les pousses terminales, les branches (petites, moyennes et grosses). Elle est estimée par un ensemble de symptômes : l'absence de feuilles, de bourgeons à l'extrémité des rameaux ou des pousses fines terminales ou latérales. Tout ce qui observé est noté, c'est-à-dire les organes morts encore présents au moment de la notation.

#### **1.2. Le manque de ramifications**

Le manque de ramifications est l'ensemble des ramifications absentes au moment de la notation par rapport à celles qui sont estimées normales. Il est lié à la chute de branches ou de rameaux morts ou au manque de ramifications lié à des problèmes de croissance, d'architecture... Cette note ne prend pas en compte les ramifications mortes encore présentes et qui sont déjà prises en compte dans la note de mortalité de branches.

En ce qui concerne les gourmands, ils seront considérés comme faisant partie du houppier. Ils remplacent les lacunes du houppier pour le reconstituer (gourmands vigoureux qui remplacent des ramifications manquantes). Les feuilles mortes sont considérées comme manquantes.

Les photographies ci-dessous (Figure 8) ont été sélectionnées principalement pour aider à évaluer les classes de dommages par rapport à la perte de feuillage.



**Figure 8** : Évaluation visuelle de l'état des couronnes de *Quercus spp.* (Lakatos *et al.*, 2014).

### V. Indice de biodiversité potentielle (IBP)

La biodiversité est désormais un enjeu incontournable pour les propriétaires forestiers. Si évaluer la biodiversité est devenu une étape nécessaire avant d'entreprendre une gestion forestière adaptée, sa mesure demeure un exercice extrêmement complexe (Gonin *et al.*, 2012).

Le concept de biodiversité est étendu et particulièrement complexe, ce qui le rend difficile à comprendre et à appliquer dans les pratiques de gestion forestière. Il se décline en plusieurs dimensions, notamment la diversité des espèces (taxonomique), la diversité génétique au sein des populations, la diversité des écosystèmes et la variété des fonctions écologiques.

Actuellement, il n'existe pas d'indicateur direct facilement applicable pour évaluer rapidement la biodiversité et suivre son évolution. Cependant, au cours des dernières années, des indicateurs indirects ont été développés, tels que l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP)

élaboré à partir de 2004 par Larrieu et Gonin. Ces indicateurs sont corrélés à la biodiversité et sont simples à observer sur le terrain.

### **1. Principe de l'Indice de Biodiversité Potentielle des peuplements**

L'indice de biodiversité potentielle des peuplements (IBP), est une méthode simple d'évaluation indirecte de la biodiversité à l'échelle d'un peuplement forestier. C'est un outil d'aide au diagnostic et à la décision. Il est destiné à être utilisé en routine dans la gestion forestière productive courante (Rossi *et al.*, 2013). Il permet d'orienter la gestion dans le sens d'une augmentation de la capacité d'accueil de la biodiversité ordinaire des peuplements et d'une amélioration du fonctionnement de l'écosystème forestier. Il a l'avantage de permettre une notation rapide, sans mesures de terrain élaborées et sans formation particulière pour des forestiers de métier, habitués à l'observation des arbres. Le bon compromis entre facilité d'emploi et la pertinence qui le caractérise, permet son utilisation, entre autres, pour l'établissement de diagnostics par des conseillers forestiers (Larrieu et Gonin, 2008).

Les objectifs sont :

- d'estimer la capacité d'accueil potentielle pour la biodiversité taxonomique dans un peuplement forestier à partir d'une description simple et rapide ;
- de diagnostiquer et de discuter les choix de gestion sylvicole au regard de leur impact sur la biodiversité.

### **2. Méthode de construction**

Elle évalue de façon différenciée des facteurs dépendants de la gestion forestière récente et des facteurs indépendants de cette gestion. Ces facteurs ont été sélectionnés à l'aide de données, de résultats bibliographiques, de l'expérience des auteurs et des résultats de son utilisation depuis 2004 sous des versions successivement enrichies. Son évaluation basée sur l'appréciation d'un ensemble de dix facteurs qui sont généralement reconnus comme les plus favorables à la diversité interne des peuplements, en particulier dans les synthèses bibliographiques sur les liens entre gestion forestière et biodiversité (Gosselin et Laroussinie, 2004 ; Gosselin *et al.*, 2006, Zeller *et al.*, 2022).

Chacune des deux catégories de facteurs est constituée d'un certain nombre d'éléments représentatifs de la structure forestière. Une note est attribuée à chaque facteur, en référence avec une échelle de valeurs seuils. La somme des notes permet ensuite d'apprécier la diversité globale par rapport à un niveau de biodiversité maximale théorique.

### **3. Notation de l'IBP**

L'IBP est étalonné pour les forêts des domaines atlantique et continental, de l'étage des plaines à l'étage subalpin. Il peut être noté dans tous les types de forêts, quel que soit le degré d'intensification de la gestion. La mise en œuvre de l'IBP dans la région méditerranéenne nécessite de valider ou de modifier ses définitions et ses normes en fonction des caractéristiques uniques de cette région (Rameau *et al.*, 2008), telles que le changement climatique et la pression humaine. Ces facteurs ont un impact sur la végétation forestière avec une composition caractéristique, une hauteur réduite et une structure modifiée. Cependant, la définition de l'utilisation de l'IBP dans les régions méditerranéennes reste un défi.

### **4. Description et justification des facteurs IBP dans la région méditerranéenne**

Les facteurs IBP restent pertinents pour expliquer la biodiversité des forêts méditerranéennes, mais leurs définitions et échelles de notation doivent être révisées pour tenir compte des spécificités régionales depuis.

#### **4.1. Facteur A - Richesse en essences forestières autochtones**

La diversité des espèces d'arbres est liée à leur diversité taxonomique, qui inclut une gamme de genres tels que Alisier, Cormier, Sorbier, Arbousier, Aulne, Bouleau, Charme, Charme houblon, Châtaignier, Epicéa, Erable, Filaria, Frêne, Hêtre, If, Mélèze, Merisier, Cerisier, Micocoulier, Noyer, Olivier, Orme, Peuplier, Tremble, Pin, Poirier, Pommier, Sapin, Saule, Tilleul, ainsi que les chênes subdivisés en chênes à feuilles caduques et à feuilles persistantes (Larrieu et Gonin, 2008 ; Rameau *et al.*, 2008 ; Gonin *et al.*, 2012 ).

#### **4.2. Facteur B - Structure verticale de la végétation**

La stratification verticale est un élément crucial pour décrire la biodiversité et le fonctionnement d'un peuplement forestier. Elle comprend quatre strates : la première englobe les espèces herbacées et semi-ligneuses, tandis que les trois autres strates correspondent respectivement aux ligneux (Larrieu et Gonin, 2008 ; Rossi et Vallauri, 2013).

Dans la région méditerranéenne, les conditions stationnelles moins propices à la croissance en hauteur entraînent une réduction des différences entre les strates (Gonin *et al.*, 2012). Les limites entre ces strates sont donc abaissées pour mieux distinguer les caractéristiques des peuplements.

#### **4.3. Facteurs C et D - Bois morts de grosse circonférence**

Le bois mort, qu'il soit sur pied ou au sol, est intégré au cycle naturel de la forêt (Figure 9) et représente un élément essentiel pour de nombreuses espèces (Lachat *et al.*, 2014 ; Larrieu

*et al.*, 2014). Parmi celles-ci, trois groupes clés de la biodiversité forestière se distinguent : les xylophages, les détritivores et les espèces cavicoles (Martin *et al.*, 2022).

La différenciation entre le bois mort au sol et sur pied restant debout s'explique par les diverses communautés d'organismes qui les habitent. Après une analyse similaire, les seuils de diamètre pour inclure le bois mort ont été diminués, passant de 40 à 30 cm dans la plupart des cas en région méditerranéenne (Gonin *et al.*, 2012).



**Figure 9 :** Représentation schématique de la dynamique du bois mort (a : exploitation forestière, b : dépérissement de parties d'arbres, c : créent du bois mort) (Lachat *et al.*, 2014).

#### **4.4. Facteur E - Très gros bois**

Le terme de très gros bois (TGB) fait référence à une catégorie de grosseur utilisée en sylviculture qui désigne généralement les arbres de diamètre supérieur à la classe 70 cm. Ces arbres possèdent un potentiel biologique plus élevé, caractérisé par des ensembles d'espèces spécifiques qui leur sont associées (Emberger *et al.*, 2016). De même que pour la hauteur, le seuil de diamètre a été réduit afin de prendre en considération les conditions de croissance moins propices (Gonin *et al.*, 2012).

#### **4.5. Facteur F - Les arbres vivants porteurs de microhabitats**

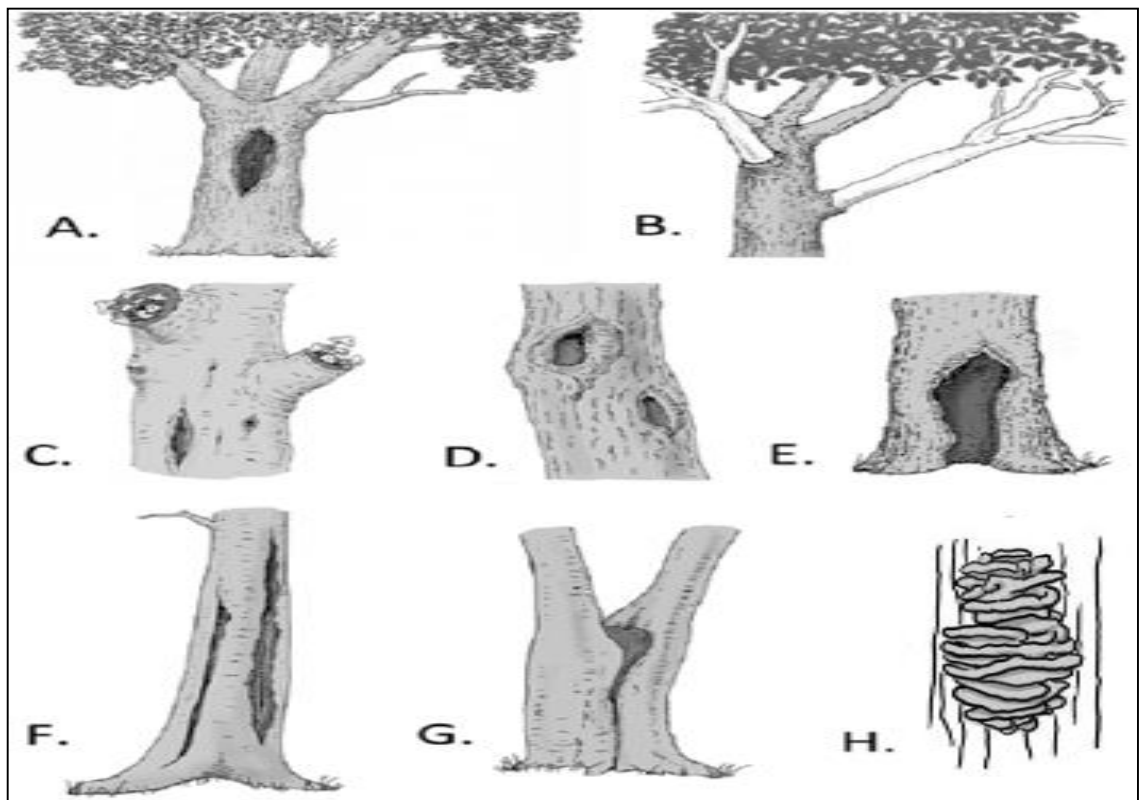
Les arbres offrant des microhabitats (Figure 10) jouent également un rôle crucial dans la biodiversité en abritant des taxons spécifiques.

L'identification des dendromicrohabitats est établie par Kraus *et al.* (2016), avec quelques variations ou spécifications :

- Toutes les cavités d'alimentation qui proviennent de picidés sur le tronc, que ce soit sur des plantes vivantes ou du bois mort sur pied, doivent être comptées ; les cavités de nidification relevant de l'indicateur 8 sur les sites de reproduction ne doivent pas être comptées.

- Dans les cas douteux, la différence entre l'écorçage et les fractures est évaluée sur la base de la profondeur, c'est-à-dire de la présence ou non de blessures qui affectent également le bois ;

- Pour la couverture des épiphytes tels que les bryophytes, les lichens et les lianes, un seuil minimal d'au moins 40 % du tronc principal est appliqué (environ jusqu'à 10 mètres).



**Figure 10 :** Quelques microhabitats liés aux arbres (Gossner *et al.*, 2019).

A : Perte d'écorce ; B : Bois mort de la couronne ; C : Fruits de champignons saproxyliques ; D : Trou de pourriture du tronc ; E : Trou de pourriture de la base du tronc ; F : Fissures ; G : Fente de la fourche ; H. polypores.

#### 4.6. Facteur G - Milieux ouverts

Gosselin *et al.* (2006) soutiennent que la végétation des zones ouvertes est plus riche et variée que celle des zones boisées, en raison de conditions microclimatiques plus chaudes, sèches et moins abritées, attrayantes pour de nombreuses espèces. Bien que les lisières présentent peu d'espèces spécifiques, elles jouent un rôle important dans le cycle biologique des espèces forestières et leur présence favorise la biodiversité (Larrieu et Gonin, 2008).

Les milieux ouverts sont définis par la présence de floraisons caractéristiques d'un environnement découvert : des plantes à fleurs différentes de celles observées dans le cadre de l'enquête, ou identiques mais avec une floraison particulièrement abondante. Ces milieux ouverts peuvent être permanents, comme les prairies, ou temporaires, tels que les aires de coupe (Gosselin *et al.*, 2006).

#### **4.7. Facteur H - Ancienneté de l'état boisé**

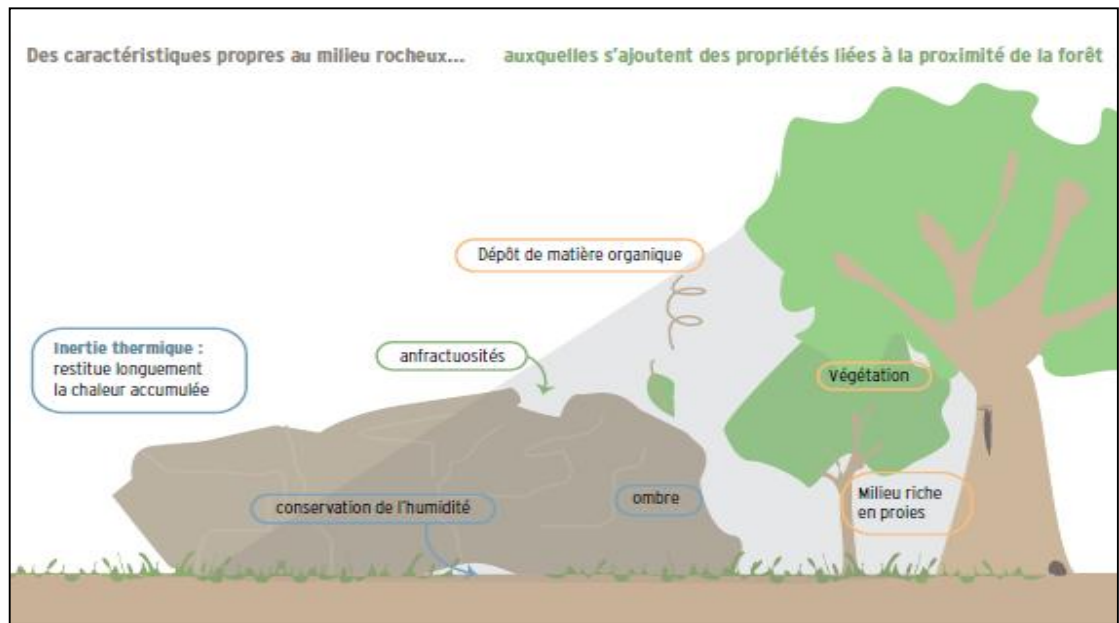
La continuité temporelle de l'état boisé a une influence reconnue sur la composition floristique avec certaines espèces caractéristiques des « forêts anciennes ». Il est possible d'évaluer cette ancienneté en utilisant l'ancienne carte d'état-major, qui permet de différencier les peuplements d'une ancienne forêt à une zone boisée récemment (Larrieu et Gonin, 2008).

#### **4.8. Facteur I - Habitats aquatiques**

Les milieux aquatiques permanents ou temporaires constituent des écosystèmes très diversifiés (les rivières, les ruisseaux, les lacs, les étangs, les eaux souterraines, les sources, les plaines inondées et les zones humides, les tourbières, les marais et les marécages). Leur présence dans un peuplement forestier contribue à augmenter la biodiversité et est nécessaire à la survie de nombreuses espèces forestières (Larrieu et Gonin, 2008 ; El-Shabrawy *et al.*, 2012).

#### **4.9. Facteur J - Milieux rocheux**

Les falaises, les blocs, les grottes, les éboulis, chaque type possède des caractéristiques contrastées et offre des habitats différents pour les espèces qui les fréquentent. D'après le diagnostic IBP, il existe neuf types de milieux rocheux selon un critère de différenciation morphologique et pour lesquels on s'attend à ce que les assemblages d'espèces différentes (Figure 11). Cette typologie est peu discriminante au niveau de grands groupes taxonomiques tels que la végétation (les plantes vasculaires, les mousses), les lichens, les arthropodes et les reptiles, susceptibles d'être présents sur tous les types. Seules les falaises, les chaos de blocs et les milieux rocheux souterrains sont enrichis par la présence de groupes supplémentaires (Emberger *et al.*, 2016).



**Figure 11** : Milieu rocheux en forêt : un habitat original aux intérêts variés (Emberger *et al.*, 2016).

# *Matériel et Méthodes*

## I. Présentation de la zone d'étude

Il est indispensable d'avoir une idée générale sur la localisation écologique, sur le réseau hydrographique, la formation pédologique, géographique et sur l'ensemble des essences forestières qui existe sur la zone étudiée.

### 1. Caractéristiques écologiques de la zone d'étude

L'emplacement de la zone étudiée présente des caractéristiques écologiques majeures en point de vue vision géographique, administrative, climatique et morphométrique.

#### 1.1. Situation géographique

Le massif de Chettaba est une grande entité montagneuse, constitué par de nombreux massifs importants, Djebel Aougab, Djebel Friktia et Djebel Guarnechouf dans son extrémité Sud-Ouest (SW) et par Djebel Zouaoui et Djebel Karkara dans son extrémité Nord-Est (NE). Ces massifs suivent le développement général des reliefs de la région NE-SW. Ce massif est formé par des terrains allant du Jurassique supérieur au Crétacé inférieur.

Il s'agit d'un ensemble montagneux bien individualisé qui présente une morphologie morcelée avec des vastes plaines recouvertes de dépôts plio-quadernaires. L'altitude moyenne varie entre 500 et 800 m et dépasse parfois les 1000 m.

La forêt domaniale de Chettaba appartient au bassin versant du Rhumel El Kebir, elle est située au Sud- Ouest par la ville de Constantine, au Sud par Ibn Ziad, au Nord par Ain Smara et à l'Est Oued Athmania (Figure 12). La zone d'étude est localisée sur la carte topographique de Constantine Echelle 1/200 000 feuille N°17 et plus ou moins entre les coordonnées 36°18'36,21"N et 6°26'6,30" E.

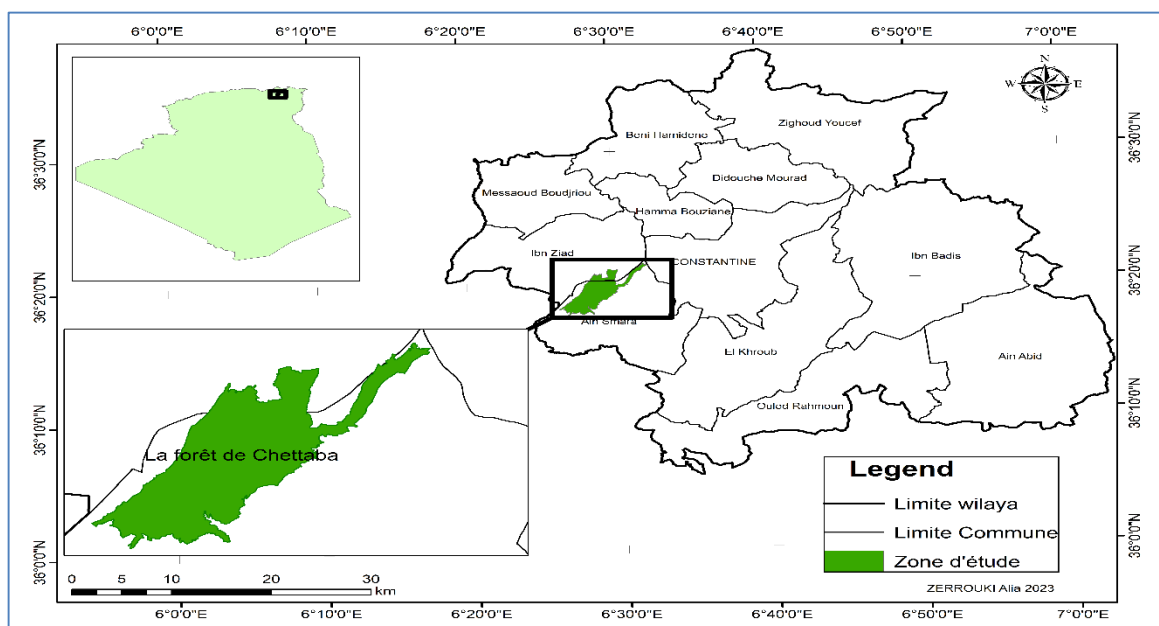


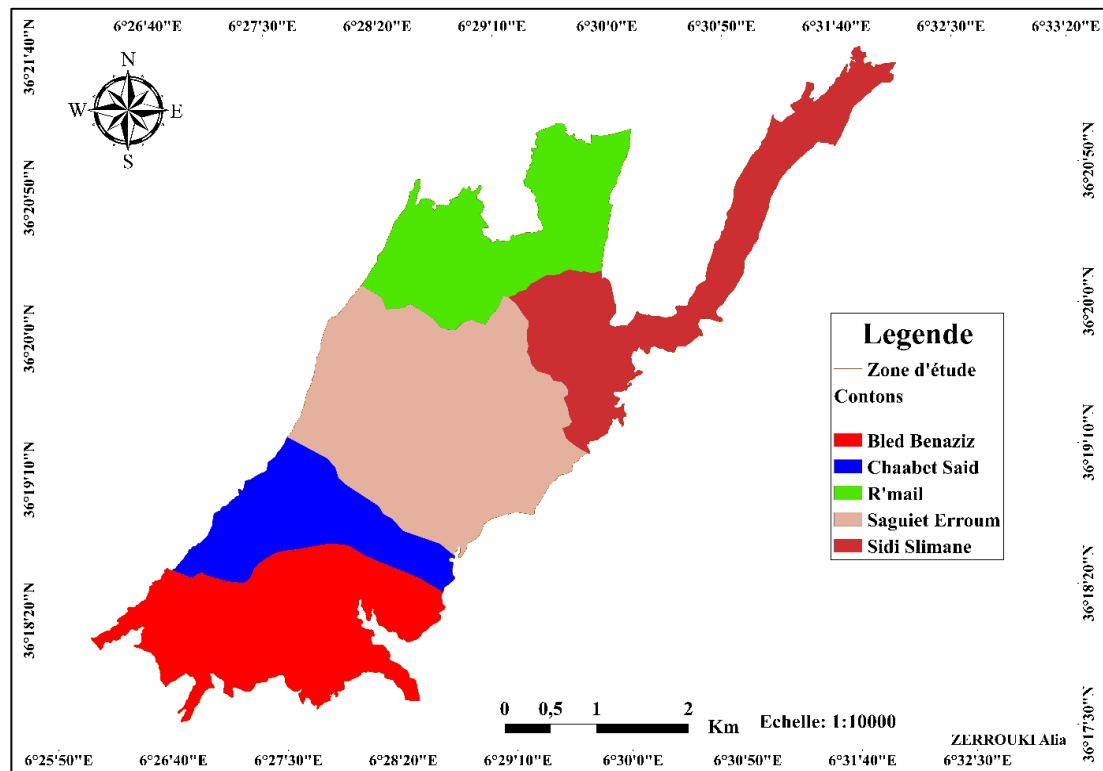
Figure 12 : Situation géographique de la forêt de Chettaba (Zerrouki et al., 2023)

La forêt domaniale de Chettaba s'étale sur une superficie de 2409 ha et est parfaitement limitée et divisée en cinq cantons (Tableau 1 et Figure 13).

**Tableau 1** : Division de la forêt en cantons.

| Parcelles             | Partie | Superficies (ha) |
|-----------------------|--------|------------------|
| Canton Saguiet Erroum | A      | 657,06           |
| Canton Chaabet Said   | B      | 329,47           |
| Canton Bled Benaziz   | C      | 469,84           |
| Canton R'mail         | D      | 455,65           |
| Canton Sidi Slimane   | E      | 497,95           |
| Total                 |        | 2409             |

(Source : Conservation des forêts de Constantine).



**Figure 13** : Cantons de la forêt Chettaba (Originale, 2022).

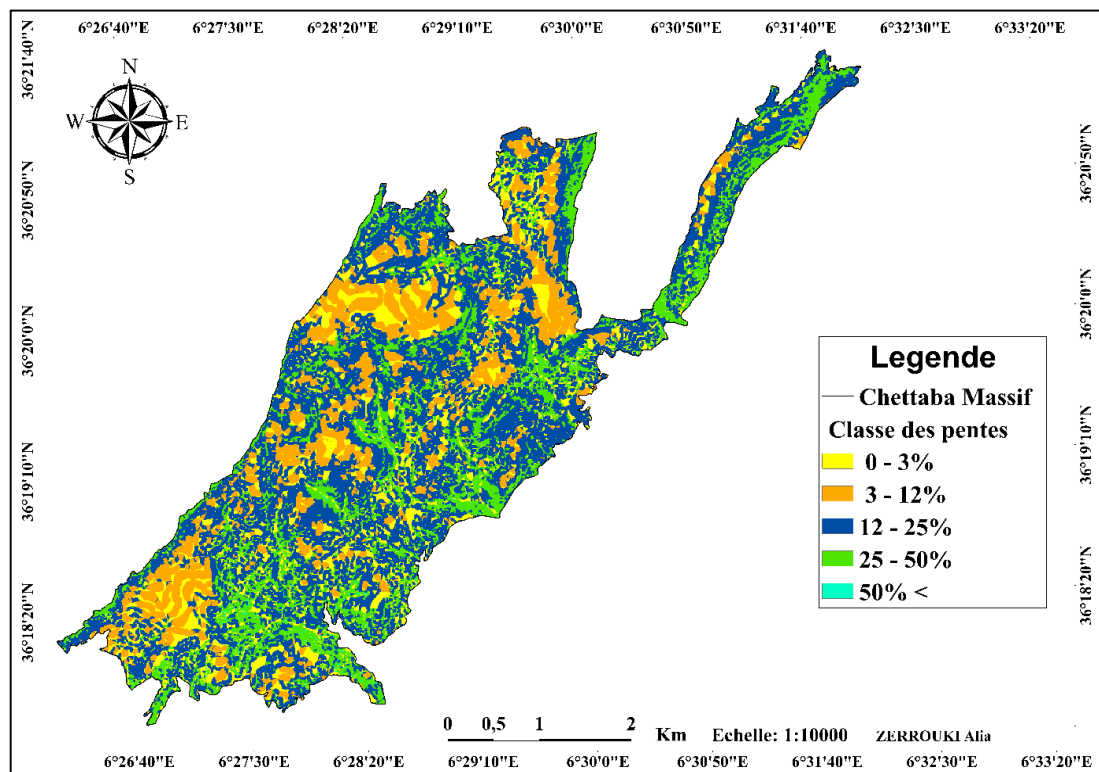
## 1.2. Situation administrative

La forêt domaniale de Chettaba dépend administrativement de la commune d'Ain Smara de la daïra d'El Khroub qui fait partie de la wilaya de Constantine. Elle est située à 16 km au Nord- Ouest du chef-lieu de la wilaya de Constantine et à 14 km de la daïra d'El Khroub. Elle est gérée par la Conservation des forêts de Constantine.

### 1.3. Topographie

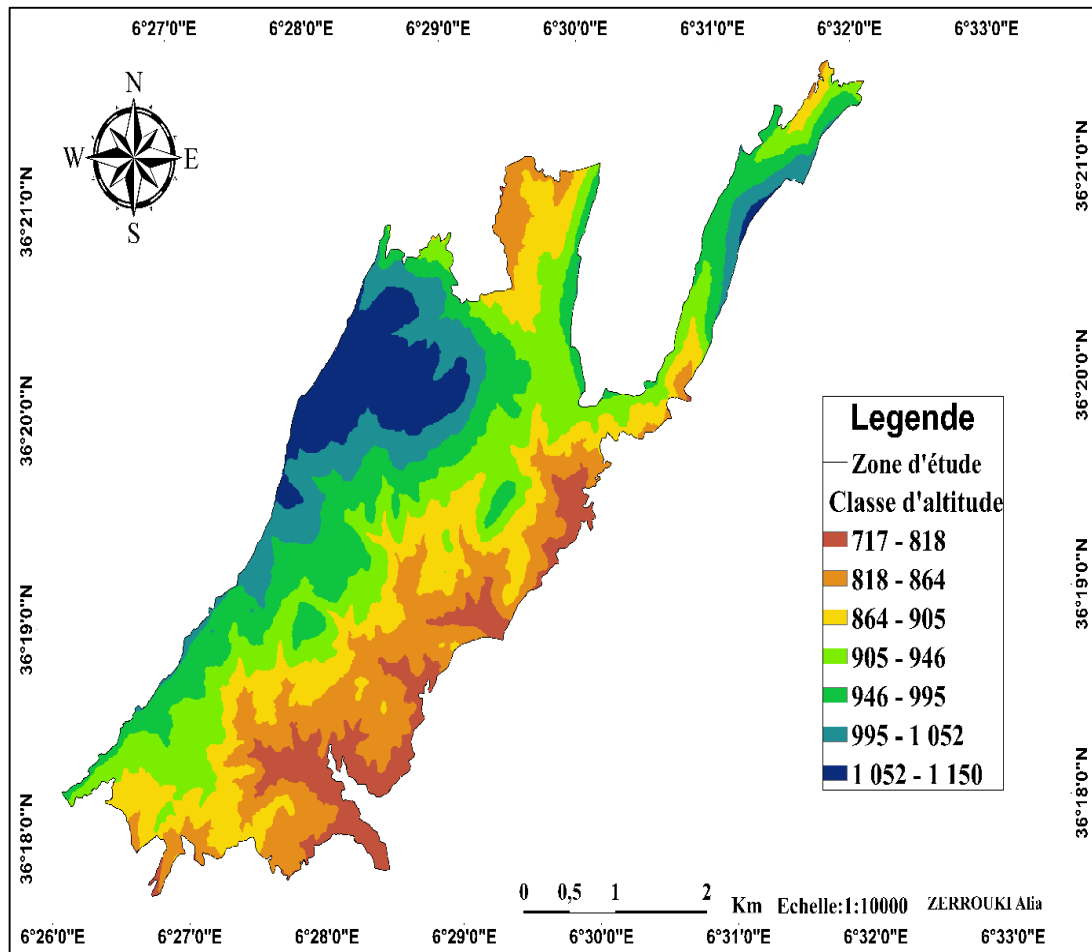
Le traitement du modèle numérique de terrain est effectué à l'aide du logiciel ArcGIS. Ce logiciel permet la réalisation de toutes les cartes à l'échelle 1/10 000 de qualité relatives aux pentes, aux altitudes et aux orientations des versants ou expositions du massif forestier.

D'une manière générale, la zone d'étude est caractérisée par un relief très accidenté, sillonné par plusieurs thalwegs à régime saisonnier et répartis sur l'ensemble de la forêt avec la présence de nombreuses lignes de crêtes (Megrerouche, 2006). Ce qui a démontré l'abondance de fortes pentes, réparties en trois classes variant de 3 à 50 % (Figure 14).



**Figure 14** : Classes des pentes de la forêt de Chettaba (Originale, 2022).

L'analyse de la carte des classes d'altitude montre que la forêt est de type montagneux (Figure 15), présentant des altitudes relativement élevées situés entre 1104 m (altitude maximale) et 652 m (altitude minimale), correspondant chacune d'elle respectivement aux coordonnées cartographiques suivantes : (X =839, Y = 344), (X'= 839,9, Y' = 340,3).



**Figure 15 :** Classes des altitudes de la forêt de Chettaba (Originale, 2022)

L'exposition de la station représentative correspond à l'orientation magnétique. Sur une carte, elle est mesurée à l'aide d'un modèle numérique de terrain (MNT) et exprimée en classes.

Dans la forêt de Chettaba, on peut dire que l'exposition la plus dominante est celle de l'Est avec une superficie de 390 ha soit 27,85 % (Tableau 2 et Figure 16).

**Tableau 2 :** Tableau des expositions (Source : Mansouria *et al.*, 1981).

| Expositions      | N     | S     | W     | E     | NE   | NW   | SE   | SW   | Total |
|------------------|-------|-------|-------|-------|------|------|------|------|-------|
| Surfaces (ha)    | 230   | 134   | 338   | 390   | 49   | 35   | 73   | 111  | 1410  |
| Pourcentages (%) | 16,32 | 13,05 | 23,97 | 27,89 | 3,33 | 2,48 | 5,17 | 7,87 | 100   |

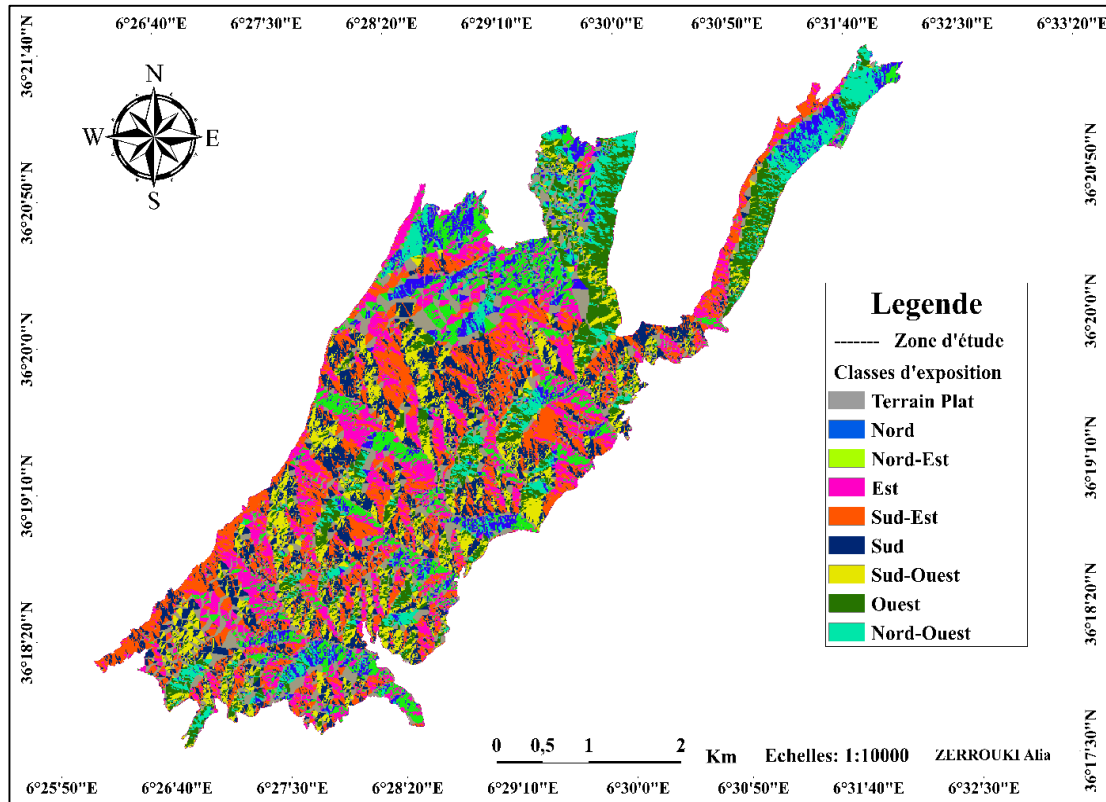


Figure 16 : Classes d'exposition de la forêt de Chettaba (Originale, 2022).

#### 1.4. Réseau hydrographique

Bien que le réseau hydrographique de la forêt domaniale de Chettaba soit important, les sources d'eau permanentes sont encore insuffisantes, voire même inexistantes. Il y a une seule source permanente ( $X1 = 838,7$  ;  $Y1 = 343,1$ ) et deux autres sources temporaires ( $X2 = 837,4$  ;  $Y2 = 341,25$ ), en plus de plusieurs thalwegs (Chaâbats) à régime temporaire.

#### 1.5. Formation géologique

Pour l'étude géologique du massif forestier, une variété de documents a été utilisée, de cartes d'état-major et d'inspections effectuées sur les lieux. Trois substrats sont observés sur le lieu d'étude :

- Calcaire siliceux à inocerames.
- Marnes noires à débit en plaquettes.
- Argile et calcaire à myophorie parfois gypseuse.

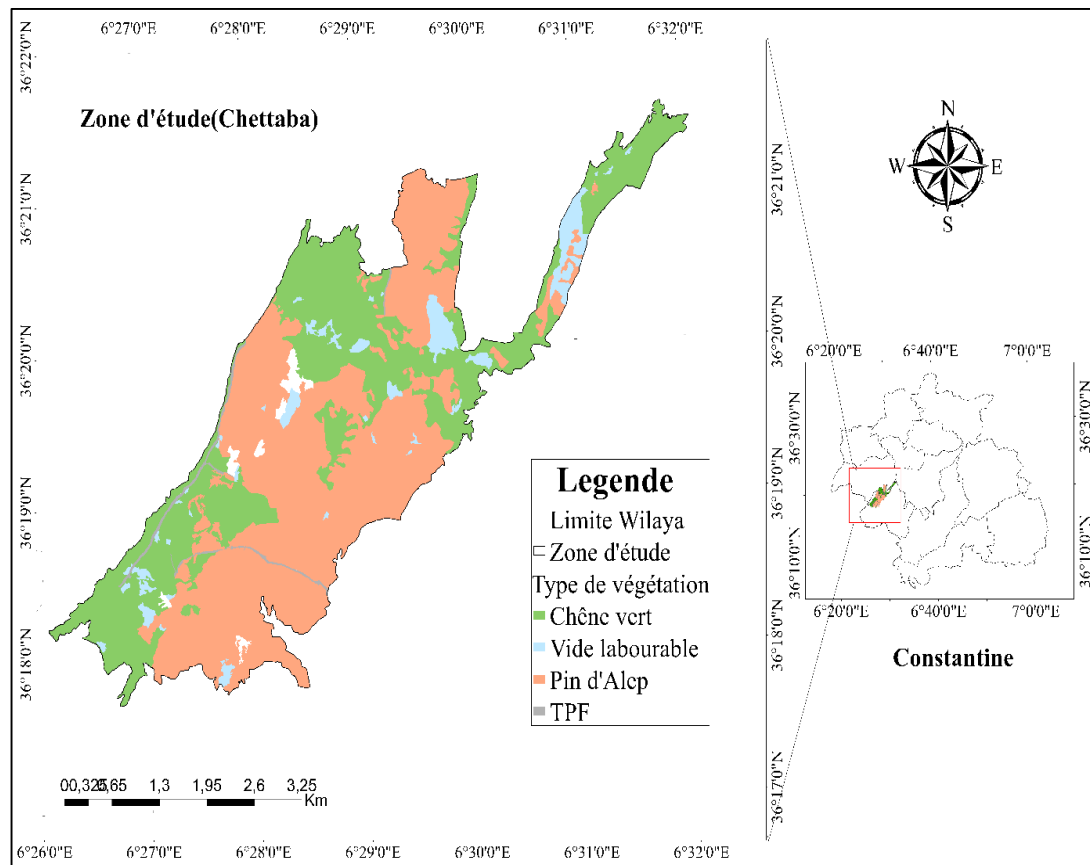
La région est principalement constituée de roches sédimentaires, principalement de sédiments tendres (schistes et marnes) et de sédiments rigoureux (calcaire et grés).

## 1.6. Pédologie

L'étude pédologique de la structure et de l'évolution des sols de la forêt de Chettabah établie par Megrerouche et Korichi, (2003), a révélé des sols bruns calcaires modal, généralement pauvre en matière organique.

## 1.7. Végétation de la région de Chettaba

Les essences dominantes sont le chêne vert (*Quercus ilex*) et le pin d'Alep (*Pinus halepensis*). La répartition de la végétation est fonction des conditions écologiques locales : altitude, topographie, substrat, bioclimat. La flore de Chettaba est constituée essentiellement par : *Pistacia lentiscus*, *Arbutus unedo*, *Phillyrea angustifolia*, *Phillyrea media*, *Juniperus oxycedrus*, *Crataegus monogyna*, *Cistus villosus*, *Ampelodesma mauritanica*, *Astragalus armatus*, *Asparagus acutifolius* et *Calycotome spinosa* (Figure 17).



**Figure 17** : Répartition du chêne vert dans la forêt de Chettaba (Originale, 2022)

## 2. Caractérisation climatique de la zone d'étude

Le climat représente un des facteurs les plus importants. Son importance se manifeste par la répartition des biomes à l'échelle de la planète (Tuhkanen, 1980 ; Godron, 1984 ; Braque, 1988). En effet, il est utile de connaître la durée de la saison sèche, les quantités des précipitations et les différents facteurs climatiques (gelée, neige, vent...) pour avoir une idée

précise sur le climat de la région. Les différents facteurs de climat jouent un rôle dans le cycle biologique de la végétation et dans sa répartition spatiale et temporelle. Son action directe sur le chêne vert en particulier s'observe à plusieurs niveaux, tels que la longévité des arbres, leur faculté d'émettre des rejets de souche, leur régénération naturelle par semis, leur survie aux opérations culturales comme le démasclage et donc sur l'état sanitaire de l'arbre. Il intervient par contre sur la dégradation et la réduction des peuplements de cette essence et par conséquent sur leur devenir.

Pour caractériser le climat d'une région, il est important d'exploiter les données climatiques émanant de la station météorologique. La forêt de Chettaba ne contient pas de station météorologique donc les données climatiques ont été recueillies auprès des services de météorologie d'une station de référence qui est celle de Constantine (Station de Ain El Bey). Cette station fournit des données météorologiques pour une période de 44 ans (1978 à 2022) illustrées sur le tableau 3.

**Tableau 3 :** Données climatiques de la station d'Ain El Bey (1978-2022).

| Paramètres | P (mm) | m (°C) | M (°C) | M+m/2 | Hum (%) | Vent (m/s) |
|------------|--------|--------|--------|-------|---------|------------|
| Mois       |        |        |        |       |         |            |
| Janvier    | 63,45  | 2,25   | 12,13  | 7,19  | 73,10   | 9,91       |
| Février    | 56,36  | 2,72   | 13,41  | 8,07  | 69,59   | 11,52      |
| Mars       | 58,58  | 4,63   | 16,02  | 10,33 | 68,66   | 10,44      |
| Avril      | 53,25  | 6,87   | 19,39  | 13,13 | 67,63   | 11,00      |
| Mai        | 38,76  | 10,48  | 24,58  | 17,53 | 60,18   | 9,32       |
| Juin       | 16,19  | 15,08  | 30,70  | 22,89 | 46,41   | 10,18      |
| Juillet    | 9,38   | 18,08  | 34,59  | 26,34 | 38,20   | 9,50       |
| Aout       | 16,58  | 18,37  | 34,18  | 26,28 | 45,26   | 9,14       |
| Septembre  | 34,48  | 15,36  | 29,01  | 22,19 | 58,39   | 7,92       |
| Octobre    | 38,85  | 11,25  | 23,82  | 17,54 | 62,84   | 7,92       |
| Novembre   | 50,77  | 6,78   | 17,32  | 12,05 | 68,24   | 9,00       |
| Décembre   | 71,16  | 3,62   | 13,28  | 8,45  | 75,08   | 7,14       |

### 2. 1. Corrections des précipitations et des températures

Avant d'entamer les corrections, il est nécessaire de rappeler que théoriquement les corrections sont adoptées selon le gradient altitudinal de Seltzer (1948).

- Pour la pluviométrie : une augmentation de 40 mm tous les 100 m pour le continental (ce qui est notre cas) et de 80 mm tous les 100 m pour le littoral.

- Pour la température : Une diminution de 0,7°C pour (M) pour 100 m d'élévation. Une diminution de 0,4°C pour (m) pour 100 m d'élévation. Ce qui donne un gradient altitudinal croissant pour les précipitations et décroissant pour les températures.

La correction du gradient pluviométrique et thermique s'est effectuée par le calcul du coefficient de correction. Pour les précipitations :

- Il faut calculer d'abord la différence d'altitude  $\Delta H$ .
- Calculer la quantité des pluies  $\Delta P = \Delta H \times 40/100$
- Calculer la pluviométrie annuelle de la station =  $\Delta P + P$  de la station d'Ain El Bey.
- Puis calculer le coefficient de correction = la pluviométrie annuelle de la parcelle/la pluviométrie annuelle de la station d'Ain El Bey.

Pour les températures :

Le calcul de la différence d'altitudes  $\Delta H$  est effectué comme suit :

$$M = \Delta H \times 0,7/100$$

$$m = \Delta H \times 0,4/100$$

## **2.2. Précipitations**

La pluviosité définit comme étant primordiale, elle permet de déterminer le type de climat. En effet, cette dernière conditionne le maintien et la répartition du tapis végétal (Djebaili, 1978). Selon Gaouar (1980), la pluviosité détermine les caractéristiques de la végétation et la typologie du sol en fonction du relief.

Les principaux gradients qui déterminent la variation de la pluviosité sont l'altitude, la longitude et la latitude. En effet, la quantité de pluie diminue du Nord au Sud, de l'Est à l'Ouest et augmente en devenant plus importante au niveau des montagnes (Chaâbane, 1993). En Algérie, ce sont les versants Nord, Nord-Ouest et leurs sommets qui reçoivent les précipitations les plus fortes (Benmessaoud, 2008).

Les précipitations en Algérie sont alimentées d'une part par les vents pluvieux qui atteignent le Maghreb par le littoral pendant la saison froide (Seltzer, 1946), et d'autre part, par les orages résultant des perturbations atmosphériques générées par les dépressions venant des régions sahariennes, principalement vers la fin du printemps (Dubief, 1959)

### **2.2.1. Précipitations annuelles dans la zone d'étude (1978-2022)**

Le régime pluviométrique de la zone d'étude durant la période 1978-2022 est caractérisé par une grande variabilité interannuelle avec ces dernières années, une tendance de diminution des totaux annuels des précipitations (Figure 18). La zone d'étude reçoit environ 499,25 mm/an de pluie annuellement et une moyenne mensuelle de 41,60 mm/an. La valeur la plus élevée des précipitations annuelles était enregistrée durant l'année 1984 (876 mm/an) et la plus faible durant l'année 1983 (252 mm/an).

Durant cette période, 26 années ont été caractérisées par un déficit pluviométrique (précipitations inférieures à la moyenne). Les années extrêmement sèches sont : 1983, 2021, 2022, 2017 et 2016. En revanche, 19 années étaient humides, les années extrêmement humides sont respectivement : 1984, 1992, 2003 et 2009.

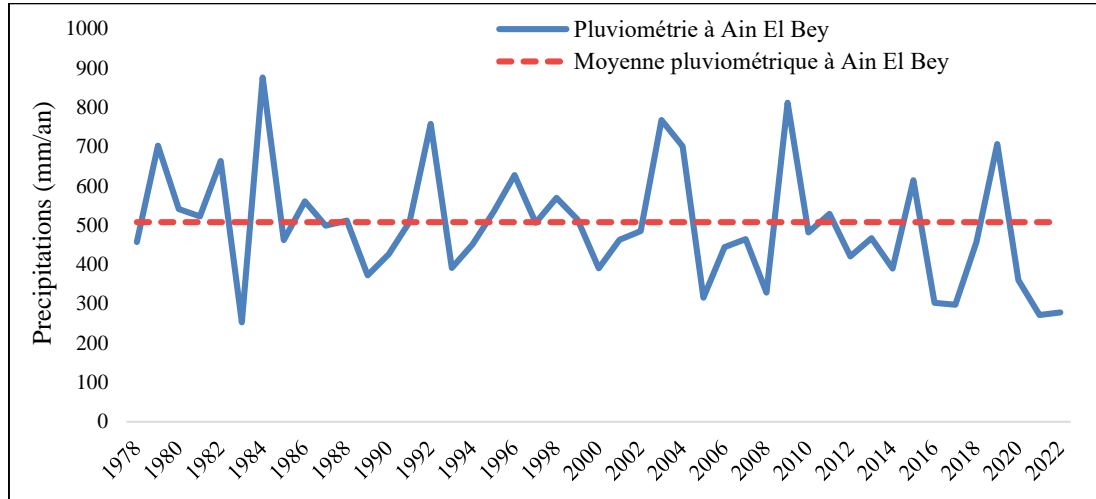


Figure 18 : Variation des précipitations annuelles dans la station d'Ain El Bey (1978-2022).

### 2.2.2. Précipitations mensuelles dans la zone d'étude (1978-2022)

Les précipitations mensuelles représentent le cumul de toutes les précipitations recueillies dans une station durant le mois considéré. Leur analyse est importante, car elle permet de déterminer d'une part, le régime saisonnier de la pluviométrie et d'autre part les mois qui constituent la période humide. La figure 19 ci-dessous donne la quantité des précipitations de la station d'Ain El Bey.

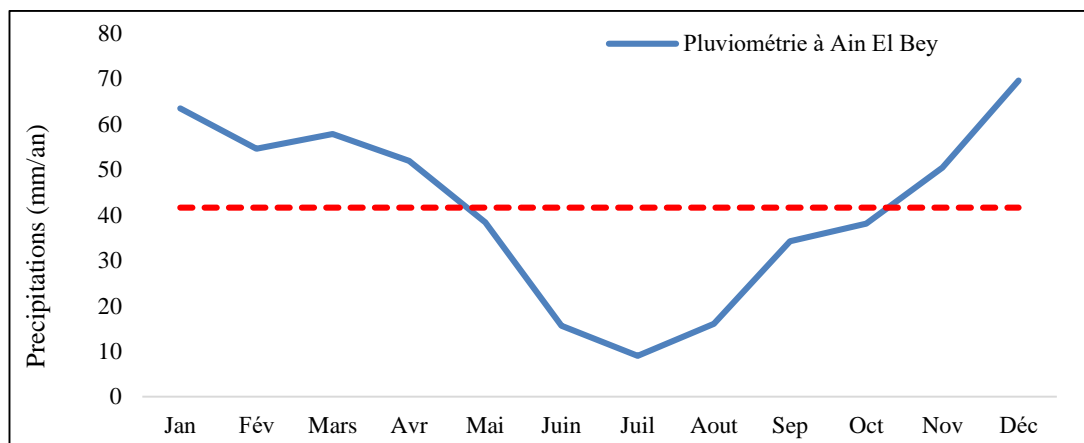


Figure 19 : Moyennes mensuelles des précipitations dans la station d'Ain El Bey.

La répartition temporelle des pluies est très variable (Figure 19). La distribution des précipitations dans les parcelles d'étude est irrégulière, le maximum de pluie est atteint au mois de Décembre (69,59 mm/an), Janvier (63,45 mm/an) et Mars (57,80 mm/an), tandis que la période estivale (Juin-Juillet) reçoit que de faible quantité (Tableau 4).

**Tableau 4 :** Précipitations moyennes mensuelles et annuelles de la période 1978-2022.

| Mois       | Jan   | Fév   | Mars  | Avr   | Mai   | Juin  | Juil  | Aout  | Sep   | Oct   | Nov   | Déc   |
|------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| <b>P1</b>  | 74,89 | 64,42 | 68,22 | 61,25 | 45,34 | 18,45 | 10,61 | 18,96 | 40,42 | 44,99 | 59,55 | 82,14 |
| <b>P2</b>  | 70,93 | 61,00 | 64,61 | 58,01 | 42,94 | 17,47 | 10,05 | 17,96 | 38,28 | 42,61 | 56,40 | 77,79 |
| <b>P3</b>  | 83,74 | 72,02 | 76,28 | 68,48 | 50,70 | 20,63 | 11,86 | 21,20 | 45,20 | 50,31 | 66,58 | 91,84 |
| <b>P4</b>  | 75,20 | 64,68 | 68,50 | 61,50 | 45,53 | 18,52 | 10,65 | 19,04 | 40,59 | 45,18 | 59,79 | 82,47 |
| <b>P5</b>  | 74,18 | 63,80 | 67,57 | 60,67 | 44,91 | 18,27 | 10,51 | 18,78 | 40,04 | 44,57 | 58,98 | 81,36 |
| <b>P6</b>  | 77,33 | 66,51 | 70,45 | 63,25 | 46,82 | 19,05 | 10,96 | 19,58 | 41,74 | 46,46 | 61,49 | 84,82 |
| <b>P7</b>  | 76,57 | 65,86 | 65,79 | 59,81 | 43,53 | 18,18 | 10,54 | 18,63 | 38,72 | 43,64 | 57,03 | 79,93 |
| <b>P8</b>  | 81,35 | 69,97 | 74,10 | 66,53 | 49,25 | 20,04 | 11,53 | 20,60 | 43,91 | 48,87 | 64,68 | 89,22 |
| <b>P9</b>  | 67,17 | 57,77 | 61,18 | 54,93 | 40,66 | 16,55 | 9,52  | 17,01 | 36,25 | 40,35 | 53,40 | 73,66 |
| <b>P10</b> | 69,25 | 59,56 | 63,08 | 56,63 | 41,93 | 17,06 | 9,81  | 17,53 | 37,38 | 41,60 | 55,06 | 75,95 |
| <b>P11</b> | 75,96 | 65,33 | 69,20 | 62,12 | 45,99 | 18,71 | 10,76 | 19,23 | 41,00 | 45,63 | 60,40 | 83,31 |
| <b>P12</b> | 75,71 | 65,11 | 68,96 | 61,91 | 45,84 | 18,65 | 10,73 | 19,17 | 40,86 | 45,48 | 60,20 | 83,03 |
| <b>P13</b> | 71,69 | 61,66 | 86,18 | 58,63 | 43,40 | 17,66 | 10,16 | 18,15 | 38,69 | 43,07 | 57,00 | 78,63 |

### 2.2.3. Répartition saisonnière des précipitations

Pour faciliter les traitements des données climatiques, un découpage en saisons de la pluviosité annuelle est indispensable. Il s'agit de calculer la somme des précipitations par saison et de classer les stations par ordre de pluviosité décroissant en utilisant les initiales P, H, E et A pour chaque saison, respectivement Printemps, Hiver, Eté et Automne.

L'étude de régime saisonnier des précipitations dans la zone d'étude (Tableau 5), montre que les stations d'études présentent un seul type de régime saisonnier HPAE. Il est très intéressant de mentionner que le régime était auparavant de type HAPE. Les mois de la saison printanière (Mars, Avril, Mai) reçoivent plus des pluies que les mois de la saison automnale (Septembre, Octobre, Novembre), ce qui explique ce changement de régime (Touaba, 2018).

**Tableau 5 :** Variations saisonnières des précipitations dans les parcelles d'étude.

|                   | Répartition saisonnière des pluies (mm) |           |       |         | Type |
|-------------------|---|-----------|-------|---------|------|
|                   | Hiver                                   | Printemps | Eté   | Automne |      |
| <b>Ain El Bey</b> | 187,62                                  | 148,11    | 40,69 | 122,82  | HPAE |
| <b>P1</b>         | 221,45                                  | 174,82    | 48,02 | 144,96  | HPAE |
| <b>P2</b>         | 209,72                                  | 165,56    | 45,48 | 137,29  | HPAE |
| <b>P3</b>         | 247,60                                  | 195,46    | 53,69 | 162,09  | HPAE |
| <b>P4</b>         | 222,35                                  | 175,53    | 48,22 | 145,55  | HPAE |
| <b>P5</b>         | 219,34                                  | 173,15    | 47,57 | 143,59  | HPAE |
| <b>P6</b>         | 228,66                                  | 180,51    | 49,59 | 149,69  | HPAE |
| <b>P7</b>         | 222,36                                  | 169,13    | 47,35 | 139,39  | HPAE |
| <b>P8</b>         | 207,25                                  | 148,11    | 40,69 | 157,46  | HPAE |
| <b>P9</b>         | 198,60                                  | 156,78    | 43,07 | 130,01  | HPAE |
| <b>P10</b>        | 204,76                                  | 161,64    | 44,40 | 134,04  | HPAE |
| <b>P11</b>        | 224,60                                  | 177,31    | 48,71 | 147,03  | HPAE |
| <b>P12</b>        | 223,85                                  | 176,71    | 48,54 | 146,54  | HPAE |
| <b>P13</b>        | 211,98                                  | 188,22    | 45,97 | 138,76  | HPAE |

### 2.3. Température

La température est un facteur écologique fondamental et un élément vital pour les formations végétales. Elle conditionne en effet la durée de la période de végétation, ainsi que la répartition géographique des espèces.

D'après Emberger (1955), les valeurs prises en considération sont celles ayant une signification biologique : Températures moyennes mensuelles (°C), moyenne des maxima du mois le plus chaud (M) (°C) et la moyenne des minima du mois le plus froid (m) (°C), elles se sont enregistrées dans le tableau 6.

**Tableau 6 :** Valeurs moyennes mensuelles de la température de la station d'Ain El Bey (1978-2022).

| Mois         | Jan   | Fév   | Mars  | Avr   | Mai   | Juin  | Juil  | Aout  | Sep   | Oct   | Nov   | Déc   |
|--------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| <b>M</b>     | 12,13 | 13,41 | 16,02 | 19,39 | 24,58 | 30,70 | 34,59 | 34,18 | 29,01 | 23,82 | 17,32 | 13,28 |
| <b>M</b>     | 2,25  | 2,72  | 4,63  | 6,87  | 10,48 | 15,08 | 18,08 | 18,37 | 15,36 | 11,25 | 6,78  | 3,62  |
| <b>M+m/2</b> | 7,19  | 8,06  | 10,33 | 13,13 | 17,53 | 22,89 | 26,33 | 26,28 | 22,19 | 17,53 | 12,05 | 8,45  |

Sur la station d'Ain El Bey, les données des températures montrent que la température minimale du mois le plus froid est enregistrée au mois de janvier avec 2,25°C, alors que la température la plus élevée se manifeste durant les mois du Juillet et d'Août avec des températures maximales de 34,59°C et 34,18°C.

Pour les températures des parcelles, le tableau 7 indique que le mois le plus chaud est le mois de Juillet qui varie de 34,08°C dans P9 (767m) à 31,79°C dans P3 (1093m) ; alors que la température minimale du mois le plus froid est enregistrée au mois de Janvier et elle varie également de 1,96°C à (767m) jusqu'à 0,65°C à (1093m) dans les deux parcelles indiquées précédemment. La température maximale moyenne indique la résistance des plantes aux températures élevées, tandis que la température minimale est directement liée au degré de gel. En effet, Djebaili (1984) fait constater qu'il permet de classer les espèces climax en fonction de leur réaction aux basses températures.

Généralement la période froide, s'étend de Novembre jusqu'à Avril qui correspond à la période pluvieuse. La période chaude correspond à la saison estivale avec des pics importants aux mois de Mai à Octobre.

Tableau 7 : Moyennes mensuelles de la température des parcelles de la forêt de Chettaba.

| Mois         | Jan   | Fév   | Mars  | Avr   | Mai   | Juin  | Juil  | Aout  | Sep   | Oct   | Nov   | Déc   |
|--------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| <b>P1</b>    |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <b>M</b>     | 10,55 | 11,83 | 14,45 | 17,81 | 23,00 | 29,13 | 33,01 | 32,61 | 27,44 | 22,24 | 15,75 | 11,71 |
| <b>M</b>     | 1,35  | 1,82  | 3,73  | 5,97  | 9,58  | 14,18 | 17,18 | 17,47 | 14,46 | 10,35 | 5,88  | 2,72  |
| <b>M+m/2</b> | 5,95  | 6,82  | 9,09  | 11,89 | 16,29 | 21,65 | 25,09 | 25,04 | 20,95 | 16,30 | 10,82 | 7,21  |
| <b>P2</b>    |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <b>M</b>     | 11,10 | 12,38 | 15,00 | 18,36 | 23,55 | 29,68 | 33,56 | 33,16 | 27,98 | 22,79 | 16,30 | 12,26 |
| <b>M</b>     | 1,66  | 2,13  | 4,05  | 6,28  | 9,89  | 14,49 | 17,49 | 17,78 | 14,77 | 10,67 | 6,19  | 3,03  |
| <b>M+m/2</b> | 6,38  | 7,25  | 9,52  | 12,32 | 16,72 | 22,08 | 25,52 | 25,47 | 21,38 | 16,73 | 11,24 | 7,64  |
| <b>P3</b>    |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <b>M</b>     | 9,34  | 10,61 | 13,23 | 16,59 | 21,78 | 27,91 | 31,79 | 31,39 | 26,22 | 21,02 | 14,53 | 10,49 |
| <b>M</b>     | 0,65  | 1,12  | 3,04  | 5,27  | 8,88  | 13,48 | 16,48 | 16,78 | 13,76 | 9,66  | 5,19  | 2,02  |
| <b>M+m/2</b> | 4,99  | 5,87  | 8,13  | 10,93 | 15,33 | 20,70 | 24,14 | 24,08 | 19,99 | 15,34 | 9,86  | 6,26  |
| <b>P4</b>    |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <b>M</b>     | 10,51 | 11,79 | 14,41 | 17,77 | 22,96 | 29,09 | 32,97 | 32,57 | 27,40 | 22,20 | 15,71 | 11,67 |
| <b>M</b>     | 1,32  | 1,79  | 3,71  | 5,94  | 9,56  | 14,15 | 17,15 | 17,45 | 14,43 | 10,33 | 5,86  | 2,70  |
| <b>M+m/2</b> | 5,92  | 6,79  | 9,06  | 11,86 | 16,26 | 21,62 | 25,06 | 25,01 | 20,92 | 16,26 | 10,78 | 7,18  |
| <b>P5</b>    |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <b>M</b>     | 10,65 | 11,93 | 14,55 | 17,91 | 23,10 | 29,23 | 33,11 | 32,71 | 27,54 | 22,34 | 15,85 | 11,81 |
| <b>M</b>     | 1,40  | 1,87  | 3,79  | 6,02  | 9,64  | 14,23 | 17,23 | 17,53 | 14,51 | 10,41 | 5,94  | 2,78  |
| <b>M+m/2</b> | 6,03  | 6,90  | 9,17  | 11,97 | 16,37 | 21,73 | 25,17 | 25,12 | 21,03 | 16,37 | 10,89 | 7,29  |
| <b>P6</b>    |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <b>M</b>     | 10,22 | 11,50 | 14,11 | 17,48 | 22,66 | 28,79 | 32,68 | 32,27 | 27,10 | 21,90 | 15,41 | 11,37 |
| <b>M</b>     | 1,16  | 1,62  | 3,54  | 5,77  | 9,39  | 13,98 | 16,99 | 17,28 | 14,27 | 10,16 | 5,69  | 2,53  |
| <b>M+m/2</b> | 5,69  | 6,56  | 8,83  | 11,63 | 16,03 | 21,39 | 24,83 | 24,78 | 20,68 | 16,03 | 10,55 | 6,95  |
| <b>P7</b>    |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <b>M</b>     | 10,32 | 11,60 | 14,22 | 17,58 | 22,77 | 28,90 | 32,78 | 32,38 | 27,21 | 22,01 | 15,52 | 11,48 |
| <b>m</b>     | 1,22  | 1,68  | 3,60  | 5,83  | 9,45  | 14,04 | 17,05 | 17,34 | 14,33 | 10,22 | 5,75  | 2,59  |
| <b>M+m/2</b> | 5,77  | 6,64  | 8,91  | 11,71 | 16,11 | 21,47 | 24,91 | 24,86 | 20,77 | 16,12 | 10,63 | 7,03  |
| <b>P8</b>    |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <b>M</b>     | 9,66  | 10,94 | 13,56 | 16,92 | 22,11 | 28,24 | 32,12 | 31,72 | 26,55 | 21,35 | 14,86 | 10,82 |
| <b>m</b>     | 0,84  | 1,31  | 3,23  | 5,46  | 9,07  | 13,67 | 16,67 | 16,96 | 13,95 | 9,85  | 5,37  | 2,21  |
| <b>M+m/2</b> | 5,25  | 6,13  | 8,39  | 11,19 | 15,59 | 20,95 | 24,40 | 24,34 | 20,25 | 15,60 | 10,12 | 6,52  |
| <b>P9</b>    |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <b>M</b>     | 11,62 | 12,90 | 15,51 | 18,88 | 24,06 | 30,19 | 34,08 | 33,67 | 28,50 | 23,30 | 16,81 | 12,77 |
| <b>m</b>     | 1,96  | 2,42  | 4,34  | 6,57  | 10,19 | 14,78 | 17,79 | 18,08 | 15,07 | 10,96 | 6,49  | 3,33  |
| <b>M+m/2</b> | 6,79  | 7,66  | 9,93  | 12,73 | 17,13 | 22,49 | 25,93 | 25,88 | 21,78 | 17,13 | 11,65 | 8,05  |
| <b>P10</b>   |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <b>M</b>     | 11,33 | 12,61 | 15,23 | 18,59 | 23,78 | 29,91 | 33,79 | 33,39 | 28,22 | 23,02 | 16,53 | 12,49 |
| <b>m</b>     | 1,79  | 2,26  | 4,18  | 6,41  | 10,02 | 14,62 | 17,62 | 17,92 | 14,90 | 10,80 | 6,33  | 3,16  |
| <b>M+m/2</b> | 6,56  | 7,43  | 9,70  | 12,50 | 16,90 | 22,26 | 25,71 | 25,65 | 21,56 | 16,91 | 11,43 | 7,83  |
| <b>P11</b>   |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <b>M</b>     | 10,41 | 11,68 | 14,30 | 17,66 | 22,85 | 28,98 | 32,86 | 32,46 | 27,29 | 22,09 | 15,60 | 11,56 |
| <b>m</b>     | 1,26  | 1,73  | 3,65  | 5,88  | 9,50  | 14,09 | 17,09 | 17,39 | 14,37 | 10,27 | 5,80  | 2,64  |
| <b>M+m/2</b> | 5,84  | 6,71  | 8,98  | 11,77 | 16,17 | 21,54 | 24,98 | 24,92 | 20,83 | 16,18 | 10,70 | 7,10  |
| <b>P12</b>   |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <b>M</b>     | 10,44 | 11,72 | 14,34 | 17,70 | 22,89 | 29,02 | 32,90 | 32,50 | 27,33 | 22,13 | 15,64 | 11,60 |
| <b>m</b>     | 1,28  | 1,75  | 3,67  | 5,90  | 9,52  | 14,11 | 17,11 | 17,41 | 14,39 | 10,29 | 5,82  | 2,66  |
| <b>M+m/2</b> | 5,86  | 6,74  | 9,00  | 11,80 | 16,20 | 21,56 | 25,01 | 24,95 | 20,86 | 16,21 | 10,73 | 7,13  |
| <b>P13</b>   |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |       |
| <b>M</b>     | 10,99 | 12,27 | 14,89 | 18,25 | 23,44 | 29,57 | 33,45 | 33,05 | 27,88 | 22,68 | 16,19 | 12,15 |
| <b>m</b>     | 1,60  | 2,07  | 3,99  | 6,22  | 9,83  | 14,43 | 17,43 | 17,72 | 14,71 | 10,61 | 6,13  | 2,97  |
| <b>M+m/2</b> | 6,30  | 7,17  | 9,44  | 12,24 | 16,64 | 22,00 | 25,44 | 25,39 | 21,29 | 16,64 | 11,16 | 7,56  |

## 2.4. Synthèse bioclimatique

La synthèse bioclimatique met en évidence les différentes caractéristiques du climat qui permettent de délimiter les étages de végétation (Riva Martinez, 1981 ; Dahmani Megrerouche 1996).

De nombreux indices climatiques sont proposés. Les plus courants sont basés essentiellement sur des combinaisons des moyennes des différentes composantes du climat notamment la température et les précipitations (Emberger, 1930 ;1955 ; Sauvage, 1963).

## 2.5. Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gausсен

Le diagramme Ombrothermique permet d'estimer les éléments du climat d'une région de points de vue précipitation et température pendant une période donnée et facilite également de préciser les périodes sèches et humides (Le Houerou, 1993). La représentation de ce diagramme consiste à porter sur le même graphique les variations des températures et les précipitations portées sur deux axes parallèles en fonction du temps, dont l'échelle est « 2 mm = 1°C ».

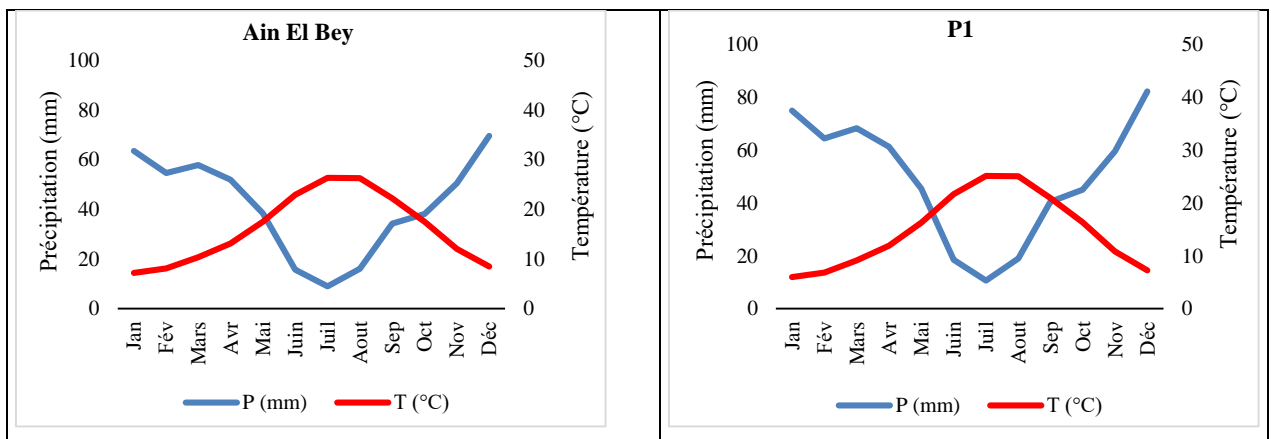
Bagnouls et Gausсен (1953) définissent un mois biologiquement sec, comme une période durant laquelle la quantité de pluie (mm) est inférieure ou égale au double des températures enregistrées (C°), d'où la relation :  $P \leq 2 T$ .

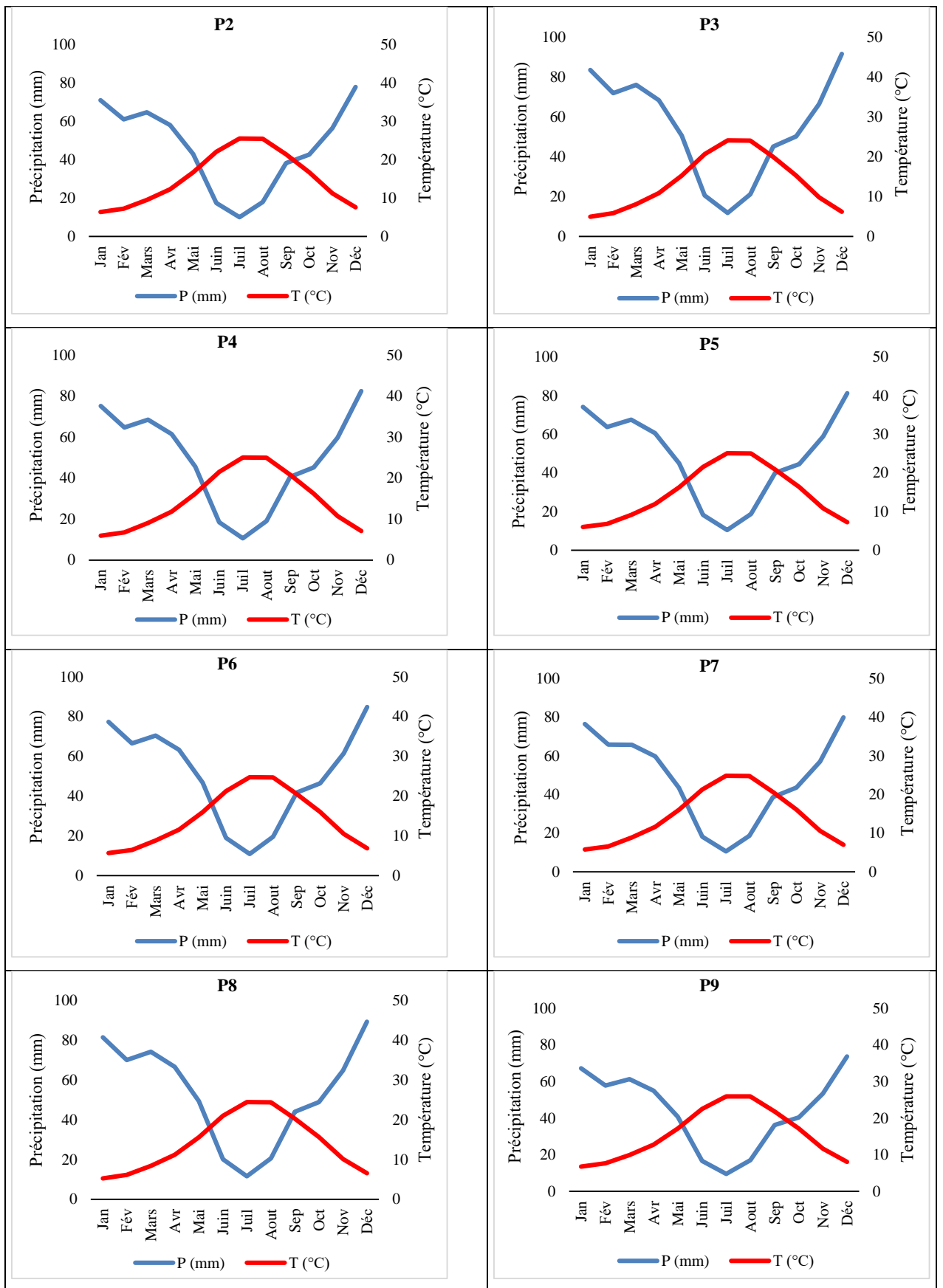
Où

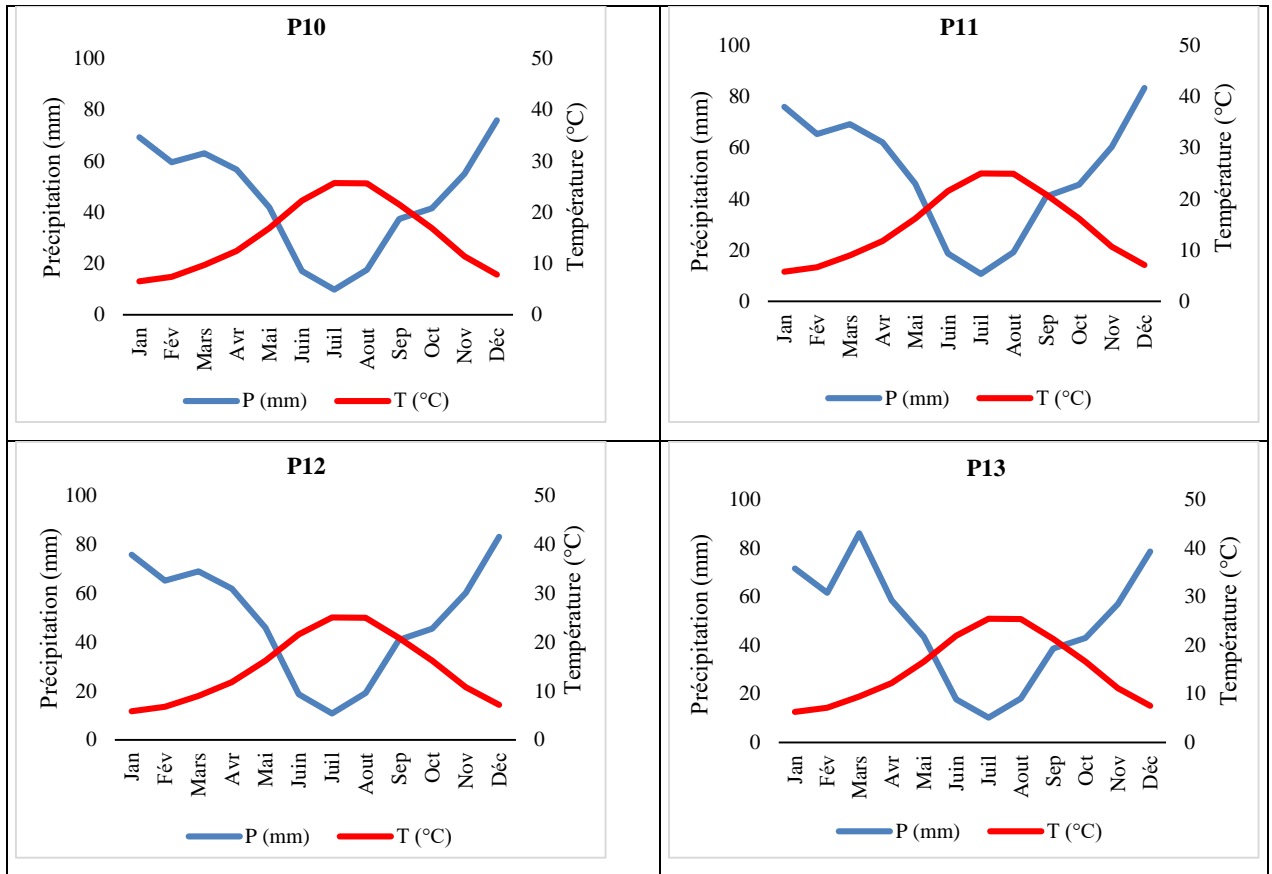
P : Précipitation moyenne mensuelle, T : Température moyenne mensuelle.

Lorsque la courbe des températures est supérieure à celle des précipitations, le climat est sec et humide dans le cas contraire. Elle dure entre 4 et 6 mois pendant la saison estivale, qui inclut parfois une partie du Printemps et une partie de l'Automne.

D'après les diagrammes de la figure 20, la saison sèche est de l'ordre de 4 mois à partir de juin jusqu'au mois de septembre, s'étalant pratiquement au cours de la période estivale. La période pluvieuse s'étend généralement entre la fin Septembre jusqu'à la fin du mois de Mai.







**Figure 20 :** Diagrammes Ombrothermiques de Bagnouls et Gausson de la station de Ain El Bey et les parcelles d'étude.

### 2.6. Quotient pluviothermique et climagramme d'Emberger

Emberger (1955) a proposé la détermination d'un quotient pluviométrique  $Q_2$  pour déterminer le climat de la zone méditerranéenne ; ce quotient dépend de la précipitation moyenne annuelle et les moyennes des températures minimales et maximales, respectivement des mois les plus froids et les plus chauds.

Le  $Q_2$  permet l'analyse des formes climatiques. Il est calculé comme suit :

$$Q_2 = 2000 P / (M^2 - m^2)$$

Où :

P : Précipitation annuelles en mm ;

M : Moyenne des températures maximales du mois le plus chaud en degré de Kelvin (°K) ( $t^{\circ}K = t^{\circ}C + 273$ ) ;

m : Moyenne des températures minimales du mois le plus froid en degré de Kelvin (°K).

Ce quotient a été simplifié par Stewart (1969) et propose le quotient suivant :

$$Q = 3,43 \times P / M - m$$

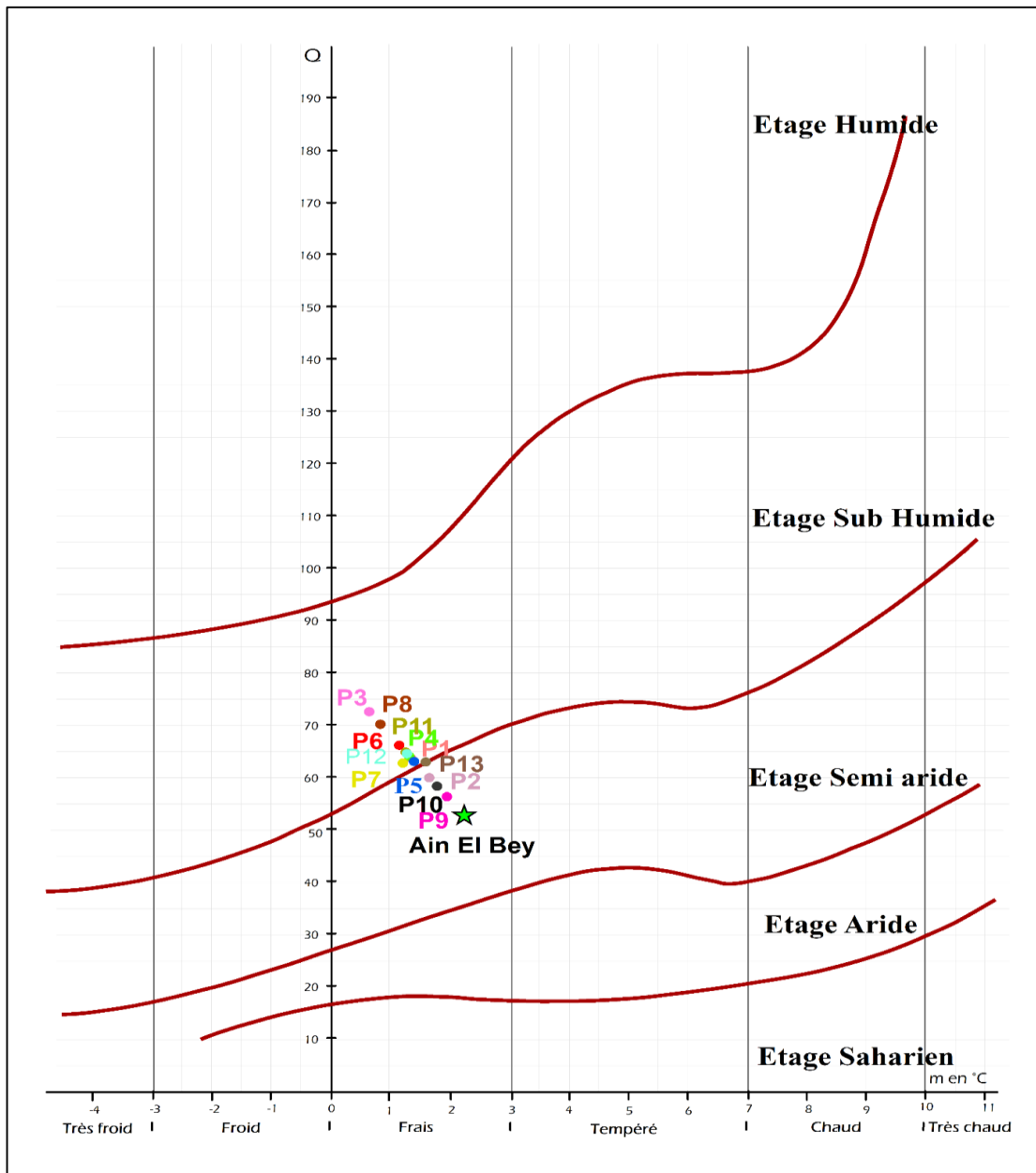
Emberger (1955) distingue 5 étages bioclimatiques : Humide, subhumide, semi-aride, aride et désertique. Avec des hivers : Très froid ( $m < -3$ ), froid ( $-3 < m < 0$ ), frais ( $0 < m < 3$ ), doux

( $3 < m < 7$ ), chaud ( $7 < m < 10$ ) et très chaud ( $10 > m$ ). Le tableau 8 résume le  $Q_2$  pour les différentes stations d'étude :

**Tableau 8 :** Valeurs du  $Q_2$  de station d'Ain El Bey et les différentes parcelles.

|            | P(mm)  | M(C°) | m(C°) | Q2    | Etages bioclimatiques |
|------------|--------|-------|-------|-------|-----------------------|
| Ain El Bey | 499,25 | 34,59 | 2,25  | 52,98 | Semi-aride frais      |
| P2         | 558,05 | 33,56 | 1,66  | 60,20 |                       |
| P5         | 583,65 | 33,11 | 1,40  | 63,42 |                       |
| P9         | 528,45 | 34,08 | 1,96  | 56,54 |                       |
| P10        | 544,85 | 33,79 | 1,79  | 58,56 |                       |
| P13        | 584,92 | 33,45 | 1,60  | 63,21 | Sub-humide frais      |
| P1         | 589,25 | 33,01 | 1,35  | 64,13 |                       |
| P3         | 658,85 | 31,79 | 0,65  | 73,15 |                       |
| P4         | 591,65 | 32,97 | 1,32  | 64,44 |                       |
| P6         | 608,45 | 32,68 | 1,16  | 66,59 |                       |
| P7         | 578,23 | 32,78 | 1,22  | 63,17 |                       |
| P8         | 640,05 | 32,12 | 0,84  | 70,68 |                       |
| P9         | 528,45 | 34,08 | 1,96  | 56,54 |                       |
| P10        | 544,85 | 33,79 | 1,79  | 58,56 |                       |
| P11        | 597,65 | 32,86 | 1,26  | 65,20 |                       |
| P12        | 595,65 | 32,90 | 1,28  | 64,95 |                       |

Selon le climagramme du quotient pluviothermique d'Emberger, la station d'étude est située dans un climat semi-aride à hiver frais influencé par le climat subhumide, tandis que les parcelles P2, P5, P9, P10 et P13 sont situées dans l'étage bioclimatique semi-aride à hiver frais, selon la Figure 21. Les parcelles P1, P3, P4, P6, P7, P8, P11 et P12 sont situées dans l'étage bioclimatique subhumide à hiver frais.



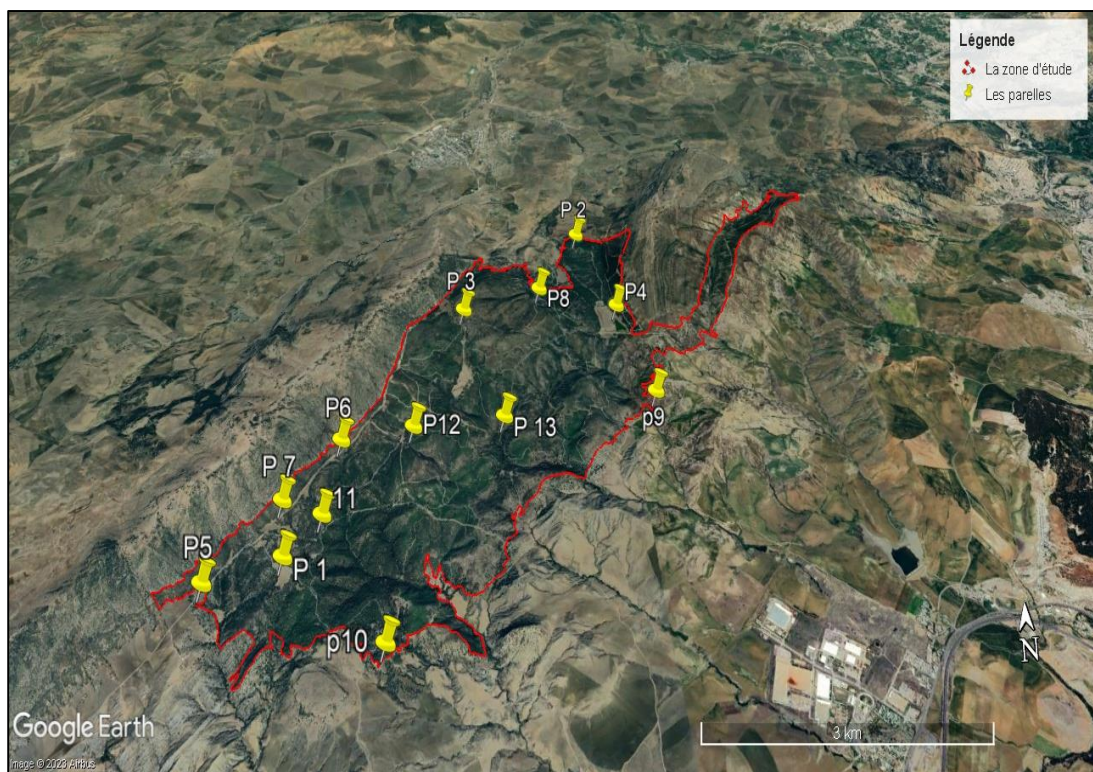
**Figure 21** : Climagramme d'Emberger des stations d'étude.

## II. Caractérisation des parcelles d'étude des peuplements de chêne vert

Le rôle de la cartographie n'a jamais été aussi indispensable de nos jours. La liste de l'utilisation des cartes est illimitée : activités reliées à la surface de la Terre comme l'étude de l'occupation des terres, le cadastre, les prédictions météorologiques, la construction de routes, les mesures de prise de décision en cas d'urgence, l'aménagement forestier, la navigation, le tourisme...etc. Associée aux pouvoirs de la télédétection et SIG, la cartographie a la capacité de résoudre plusieurs problèmes. L'élaboration des différentes cartes est réalisée à partir du logiciel ARCGIS 10.8.

## 1. Choix des parcelles

La parcelle écologique est une unité élémentaire de description du milieu et de la végétation. Elle est homogène du point de vue des principaux facteurs écologiques : altitude, exposition, pente, végétation...etc. (Delassus, 2015). La forêt domaniale de Chettaba est caractérisée par une variabilité floristique tels que le chêne vert qui est l'essence principale de la forêt de Chettaba où il occupe 1127 ha sur une superficie de 2409 ha. Il ne peut être étudié dans sa totalité, ainsi le choix s'est porté sur diverses parcelles. Au sein de chaque parcelle, s'est effectué plusieurs relevés de différents types (mesures, notations ou observations). La figure 22 et tableau 1 (Annexe I) illustrent la localisation des parcelles d'étude au niveau de massif forestier.



**Figure 22** : Carte d'emplacement des parcelles d'échantillonnage.

L'échantillonnage est une technique indispensable utilisé pour des raisons économiques dans la plupart des inventaires forestiers. Les populations à inventorier sont généralement trop vastes pour être entièrement dénombrées, qu'elles soient composées d'arbres (estimation des données dendrométriques, étude des défauts, élaboration des tarifs de cubage dans des plantations et...) ou parcelle (Lanly, 1981). Dans le cadre de cette étude 13 parcelles de chêne vert sont choisies aléatoirement d'une superficie équivalente de 900m<sup>2</sup> (30m x 30m). A l'intérieur de chaque parcelle tous les individus sont inventoriés (Figure 23). Etant donné que l'étude est focalisée sur des parcelles des petites superficies, il est préférable de réaliser un

inventaire complet. Il consiste en un dénombrement exhaustif des tiges et par classes de diamètres (Rached-Kanouni *et al.*, 2019). Les mesures dendrométriques mesurés et l'évaluation selon les protocoles DEPEFEU, ICP et l'IBP sont effectués en été durant les années 2021 et 2022 (Tableau 1, Annexe I).



**Figure 23** : Délimitation de la parcelle 12 (Originale, 2022).

## **2. Acquisition de données de terrain**

L'acquisition des données de terrain consiste en un inventaire forestier traditionnel (Inventaire pied à pied). Il rassemble des informations sur les caractéristiques et les critères forestiers des peuplements ou des strates homogènes échantillonnés. Le choix des données à sonder découle de l'analyse des enjeux et de la nature des besoins d'acquisition (Méthot *et al.*, 2014).

Les données sont récoltées sur le terrain en plusieurs catégories dont les premières relèvent les mesures dendrométriques telles que la hauteur, la circonférence et la projection au sol du houppier des arbres dans chaque parcelles..., alors que les secondes fournissent un inventaire sanitaire des états des lieux du dépérissement et de la mortalité des peuplements de chêne vert et en dernier un inventaire de biodiversité potentiel (IBP).

Au niveau de chaque parcelle, les paramètres liés au milieu sont recensés : les coordonnées géographiques, l'exposition, l'altitude et la pente.

Les paramètres dendrométriques recensés au niveau de chaque arbre sont dans les tableaux 2 et 3 (Annexe I) :

- Le diamètre et la circonférence à 1.30 m du sol ;
- La hauteur totale (Ht) définie par la longueur de la ligne droite joignant le pied de l'arbre (niveau du sol) à l'extrémité du bourgeon terminal de la tige (Massenet, 2005 ; Massenet, 2011 ; Naggar, 2021).
- La hauteur du fût (Hf) définie par la longueur de la ligne droite joignant le pied de l'arbre à la première grosse branche.



**Figure 24** : Mesure de la Circonférence d'un arbre de chêne vert (Originale, 2021).

### 3. Traitements des données

Les paramètres dendrométriques retenus pour l'étude sont la densité, la surface terrière, le diamètre, la hauteur moyenne, et le volume.

- La densité de peuplement ou l'abondance absolue (N, en pieds/ha) est le nombre moyen d'arbres sur pied ramené à l'hectare (Pavillard, 1935).

$$N = \frac{n}{s}$$

n : étant le nombre total d'arbres par parcelle et s : surface du parcelle ( s = 0,09 ha).

- L'abondance relative, quant à elle, donne le nombre d'individus d'une espèce par rapport au nombre totale de pieds inventoriés (Zaime et Gautier, 1982).

$$Ar(\%) = \frac{N_i}{N} \times 100$$

N<sub>i</sub>: Nombre des arbres de l'espèce et N : Nombre total des arbres inventoriées.

- Par ailleurs la mesure de la circonférence à 1,30 m permet le calcul de la surface terrière. La surface terrière (Dominance absolue) du peuplement est la somme des surfaces terrières de tous les arbres et arbustes (Rondeux, 1999). Elle a été obtenue par la formule :

$$G = \frac{\pi}{4s} \sum_{i=1}^n d_i^2$$

G : surface terrière exprimée en m<sup>2</sup>/ha.

d<sub>i</sub> : diamètre (en m) de l'arbre i de la parcelles.

s : superficie de la parcelle.

- Quant à la dominance relative d'une espèce (ou famille), c'est est le rapport de la surface terrière de cette espèce (famille) à la surface terrière totale, multipliée par 100 (Rajoelison, 1997).

$$Dr(\%) = \frac{G_i}{G} \times 100$$

Où :

**G<sub>i</sub>** : Surface terrière de l'individu

**G** : Dominance absolue (surface terrière)

- Le biovolume est défini comme le volume de bois fourni par la végétation dans une zone donnée. Il permet de chronométrer le potentiel ligneux de la formation végétale (Victor *et al.*, 2019). Il est donné par la formule :

$$V = \sum v_i = [g_i * h_i] * 0.53 \quad (\text{Dawkins, 1958})$$

V : biovolume (m<sup>3</sup>/ha).

g<sub>i</sub> : surface terrière (m<sup>2</sup>/ha).

H<sub>i</sub> : hauteur (m) ;

v<sub>i</sub> : nombre d'individus.

Le biovolume est élevé lorsqu'il est supérieur à 250 m<sup>3</sup>/ha, moyen lorsqu'il est compris entre 50 et 250 m<sup>3</sup>/ha et faible lorsqu'il est inférieur à 50 m<sup>3</sup>/ha (Roger et Rabarison, 2000).

- La fréquence relative d'une espèce a été calculée en établissant le rapport entre le nombre de relevés où l'espèce est présente et le nombre total de relevés (Curtis et McIntosh, 1950)

$$Fr(\%) = \frac{R_i}{R} \times 100$$

R<sub>i</sub> : le nombre d'individus de l'espèce i rencontré au cours de l'inventaire ; r désigne la somme totale de tous les individus des espèces.

- Coefficient d'élanement (CE) se traduisant par le rapport hauteur-diamètre (Gaudin, 1996).

$$CE = H/D$$

Lorsque  $CE < 100$  représente un peuplement régulier et stable avec un couvert complet et dense et lorsque  $CE > 100$  cela signifie que le peuplement régulier est instable, le couvert est dense supérieur à 80%.

- L'indice de valeur d'importance (IVI), permet d'identifier les entités dominantes d'une communauté ou d'un compartiment, c'est-à-dire les espèces ayant une forte valeur écologique Reitsma (1988).

$$IVI = \text{Abondance relative} + \text{Dominance relative} + \text{Fréquence relative}$$

Les espèces ayant les IVI les plus élevées ( $IVI \geq 50$ ) sont considérées comme essences principales (Robisoa, 2010)

- Le taux de mortalité noté TM (%) représente le pourcentage des arbres morts par rapport au nombre total des arbres par unité de surface (Ngom *et al.*, 2018).

$$TM (\%) = m / N$$

m : Effectif d'arbres morts;

N : effectif initial d'arbres dans la parcelle.

- Potentiel de régénération naturelle : Il est également possible de déterminer le taux de régénération (TR%) qui est exprimé en termes de pourcentage des individus régénérés par rapport au nombre d'individus total (Poupon, 1980) :

$$TR (\%) = R / N$$

R : Nombre d'individus de régénération ;

N : effectif initial d'arbres dans la parcelle.

Suivant l'échelle de ROTHE (1964) :

- $TR \geq 1000$  % correspond à une très bonne régénération ;
- $300 \% \leq TR < 1000$  % : bonne régénération ;
- $100 \% \leq TR < 300$  % : régénération moyenne ;
- $TR < 100$  % : faible régénération.

#### **4. Evaluation de la vitalité des arbres et des peuplements**

L'évaluation de la vigueur des arbres et de la santé générale des peuplements repose principalement sur deux types d'observations : l'examen de la cime et celui du tronc. L'état de houppier est le plus souvent pris en compte pour apprécier la vitalité des arbres de nombreuses essences forestières, feuillues ou résineuses (Becker, 1987 ; Bonneau et Landmann, 1988). L'examen consiste à évaluer la santé de la forêt de Chettaba par une évaluation visuelle de l'état

des houppiers à partir d'une description multicritère (transparence mortalité des branches et décoloration des couronnes). L'évaluation visuelle est actuellement appliquée dans les programmes de surveillance en Europe et en France (ICP Forest et DEPEFEU), de sorte que tout outil développé dans la présente étude pourrait être extrapolés à ces programmes de surveillance. Il intègre la variation génétique intrinsèque des arbres, les influences du site et des facteurs externes tels que les stress abiotiques et biotiques.

#### **4.1. Protocole d'évaluation ICP Forest**

Les conditions des couronnes sont estimées visuellement dans divers programmes de surveillance de la santé des forêts menés en Europe, dont le Programme international de coopération (ICP) pour l'évaluation et la surveillance des effets de la pollution atmosphérique sur les forêts, entre autres ICP Forest (Réseau Européen de niveau I). Les observations se réfèrent au protocole ICP Forest mis au point dans le cadre du programme international concerté sur les forêts. Les évaluations sont réalisées à différents niveaux puisqu'elles se rapportent aux conditions d'observation (statut social, concurrence, etc.), à l'état du houppier (défoliation, fructification, décoloration, etc.) et aux dommages visibles affectant l'arbre (Seidling, 2004 ; Eichhorn *et al.*, 2016).

##### **4.1.1. Visibilité**

La visibilité concerne la possibilité d'observer le houppier de façon optimale, soit en vue latérale, soit sous un angle d'environ 45°. Quatre catégories sont définies :

- Houppier entièrement visible ;
- Houppier partiellement visible ;
- Houppier partiellement visible mais à contre-jour ;
- Houppier non visible due à la présence des houppiers voisins : le houppier est observable uniquement par le dessous.

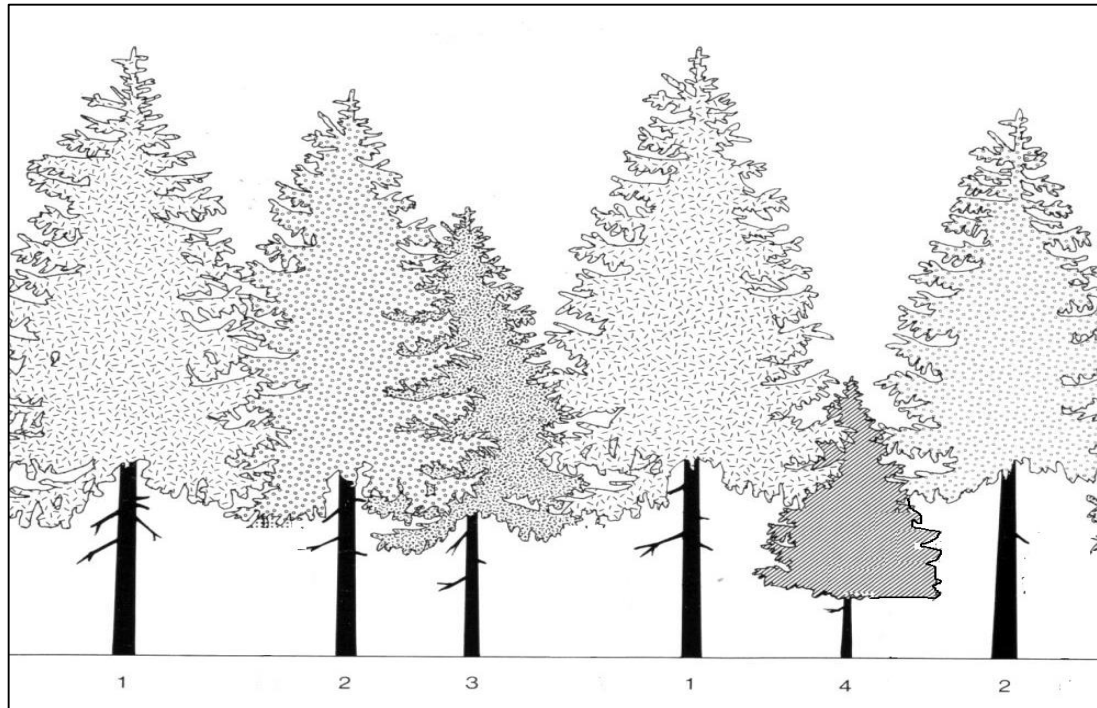
##### **4.1.2. Statut social**

La position du houppier fait référence à la position relative d'un houppier individuel par rapport aux arbres environnants (Bechtold *et al.*, 2002 ; Braem, 2009 ; Schomaker, 2007). Cet indicateur fournit des informations sur la structure du peuplement et la concurrence (Figure 25). Les individus se répartissent dans plusieurs strates (Kraft, 1884) :

- Dominant, comprenant les arbres isolés dont la couronne supérieure dépasse le niveau général de la canopée ;
- Codominant, qui comprend les arbres dont les couronnes forment le niveau supérieur général de la canopée ;

Sous-dominant, qui comprend les arbres s'étendant dans la canopée et recevant un peu de lumière d'en haut, mais plus courts que les classes dominante et codominante ;

Dominé, qui comprend les arbres dont les couronnes forment le niveau supérieur général de la canopée (Ponette, 2010).



**Figure 25** : Statut social des arbres individuels dans un peuplement : 1 - dominant, 2 - codominant, 3 - sous-dominant, 4 - dominé (Kraft, 1884).

#### 4.1.3. Indice d'ombrage (Concurrence)

L'ombrage de la couronne est une estimation du degré d'influence des arbres voisins sur l'arbre échantillonné. Cet indice est distribué en 5 classes allant de « croissance libre » à « couronne touchée par quatre côtés » (Braem, 2009 ; Eichhorn *et al.*, 2016)

Les arbres qui poussent à l'air libre ont généralement des couronnes beaucoup plus grandes que les arbres qui poussent dans des peuplements à canopée fermée. En outre, l'absence de concurrence peut modifier la sensibilité d'un arbre à certaines contraintes. Un changement dans le degré d'ombrage peut avoir des effets significatifs sur l'état de la couronne. Par conséquent, cette évaluation doit se référer au degré d'ombrage au moment de l'évaluation. Ce degré peut changer d'une année à l'autre, par exemple à la suite d'opérations d'éclaircissement ou de dégâts causés par une tempête. Il convient donc de l'enregistrer chaque année.

#### 4.1.4. Décoloration des feuilles

La décoloration est exprimée visuellement par toute altération de la couleur normale du feuillage de l'espèce observée, que ce soit par la teinte ou par la répartition de cette couleur, respectivement. C'est un indicateur quantitatif et généralement adopté pour la santé des arbres et

utilisé comme indicateur clés de la qualité de l'environnement. (Landmann *et al.*, 1987 ; Solberg, 2004 ; Coops *et al.*, 2004 ; Fink, 2009). Constitue la base du suivi des arbres pour la planification forestière et la prise de décision dans de nombreux pays (Stone *et al.*, 2003 ; Smith *et al.*, 2008 ; Chi *et al.*, 2020). Elle s'évalue selon l'échelle décrite sur le Tableau 9 (les classes correspondent aux codes à inscrire).

**Tableau 9** : Classes de décoloration (Braem, 2009).

| Niveaux | % de feuilles/aiguilles | Degrés de décoloration |
|---------|-------------------------|------------------------|
| 1       | 0-10 %                  | Aucune                 |
| 2       | > 10 et ≤ 25 %          | Légère                 |
| 3       | > 25 et ≤ 60%           | Modérée                |
| 4       | > 60 %                  | Sévère                 |
| 5       | Arbre mort              | Arbre mort             |

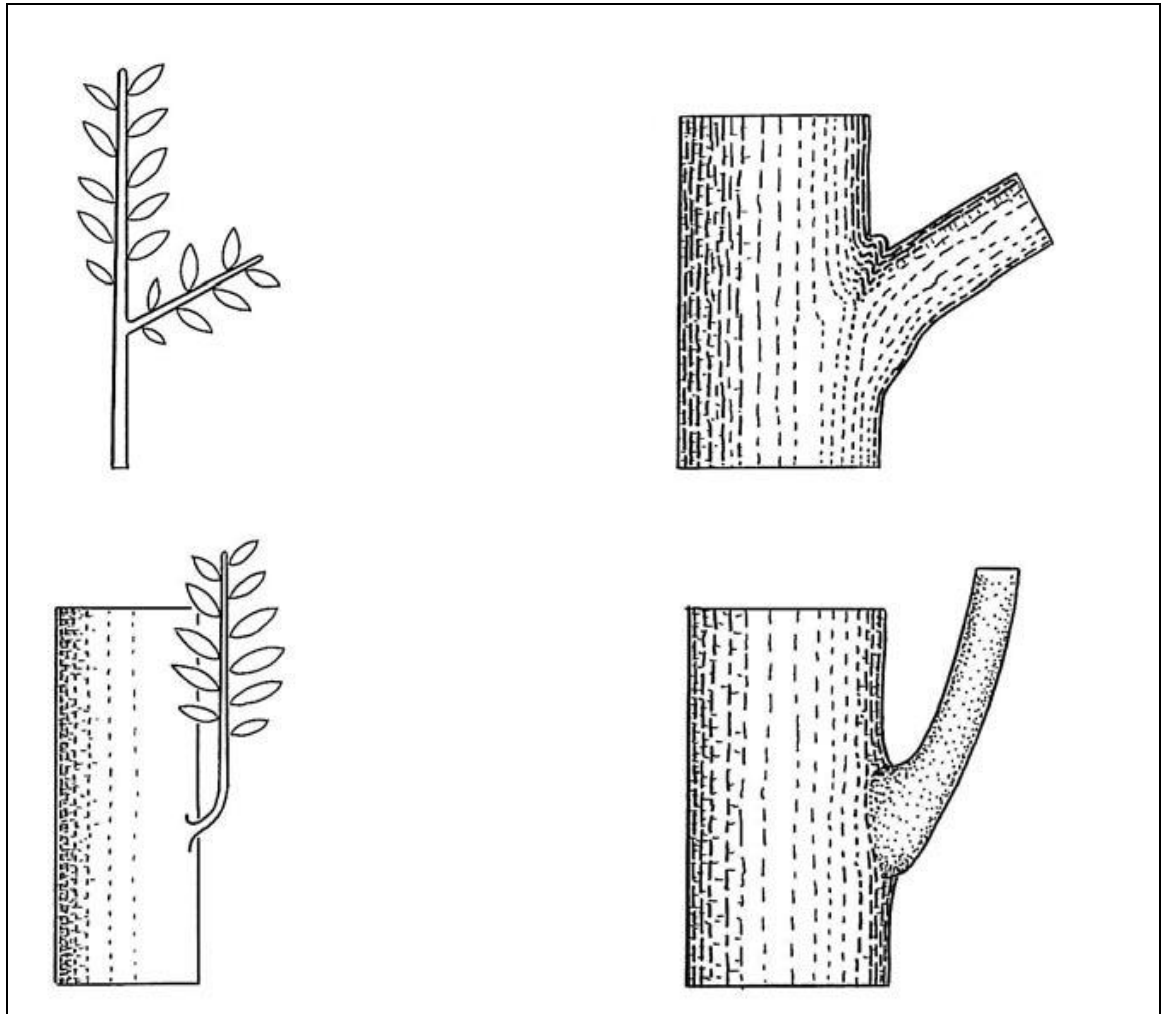
#### 4.1.5. Gourmands et pousses éplicormiques

Un gourmand désigne une pousse qui émerge sur le tronc ou une branche à partir d'un bourgeon resté latent. Chez le chêne, les bourgeons latents à l'origine des gourmands sont tous de nature préventive (Fontaine *et al.*, 2002 ; Colin *et al.*, 2010). Le développement de gourmands dans le houppier et sur le tronc peut être dû à une mise en lumière, ou à un stress particulier. La présence de ces pousses secondaires reflète la manière dont l'arbre réagit à la perte de feuillage, révélant ainsi sa capacité régénérative (Braem, 2009 ; Drénou *et al.*, 2012).

Trois niveaux sont établis, chacun décrivant une fréquence spécifique des pousses éplicormiques visibles dans le houppier et sur le tronc (Figure 26). L'évaluation doit prendre en compte toutes les pousses secondaires, et non seulement celles de l'année en cours. Ces trois niveaux sont illustrés sur le tableau suivant :

**Tableau 10** : Niveaux de Gourmands et pousses éplicormiques.

| Niveaux | Description  |
|---------|--|
| 1       | Absent ou rare   |
| 2       | Moyen : développement réduit ou pousses éplicormiques limitées à quelques points du houppier ou du tronc |
| 3       | Abondant : présent dans une grande partie du houppier, ou sur toute la surface du tronc.                 |



**Figure 26 :** Distinction morphologique entre la dynamique de mise en place d'une branche (schémas du haut) et celui d'un gourmand (schémas du bas) (Drénou *et al.*, 2012).

#### 4.1.6. Fructification

La fructification est définie comme la production annuelle de fruits des arbres de la couronne évaluable. Seuls les fruits de l'année d'évaluation concernée sont pris en considération (Silvertown, 1980). La production annuelle des fruits peut entraîner un changement important dans l'allocation du carbone, des nutriments et de l'énergie des feuilles et de la croissance des tiges vers les structures de génération. Il s'agit d'un critère important pour la vitalité de l'arbre (Eichhorn *et al.*, 2010). Ces trois niveaux sont :

- Absent ou rare : La fructification est absente ou négligeable. Même une observation assez longue de la couronne à l'aide de jumelles ne permet pas de déceler des signes de fructification.
- Commun : La fructification est telle qu'elle peut être observée à l'œil nu. L'aspect de l'arbre est influencé mais non dominé par la fructification.
- Abondante : La fructification est évidente et saute aux yeux, elle détermine l'apparence de l'arbre.

#### 4.1.7. Défoliation

Le taux de défoliation se réfère à la quantité de feuillage perdue au niveau du houppier. Ce critère est fréquemment employé pour évaluer la santé des peuplements forestiers, également connu sous le nom d'indice de transparence du houppier (Becker, 1987 ; Thomas *et al.*, 2002). Il est basé sur une observation visuelle après avoir divisé le houppier en quatre parties, de la partie supérieure « cime » jusqu'à la base du houppier vivant (D'Eon *et al.*, 1995). La partie déperie correspond à la partie transparente qui a perdu son feuillage (Zerrouki *et al.*, 2022).

Etat du feuillage : évaluation visuelle du degré de défoliation des arbres. Une note allant de 1 à 4 est attribuée à chaque arbre selon son pourcentage de défoliation :

- Classe 1 : défoliation légère, perte de feuillage inférieure à < 25%.
- Classe 2 : défoliation importante, 26-60% de feuilles perdues.
- Classe 3 : défoliation grave, de 61-99% de feuilles perdues.
- Classe 4 : défoliation très grave, plus de 100% de feuilles perdues (Ferretti *et al.*, 2021).

#### 4.2. Protocole d'évaluation DEPEFEU

Le protocole de dépérissement des feuillus (DEPEFEU) permet d'évaluer le dépérissement des forêts de feuillus à partir d'une description multicritère du houppier (Nageleisen, 2005 ; Bernard, 2017 ; Brunier *et al.*, 2020). Il est basé sur l'observation depuis le sol de symptômes renseignant sur l'état de santé du houppier. Trois critères symptomatologiques peuvent être distingués : la transparence du houppier, la mortalité des organes pérennes (branches, rameaux) et la répartition de la masse foliaire. Chacune de ces catégories de symptômes est divisée en sous-catégories, des critères symptomatologiques à observer dans la couronne supérieure des arbres (arbres adultes du stade dominant) afin de réaliser une notation du dépérissement (Tableau 11).

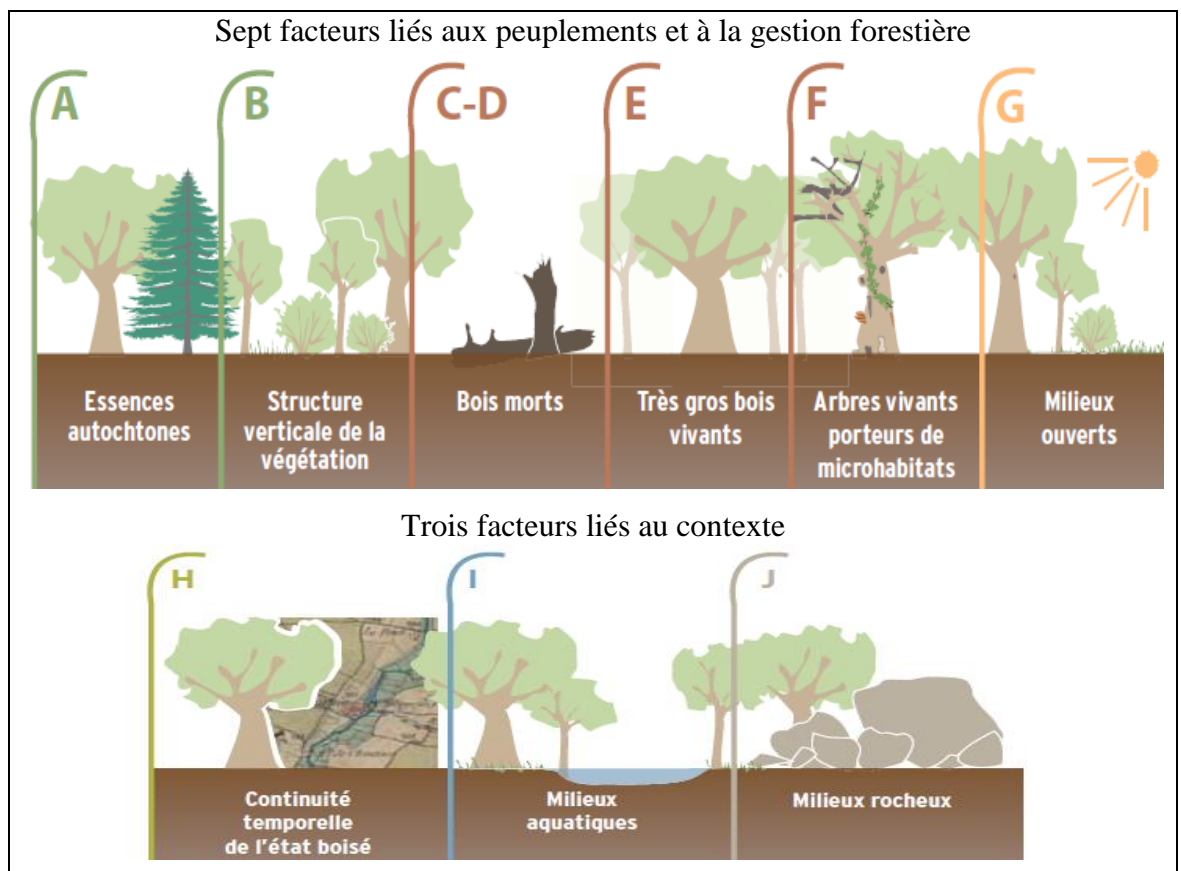
**Tableau 11** : Protocole DEPEFEU pour les parcelles de feuillus.

| <b>Classes</b> | <b>Description</b>  |
|----------------|---|
| <b>0</b>       | Absence de symptômes, ramifications secondaires abondantes, houppier opaque.  |
| <b>1</b>       | Rameaux fins desséchés dans la périphérie du houppier. Ramifications secondaires développées.   |
| <b>2</b>       | Branches desséchées dans la moitié supérieure de houppier mais moins de 50% et/ou transparence moyenne à forte liée à une perte assez forte de ramification fine (< 50%) et/ou échancrures nettes dans le houppier et/ou feuilles en paquets et/ou visualisation partielle du squelette de l'arbre. |
| <b>3</b>       | Branches mortes composant plus de 50% du houppier et/ou disparition de plus de 50% de la ramification et/ou visualisation totale du squelette de  |
| <b>4</b>       | Houppier mort, arbre mort ou moribond.  |

## 5. Indice de biodiversité potentiel

La biodiversité taxonomique potentielle d'un peuplement forestier réellement présente a été estimée par l'IBP ou Indice de biodiversité potentiel. Il est créé en France en 2008 dans le cadre d'un programme national mené au Centre National " Propriété Forestière " (Larrieu et Gonin 2008 ; Gonin *et al.*, 2017). Il s'appuie sur le relevé de dix facteurs précis. Sept sont des facteurs directement liés à la gestion forestière, les trois autres au contexte, aussi bien historique que stationnel (Larrieu et Gonin 2008, Gonin *et al.*, 2012 ; Emberger *et al.*, 2016). Chacun de ces dix facteurs se voit attribuer une note de 0, 2 ou 5 selon des seuils prédéfinis. Tous les facteurs, à l'exception de la continuité temporelle, sont enregistrés sur le terrain et évalués par la suite selon le protocole IBP. En comparant les observations de terrain avec les valeurs seuils.

Les facteurs de l'IBP pris en compte sont de A à J (Figure 27) et sont soit liés à la gestion (facteurs A-G), soit liés au contexte (H-J) (Larrieu et Gonin, 2008). Dans le cadre des facteurs liés à la gestion, le nombre d'espèces d'arbres autochtones (A), la structure verticale en termes de couches de la canopée (B), le bois mort sur pied (C) et tombé (D), les grands arbres vivants (E), les arbres vivants porteurs des microhabitats (F) et le pourcentage des milieux ouverts (G) sont relevés. Les facteurs liés au contexte concernent la continuité temporelle de la zone forestière (H) ainsi que des habitats aquatiques (I) et les rocheux (J) (Emberger *et al.*, 2016).



**Figure 27 :** Les dix facteurs IBP (Emberger *et al.*, 2016).

L'indice de biodiversité potentielle est composé de deux notes qui sont les sous-totaux des valeurs obtenues, pour les facteurs A à G dépendants de la gestion forestière d'une part et d'autre part pour les facteurs H à J qui sont liés au contexte. On exprime l'IBP en gardant séparées les deux composantes de la note globale et en notant chacune d'elles en pourcentage de la note maximale théorique (Tableau 12).

**Tableau 12.** Interprétation des valeurs de l'IBP.

| IBP : Critères A à G |                   |                                | IBP : Critères H à J |                   |                     |
|----------------------|-------------------|--------------------------------|----------------------|-------------------|---------------------|
| Note absolue         | Note relative (%) | Biodiversité liée à la gestion | Note absolue         | Note relative (%) | Apports du contexte |
| 0 à 5                | 0 à 15            | Faible                         | 0                    | < 10              | Faible              |
| 6 à 12               | 16 à 35           | Assez forte                    | 2 à 9                | 10 à 60           | Moyenne             |
| 13 à 22              | 36 à 65           | Moyenne                        |                      |                   |                     |
| 23 à 31              | 66 à 90           | Assez forte                    | 10 à 15              | > 60              | Forte               |
| 32 à 35              | 91 à 100          | Forte                          |                      |                   |                     |

## 6. Traitements statistiques des données

Chaque parcelle d'étude a été accompagnée d'une fiche de terrain qui a regroupé toutes les données et les informations recueillies. Ces informations sont reportées sur des fiches descriptives (Lejeune et Verrue, 2002). Le traitement de données récoltées s'articule sur quelques analyses et sur des approches graphiques à l'aide du logiciel Minitab 16 et IBM SPSS Statistics (29.0.2.0).

### 6.1. Analyse en composantes principales (ACP)

L'analyse en composantes principales est un outil qui permet la réalisation de trois actions distinctes. L'ACP permet la description des variables via leurs rapports de corrélations et d'anti-corrélations. Ensuite, elle décrit les individus et établit l'existence ou l'absence de ressemblances entre individus. Enfin, l'ACP illustre le plus fidèlement possible, sur deux ou trois dimensions d'un graphique, la variabilité des données d'un tableau.

L'ACP est une méthode statistique qui utilise la variance/covariance et la corrélation des variables pour décrire la structure des individus statistiques dans un espace vectoriel à  $p$  dimensions. Elle définit des axes informatifs, concentrant la variabilité maximale du nuage de points. L'ACP décompose un espace vectoriel en  $p$  vecteurs propres, explique la variance de l'ensemble des données et réduit considérablement le nombre de variables explicatives et corrélées (Dehaut, 2014).

Cette méthode a été appliquée à la matrice des moyennes des données de dimensions  $n \times p$ , où  $n=13$  variétés et  $p=44$  caractéristiques mesurées sur chaque variété (Altitude, N, H, D, G, V, CE, TR, M, DEPEFEU0, DEPEFEU1, DEPEFEU2, DEPEFEU3, DEPEFEU4, SAIN, DEPE, EV,

PV, CJ, NV, D, CD, SD, d, C1, C2, C3, C4, C5, D1, D2, D3, D4, D5, G1, G2, G3, F1, F2, F3). Les calculs sont réalisés à l'aide du logiciel IBM SPSS Statistics 29.0.2.0.

### **6.2. Analyse de la variance (ANOVA)**

L'analyse de la variance (ANOVA) est un outil statistique utilisé pour détecter les différences entre les moyennes des groupes expérimentaux. L'ANOVA est justifiée dans les plans expérimentaux comportant une variable dépendante qui est une mesure numérique paramétrique continue et plusieurs groupes expérimentaux au sein d'une ou plusieurs variables indépendantes (catégorielles). Dans la terminologie de l'ANOVA, les variables indépendantes sont appelées facteurs et les groupes au sein de chaque facteur sont appelés niveaux (Sawyer, 2009).

L'analyse de la variance est appliquée sur toutes les variables étudiées. Des différences significatives entre les différents traitements pour chaque paramètre mesuré sont également testées grâce au test de Fisher calculé au seuil de 5 % à l'aide du logiciel Minitab 16.

Le test Khi-carré de Pearson est réalisé en vue de quantifier l'influence des différents paramètres stationnels et dendrométriques sur le dépérissement de chêne vert.

# *Résultats et Discussions*

## **Résultats et discussion**

La forêt est un écosystème complexe dont la diversité biologique fournit de multiples services écosystémiques qui comprennent une grande partie de la biodiversité terrestre de la Terre (Andren, 1994 ; Borie et Hulme, 2015 ; Kok *et al.*, 2017). Mais la dégradation du couvert végétal naturel, qui se traduit par une réduction de la biomasse ou un déclin de la couverture végétale naturelle, constitue une préoccupation environnementale urgente qui menace la biodiversité et peut entraîner une dégradation des sols (Yengoh *et al.*, 2015). La conservation et la restauration des écosystèmes forestiers constituent l'une des principales tâches critiques pour la protection des écosystèmes mondiaux (Chazdon *et al.*, 2017).

En Algérie, les forêts ont historiquement été soumises à des perturbations, mais la menace de déforestation a augmenté ces derniers temps avec l'intensification de ces perturbations (Megrerouche, 2002). Comme de nombreuses forêts méditerranéennes, la forêt de chêne vert en Algérie souffre de dépérissement depuis quelques années. Contrairement au chêne-liège, peu de travaux ont été publiés localement sur les antagonistes de cette essence. Le chêne vert (*Quercus ilex* L.) est l'essence forestière principale de la forêt de Chettaba qui appartient administrativement à la wilaya de Constantine. Connaitre l'état de santé de cette espèce est un enjeu majeur. Pour arriver à répondre aux objectifs de ce travail une description des propriétés dendrométriques et l'étude de la santé de cette espèce sont effectuées. Cette description est réalisée via la mise en place d'un inventaire multifonctionnel composé des mesures dendrométriques, de l'état sanitaire (DEPEFEU et ICP) et d'un inventaire de biodiversité potentiel (IBP).

### **I. Caractéristiques des peuplements de chêne vert**

#### **1. Richesse spécifique**

Le chêne vert est l'essence dominante de la forêt de Chettaba (Figure 28). Il est de l'ordre de 82,1% de la totalité des arbres observés dans les parcelles échantillonnées alors que le pin d'Alep n'est que de 8,9%. Nous avons recensé 609 individus dans l'intervalle altitudinale entre 804 et 1093m. Ces individus sont groupés en 8 espèces ligneuses (*Quercus ilex* L. (1753), *Pinus halepensis* Mill. (1768), *Phillyrea angustifolia* L.(1753), *Juniperus oxycedrus* (L.1753), *Crataegus monogyna* jacq. (1775), *Calicotome spinosa* L. Link. (1822), *Cupressus sempervirens* (L.1753), *Pistacia lentiscus* (L.1753), réparties en 7 familles (Fagacées, Pinacées, Oleaceae, Cuperssaceae, Rosacées, Fabaceae, Anacardiaceae).

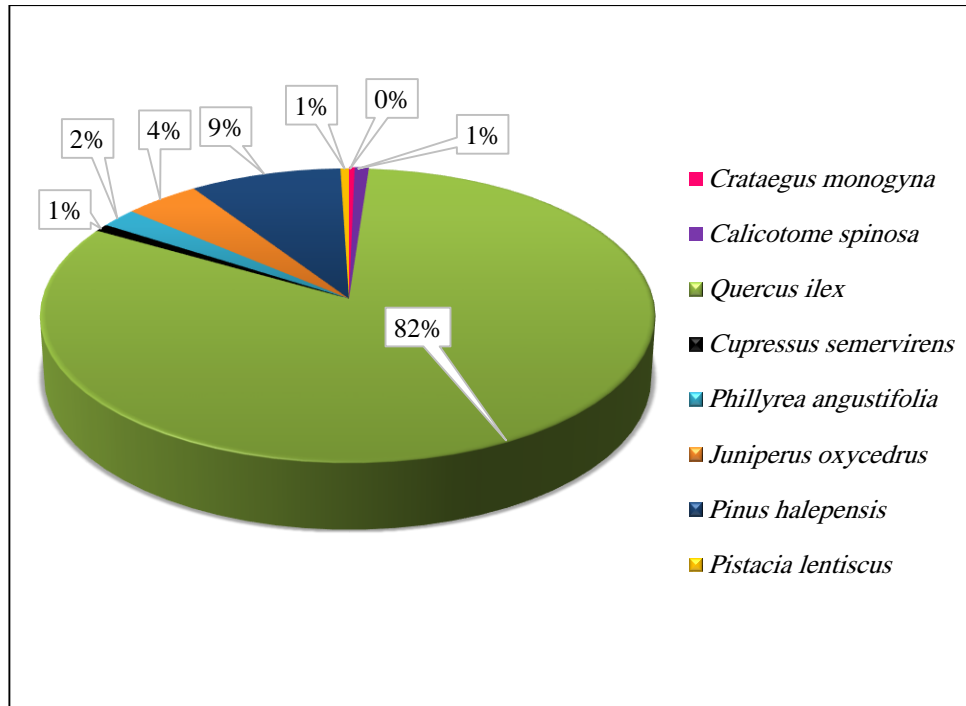


Figure 28 : Répartition des espèces de la zone d'étude.

Le tableau 13 synthétise les différentes caractéristiques des parcelles étudiées (les espèces, les familles, l'effectif par rapport à l'hectare).

Tableau 13 : Composition floristique de 13 parcelles étudiées.

| Parcelles | Famille     | Espèce               | N scientifique         | N/ha | Nt/ha |
|-----------|-------------|----------------------|------------------------|------|-------|
| P1        | Rosacées    | Aubépine             | <i>C. monogyna</i>     | 11   | 1056  |
|           | Fagaceae    | Chêne vert           | <i>Q. ilex</i>         | 889  |       |
|           | Oleaceae    | Filaria              | <i>P. angustifolia</i> | 67   |       |
|           | Cuperssacea | Genévrier oxycèdre   | <i>J. oxycedrus</i>    | 78   |       |
|           | Pinacée     | Pin d'Alep           | <i>P. halepensis</i>   | 11   |       |
| P2        | Fagaceae    | Chêne vert           | <i>Q. ilex</i>         | 422  | 500   |
|           | Cuperssacea | Cyprès               | <i>C. semervirens</i>  | 33   |       |
|           | Pinacée     | Pin d'Alep           | <i>P. halepensis</i>   | 44   |       |
| P3        | Fagaceae    | Chêne vert           | <i>Q. ilex</i>         | 200  | 222   |
|           | Rosacées    | Aubépine             | <i>C. monogyna</i>     | 11   |       |
|           | Pinacée     | Pin d'Alep           | <i>P. halepensis</i>   | 11   |       |
| P4        | Fagaceae    | Chêne vert           | <i>Q. ilex</i>         | 278  | 289   |
|           | Cuperssacea | Genévrier oxycèdre   | <i>J. oxycedrus</i>    | 11   |       |
| P5        | Fagaceae    | Chêne vert           | <i>Q. ilex</i>         | 322  | 344   |
|           | Cuperssacea | Cyprès               | <i>C. semervirens</i>  | 11   |       |
|           | Cuperssacea | Genévrier oxycèdre   | <i>J. oxycedrus</i>    | 11   |       |
| P6        | Fagaceae    | Chêne vert           | <i>Q. ilex</i>         | 223  | 278   |
|           | Anacardiace | Pistachier lentisque | <i>P. lentiscus</i>    | 22   |       |
|           | Oleaceae    | Filaria              | <i>P. angustifolia</i> | 11   |       |
|           | Cuperssacea | Genévrier oxycèdre   | <i>J. oxycedrus</i>    | 22   |       |
| P7        | Fagaceae    | Chêne vert           | <i>Q. ilex</i>         | 278  | 300   |
|           | Cuperssacea | Genévrier oxycèdre   | <i>J. oxycedrus</i>    | 11   |       |
|           | Fabaceae    | Calicotome           | <i>C. spinosa</i>      | 11   |       |
| P8        | Fagaceae    | Chêne vert           | <i>Q. ilex</i>         | 278  | 344   |
|           | Pinacée     | Pin d'Alep           | <i>P. halepensis</i>   | 44   |       |

|            |             |                      |                        |     |      |
|------------|-------------|----------------------|------------------------|-----|------|
|            | Fabaceae    | Calicotome           | <i>C. spinosa</i>      | 11  |      |
|            | Cuperssacea | Genévrier oxycèdre   | <i>J. oxycedrus</i>    | 11  |      |
| <b>P9</b>  | Fagaceae    | Chêne vert           | <i>Q. ilex</i>         | 967 | 1067 |
|            | Pinacée     | Pin d'Alep           | <i>P. halepensis</i>   | 56  |      |
|            | Cuperssacea | Genévrier oxycèdre   | <i>J. oxycedrus</i>    | 33  |      |
|            | Oleaceae    | Filaria              | <i>P. angustifolia</i> | 11  |      |
| <b>P10</b> | Fagaceae    | Chêne vert           | <i>Q. ilex</i>         | 244 | 600  |
|            | Pinacée     | Pin d'Alep           | <i>P. halepensis</i>   | 300 |      |
|            | Cuperssacea | Genévrier oxycèdre   | <i>J. oxycedrus</i>    | 56  |      |
| <b>P11</b> | Fagaceae    | Chêne vert           | <i>Q. ilex</i>         | 534 | 600  |
|            | Pinacée     | Pin d'Alep           | <i>P. halepensis</i>   | 33  |      |
|            | Fabaceae    | Calicotome           | <i>C. spinosa</i>      | 11  |      |
|            | Cuperssacea | Genévrier oxycèdre   | <i>J. oxycedrus</i>    | 11  |      |
|            | Oleaceae    | Filaria              | <i>P. angustifolia</i> | 11  |      |
| <b>P12</b> | Fagaceae    | Chêne vert           | <i>Q. ilex</i>         | 522 | 722  |
|            | Pinacée     | Pin d'Alep           | <i>P. halepensis</i>   | 67  |      |
|            | Cuperssacea | Genévrier oxycèdre   | <i>J. oxycedrus</i>    | 56  |      |
|            | Oleaceae    | Filaria              | <i>P. angustifolia</i> | 44  |      |
|            | Fabaceae    | Calicotome           | <i>C. spinosa</i>      | 22  |      |
|            | Anacardiace | Pistachier lentisque | <i>P. lentiscus</i>    | 11  |      |
| <b>P13</b> | Fagaceae    | Chêne vert           | <i>Q. ilex</i>         | 400 | 444  |
|            | Pinacée     | Pin d'Alep           | <i>P. halepensis</i>   | 33  |      |
|            | Cuperssacea | Genévrier oxycèdre   | <i>J. oxycedrus</i>    | 11  |      |

D'une manière générale, les paramètres dendrométriques reflètent la croissance des arbres. Cette dernière peut être considérée comme la résultante du potentiel physiologique déterminé génétiquement et la réponse aux conditions de l'environnement correspondant à la plasticité phénotypique (Ennoui, 2021). Le tableau 14 récapitule les principales caractéristiques dendrométriques des arbres dans les différentes parcelles de la zone d'étude. Il ressort de cette analyse que les valeurs des différents paramètres obtenus varient entre les parcelles.

**Tableau 14 :** Caractéristiques dendrométriques des arbres.

| Parcelle | N/ha | D (cm)      | H (m)     | H/D         | G (m <sup>2</sup> ) | V (m <sup>3</sup> ) |
|----------|------|-------------|-----------|-------------|---------------------|---------------------|
| P1       | 1056 | 9,76±4,16   | 3,97±1,37 | 44,45±16,53 | 9,31±0,07           | 23,95±0,25          |
| P2       | 500  | 15,41±9,84  | 4,43±2,25 | 30,76±10,94 | 13,03±0,48          | 48,06±2,43          |
| P3       | 222  | 19,28±12,66 | 4,86±2,27 | 30,51±13,25 | 9,14±0,56           | 33,61±2,68          |
| P4       | 289  | 16,41±6,34  | 4,38±0,99 | 28,94±7,94  | 6,98±0,20           | 17,79±0,58          |
| P5       | 344  | 19,49±14,94 | 3,64±1,14 | 24,90±11,54 | 16,11±1,04          | 26,72±1,23          |
| P6       | 278  | 22,08±11,26 | 4,69±1,86 | 25,57±12,46 | 13,28±0,45          | 40,33±1,68          |
| P7       | 300  | 18,71±8,45  | 5,26±2,31 | 30,62±10,20 | 9,86±0,25           | 34,4±1,08           |
| P8       | 344  | 17,36±7,78  | 4,60±1,52 | 29,46±9,67  | 9,74±0,27           | 29,09±1,09          |
| P9       | 1067 | 9,33±3,00   | 3,82±0,86 | 43,59±14,44 | 8,04±0,06           | 17,57±0,16          |
| P10      | 600  | 19,04±14,41 | 6,00±3,36 | 35,91±13,08 | 26,67±0,79          | 141,77±5,73         |
| P11      | 600  | 13,58±7,00  | 4,75±2,02 | 40,34±18,86 | 10,95±0,20          | 35,42±1,03          |
| P12      | 722  | 15,84±8,35  | 6,47±2,55 | 44,94±17,22 | 18,12±0,31          | 79,44±1,77          |
| P13      | 444  | 11,28±5,03  | 4,05±1,61 | 39,97±17,38 | 5,3±0,12            | 13,14±0,37          |

## **2. La densité ou l'abondance**

La notion de l'abondance (densité) de peuplement est une notion dynamique. Elle est modifiée au cours des années par la mort naturelle de certains arbres ou artificiellement par l'action de l'homme (Alteyrac, 2005). Elle est profondément liée à la concurrence entre les tiges et le taux de recouvrement dans un peuplement (Lemoine et Sartolou, 1980 ; Rondeux, 1999).

La densité est un terme écologique permettant de quantifier la concentration d'une espèce dans un écosystème par unité de surface. Dans la forêt de Chettaba, la densité moyenne observée est de 520 pieds/ha. Pour l'abondance absolue, elle est plus élevée dans les parcelles P9 et P1 avec 1067 et 1056 pieds/ha respectivement. Ils sont suivis des parcelles P12 (722 pieds/ha) et P11, P10 avec 600 pieds/ha chacune. Les deux parcelles P3 et P6 ont des densités les plus faibles (Tableau 14). La densité des ligneux (différentes espèces confondues) au niveau de la forêt de Chettaba est plus importante à celle de la forêt de Sidi R'Ghies qui est de 360 à 440 pieds/ha (Bouhedja et Bouchair, 2019). La densité observée est élevée ce qui traduit une distribution en agrégats de la végétation, avec la présence tantôt d'endroits très clairsemés, tantôt d'endroits où les individus sont en bosquets (Ngom, 2013).

Une densité élevée de tiges dans les parcelles 1 et 9 combinées avec un diamètre réduit permet à la forêt de moins résister au vent. Par ailleurs, un diamètre assez élevé est nécessaire pour stabiliser le peuplement face à une croissance en hauteur intense résultant d'une compétition en lumière (Razanatsimba, 2005).

## **3. Structure des diamètres**

Le diamètre des arbres est un paramètre plus facile à mesurer, qui renseigne non seulement sur la croissance mais aussi, indirectement, sur l'âge des arbres. Le diamètre moyen mis en évidence dans les peuplements de Chettaba est de l'ordre de  $15,97 \pm 3,98$  cm.

Le peuplement de P9 présente la plus faible valeur de diamètre moyen qui est  $9,33 \pm 3,00$  cm tandis que le peuplement P6 enregistre la plus grande valeur ( $22,08 \pm 11,26$  cm). Une faible densité des individus favorise l'interception de la lumière et la croissance des arbres en diamètre comme c'est le cas des peuplements de P6, alors qu'une forte densité des individus (P9 et P1), accentue le phénomène de compétition et freine la croissance en diamètre des arbres.

Le diamètre de notre cas d'étude est supérieur à celui obtenu dans la forêt de Sidi R'Ghies à Oum el Bouaghi située au nord-est de l'Algérie (Rached-Kanouni *et al.*, 2020). Ce résultat pourrait s'expliquer par la différence entre les conditions stationnelles des forêts.

Parmi les conditions qui influencent la croissance diamétrale sont l'abondance d'alimentation en eau, les sols profonds et la température de l'air. L'effet de la profondeur du

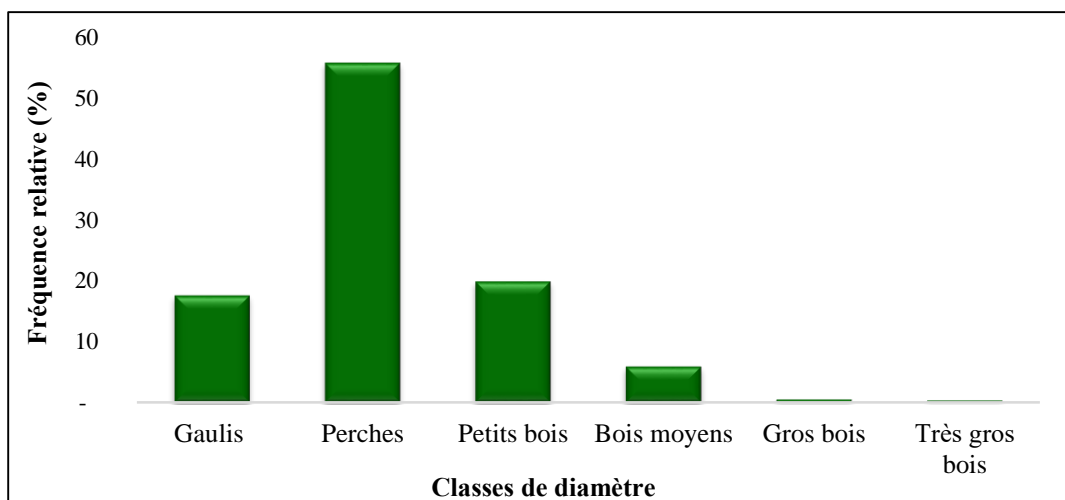
sol, de son humidité et de son contenu en sodium et potassium a été signalé par Vasquez -Piqué *et al.* (2008).

Ainsi, l'ANOVA effectuée sur les valeurs obtenues des paramètres dendrométriques chez *Quercus ilex* sur les parcelles d'étude, confirme les résultats précédents avec une différence très hautement significative Le tableau 15.

**Tableau 15 :** ANOVA à un critère fixe des paramètres dendrométriques.

| Paramètre  | Source     | DDL | SCE     | CM    | F     | P     | S   |
|------------|------------|-----|---------|-------|-------|-------|-----|
| <b>D</b>   | Exposition | 12  | 0016,7  | 826,2 | 11,39 | 0,000 | *** |
|            | Erreur     | 596 | 34237,7 | 72,5  |       |       |     |
|            | Total      | 608 | 53152,3 |       |       |       |     |
| <b>H</b>   | Exposition | 12  | 485,25  | 40,44 | 10,70 | 0,000 | *** |
|            | Erreur     | 596 | 2253,21 | 3,78  |       |       |     |
|            | Total      | 608 | 2738,46 |       |       |       |     |
| <b>H/D</b> | Exposition | 12  | 29240   | 2437  | 11,39 | 0,000 | *** |
|            | Erreur     | 596 | 127527  | 214   |       |       |     |
|            | Total      | 608 | 156767  |       |       |       |     |
| <b>G</b>   | Exposition | 12  | 14,413  | 1,201 | 7,08  | 0,000 | *** |
|            | Erreur     | 596 | 101,054 | 0,170 |       |       |     |
|            | Total      | 608 | 115,467 |       |       |       |     |
| <b>V</b>   | Exposition | 12  | 304,9   | 25,35 | 5,82  | 0,000 | *** |
|            | Erreur     | 596 | 2595,96 | 4,36  |       |       |     |
|            | Total      | 608 | 2900,15 |       |       |       |     |

Les résultats de la répartition du bois des parcelles montrent l'existence de toutes les classes de diamètre (Figure 29, Tableau 16). Les peuplements sont essentiellement représentés par des perches et des petits bois dont les densités sont de l'ordre 3778 pieds/ha et 1344 pieds/ha respectivement, avec des effectifs plus faibles dans les gaulis (1189 pieds/ha) et en bois moyen (400 pieds/ha) ; les gros bois et les très gros bois sont quasiment rares ou absents.



**Figure 29 :** Distribution des arbres par classes de diamètre.

La structure en diamètre du peuplement de forêt a une distribution exponentielle négative caractérisée par plus d'individus de petits diamètres et moins d'individus de gros diamètres. Cette structure est régressive. La forme de distribution de diamètre rejoint celle de la forêt de Sidi R'Ghies (Rached-Kanouni *et al.*, 2020). Dans les peuplements inéquiennes, les arbres présentent souvent des canopées différentes constituant des strates (Olivier et Larson, 1996). La connaissance de la distribution par classes de diamètre est indispensable pour renseigner sur l'écologie des espèces, les contraintes sylvicoles éventuelles et l'état de la ressource (Wiegand *et al.*, 2007 ; Herrero-Jáuregui *et al.*, 2012).

**Tableau 16** : Répartition des tiges de chêne vert par classes de diamètre.

| Parcelle   | Classes de diamètre (DHP) |            |             |             |             |        |
|------------|---------------------------|------------|-------------|-------------|-------------|--------|
|            | G                         | P          | PB          | BM          | GB          | TGB    |
|            | D≤7.5                     | 7.5<D≤17.5 | 17.5<D≤27.5 | 27.5<D≤42.5 | 42.5<D≤62.5 | 62.5<D |
| <b>P1</b>  | 389                       | 644        | 22          | 0           | 0           | 0      |
| <b>P2</b>  | 33                        | 356        | 67          | 33          | 11          | 0      |
| <b>P3</b>  | 11                        | 78         | 78          | 56          | 0           | 0      |
| <b>P4</b>  | 11                        | 167        | 100         | 11          | 0           | 0      |
| <b>P5</b>  | 11                        | 200        | 100         | 11          | 11          | 11     |
| <b>P6</b>  | 56                        | 33         | 122         | 67          | 0           | 0      |
| <b>P7</b>  | 44                        | 89         | 133         | 33          | 0           | 0      |
| <b>P8</b>  | 33                        | 111        | 167         | 33          | 0           | 0      |
| <b>P9</b>  | 267                       | 789        | 11          | 0           | 0           | 0      |
| <b>P10</b> | 89                        | 289        | 122         | 78          | 11          | 11     |
| <b>P11</b> | 33                        | 367        | 189         | 11          | 0           | 0      |
| <b>P12</b> | 89                        | 422        | 144         | 67          | 0           | 0      |
| <b>P13</b> | 122                       | 233        | 89          | 0           | 0           | 0      |

G : Gaulis ; P : Perches ; PB : Petits bois ; BM : Bois moyens ; GB : Gros bois ; TGB : Très gros bois.

#### 4. Structure des hauteurs

La hauteur des arbres est un paramètre important en foresterie car celui-ci renseigne d'une manière directe sur la qualité et l'état d'un peuplement. La hauteur moyenne des arbres est de  $4,69 \pm 0,83$  m. La différence de valeurs de hauteur est significative entre les treize parcelles ( $p < 0,000$ ). Les plus fortes valeurs sont enregistrées dans les parcelles P12 et P10 ( $6,47 \pm 2,55$  et  $6,00 \pm 3,36$  m respectivement), alors que la plus faible valeur est révélée dans P5 ( $3,64 \pm 1,14$  m) (Tableau 15). Ce qui explique largement la prépondérance des arbres de petits diamètres dans le secteur d'étude. Cette faible représentabilité des individus de faible diamètre et de hauteur dans les différentes formations végétales pourrait constituer un espoir d'une possible

reconstitution de la végétation si elles sont gérées de façon efficiente et durable (Kombate, 2019).

Des résultats similaires sont obtenus par Rached-Kanouni *et al.* (2020) en forêt de Sidi R'Ghies et par Bouazza, (2019) dans le Parc National de Theniet El Had sur les peuplements de chêne vert. L'étude de la composition des peuplements par la dimension des arbres est un bon indicateur de leur état actuel. En fait, un manque accru dans l'une des classes d'hauteurs est considéré comme un signe de déséquilibre. Selon Matias *et al.* (2019), une détection précoce d'un changement dans la structure d'un peuplement permet une prévention contre le déclin avant qu'il devienne irréversible (Naggar, 2021).

En se référant à la figure 30, la majorité des parcelles ont des hauteurs moyennes plus ou moins importantes, variant de 2 à 8 mètres, soit plus de 86 % des arbres inventoriés ; ceci indique que la majorité de peuplement est en état de fourré-gaulis à la futaie.

La classe 2 (2-4 m) est la plus dominante avec 37,9%, suivie par la classe 3 (4-6m) avec 33,8% des arbres observés. La quatrième classe (6-8m) est moins importante que les précédentes avec un pourcentage de 14,9% ; tandis que les autres classes sont moins fréquentes. On note l'absence des arbres de plus de 12 m.

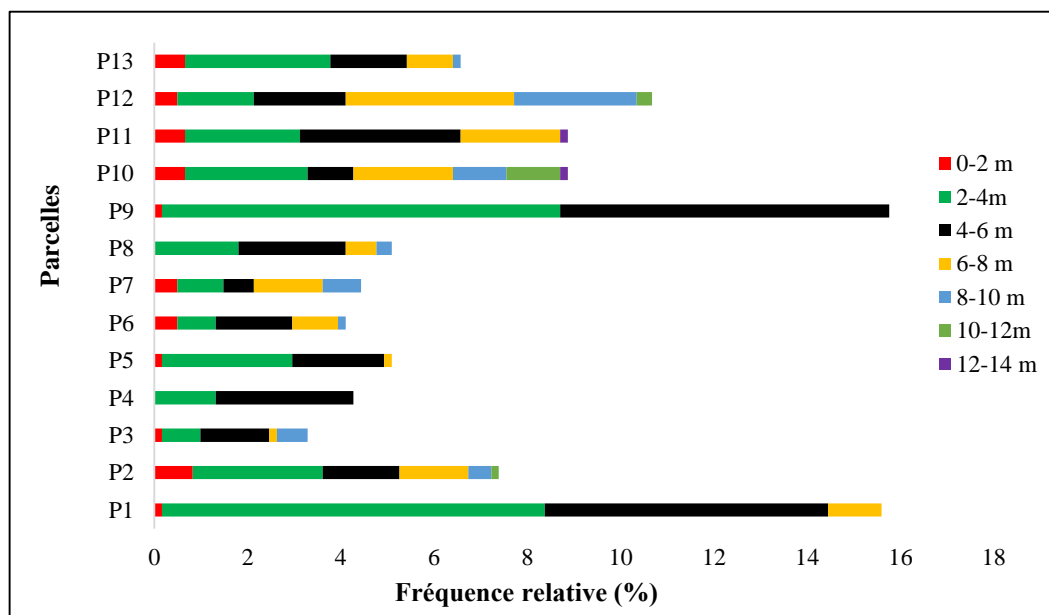


Figure 30 : Distribution des arbres par classes de hauteur.

L'analyse des moyennes de diamètre et de hauteur montre également que la végétation de la forêt de Chettaba est dominée par de jeunes individus. L'abondance des jeunes individus assurent l'avenir de la formation naturelle puisqu'elle permet un renouvellement constant des individus adultes. Une telle structure est typique des populations stables, susceptibles de se renouveler par la régénération naturelle (Mbayngone *et al.*, 2008). Cette distribution montre

également la faible densité des individus adultes ce qui témoigne d'un environnement fortement perturbé.

### 5. Coefficient de l'élancement

Le rapport hauteur/diamètre (H/D) est utilisé tantôt à l'échelle du peuplement, appelé parfois « facteur de stabilité » pour quantifier les risques de chablis importants (Oswald, 1984). Dans le second cas, il est appelé plutôt « facteur d'élancement ». Il ne s'agit pas seulement d'un coefficient de forme, il renseigne également sur la position sociale des arbres ; il est aussi étroitement lié à l'importance relative du houppier (Abetz, 1976 ; Pardé et Bouchon, 1988).

Le rapport (H/D) d'un arbre semble être un bon intégrateur des conditions moyennes de compétition auxquelles cet arbre a été soumis tout au long de sa vie. Le facteur d'élancement a récemment été mis à profit pour montrer la part importante de responsabilité d'une densité excessive ancienne dans le dépérissement actuel irréversible (Ohann,1981 ; Lévy et Becker, 1987 ; Becker, 1992).

La figure 31 montre le coefficient d'élancement en fonction du diamètre moyen du peuplement suivi de la courbe de tendance polynomiale de la fonction.

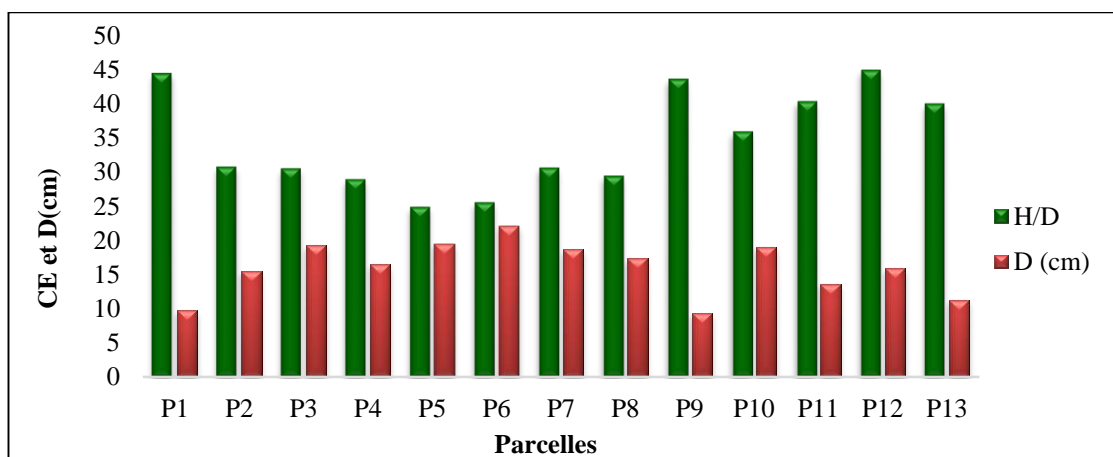


Figure 31 : Coefficient d'élancement par parcelle.

Toutes les parcelles présentent des coefficients d'élancement compris entre 24,90 et 44,94% donc inférieur à 100, cela signifie que ces peuplements sont stables et réguliers (Erlbeck, 2002). La parcelle P5 avec un coefficient d'élancement avoisinant le 24,90% représente le peuplement le plus stable, le plus résistant au vent, à la neige et aux chablis avec un fort pouvoir compétiteur (Massenet, 2011 ; Alatou, 2018). Contrairement à la parcelle P12 qui a un diamètre moyen très faible (15,84 cm) représente le coefficient d'élancement le plus élevé (44,94%) et un peuplement moins stable que les précédents. Cette constatation permet de supposer que le coefficient d'élancement est fonction du diamètre moyen donc de l'âge du peuplement.

D'après la figure 32, le coefficient d'élanement est une fonction négative du diamètre moyen. Le coefficient de détermination  $R^2 = 0,6467$  de la courbe de tendance signifie que 36% des valeurs observées ne sont pas expliquées par la courbe de tendance. Cette courbe peut être utilisée pour prévoir de la hauteur moyenne d'un peuplement de régénération naturelle livré à lui-même si le diamètre moyen est connu (Andriamahazo, 2003).

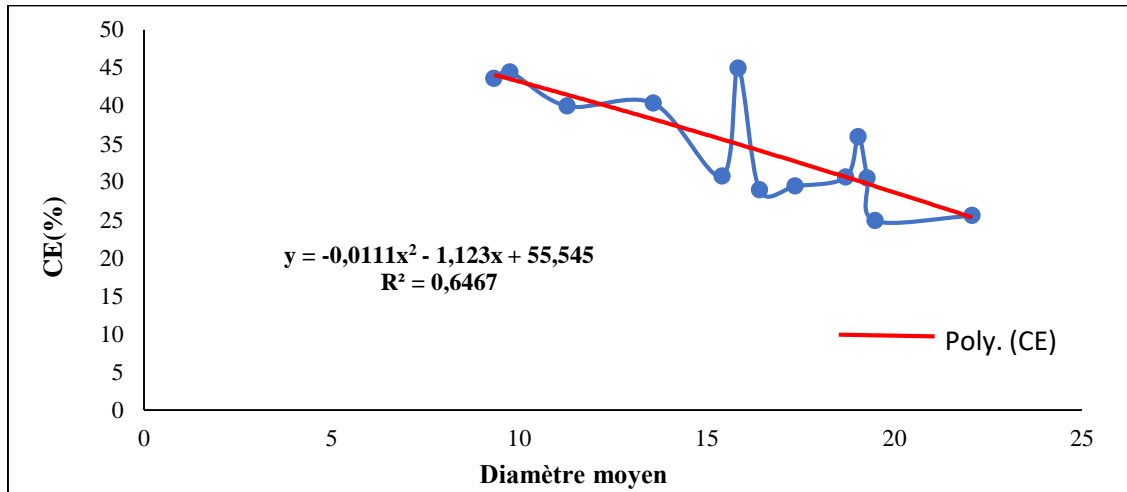


Figure 32 : Coefficient d'élanement en fonction du diamètre moyen des peuplements.

## 6. Surface terrière ou dominance

La surface terrière dépendant du diamètre moyen et de la densité des ligneux est très faible pour ces formations végétales. En effet, la valeur la plus élevée est de 26,67 m<sup>2</sup>/ha dans le peuplement P10 et la plus faible est de 5,36 m<sup>2</sup>/ha dans le peuplement P13 (Tableau 15). Ceci peut s'expliquer par le type de formation végétale (arborée et forêt claire), par la pression anthropique et par la distance entre les individus des espèces (une répartition agrégative). Ces peuplements sont caractérisés par une forte densité et par de faibles valeurs de surface terrière qui indiquent une compétition entre les arbres (Sarmoum, 2018).

La surface terrière de l'arbre indique la couverture d'une espèce particulière. Plus l'arbre est étendu, plus la couverture racinaire est importante. Le calcul de la surface terrière des troncs d'arbres a montré que le *Quercus ilex* a la plus grande couverture avec 120,30 m<sup>2</sup>/ha, suivi du *Pinus halepensis* avec 33,70 m<sup>2</sup>/ha et du *Juniperus oxycedrus* avec 1,52 m<sup>2</sup>/ha.

Les peuplements de *Pinus halepensis* dominent par leur diamètres (1,30m) par rapport au chêne vert qui a une densité plus élevée.

## 7. Biovolume ou Contenance

La contenance en m<sup>3</sup>/ha donne la potentialité de la forêt soit le volume de la biomasse totale qui est un critère dendrométrique particulièrement important pour caractériser un

peuplement. Dépendante de la surface terrière et de la hauteur des individus, elle est différente pour chaque type de formation. Le volume total d'un arbre est une grandeur relativement difficile à appréhender pour le forestier. Cependant, elle est de plus en plus nécessaire, notamment pour des estimations de carbone stocké ou comme volume global de référence à distribuer en compartiments ou produits différents (Mahafaly, 2013).

Le volume des arbres varie de 17,57 à 141,77 m<sup>3</sup>/ha. Le volume total et en fonction de la surface terrière et la hauteur total. La parcelle 10 présente ainsi le volume total le plus élevé (141,77m<sup>3</sup>/ha) par rapport aux autres parcelles. Ce volume est en partie en relation avec la dominance et l'abondance en tiges (600 tiges/ha). On peut déduire que les peuplements étudiés ont un faible volume. Évaluer le volume "bois" sur pied d'un arbre ou d'un peuplement est un des besoins permanents des forestiers. En effet, le volume est utile dans l'aménagement des forêts et leur suivi. Il est indispensable pour les ventes de bois sur pied et également nécessaire pour l'évaluation de la ressource et de la production forestière. Une évaluation qui contribue à des orientations stratégiques à tous les niveaux (Tran-Ha *et al.*, 2007).

### 8. Analyse des principales essences

L'objectif de l'analyse de valeur d'importance (IVI) est de déterminer les essences principales, c'est-à-dire les espèces les plus représentées au niveau de la forêt. Le but de l'analyse des principales essences est d'étudier la répartition, l'abondance, le comportement, le tempérament des essences qui peuvent assurer un potentiel de production (Reitsma, 1988 ; Gueulou *et al.*, 2018 ; Barmo *et al.*, 2019).

À partir de la fréquence relative ; la dominance relative et l'abondance relative, l'indice de valeur d'importance est calculé pour déterminer les essences les plus dominantes (Tableau 17). L'indice des valeurs d'importance révèle que l'espèce la plus importante est *Quercus ilex* avec un IVI total de 185,91%. Les autres espèces ne se considèrent pas comme des essences principales puisque leur IVI est compris entre 4,71% et 49,11%.

**Tableau 17** : Caractéristiques structurales des espèces dans 13 parcelles d'étude.

| Espèce                 | Ar (%) | Dr (%) | Fr (%) | IVI    |
|------------------------|--------|--------|--------|--------|
| <i>Q. ilex</i>         | 82,10  | 76,72  | 27,08  | 185,91 |
| <i>P. halepensis</i>   | 8,87   | 21,49  | 18,75  | 49,11  |
| <i>C. monogyna</i>     | 0,49   | 0,09   | 4,14   | 4,75   |
| <i>J. oxycedrus</i>    | 4,27   | 0,97   | 22,92  | 28,16  |
| <i>Cupressus</i>       | 0,82   | 0,40   | 4,17   | 5,39   |
| <i>C. spinosa</i>      | 0,82   | 0,06   | 8,33   | 9,21   |
| <i>P. lentiscus</i>    | 0,49   | 0,05   | 4,17   | 4,71   |
| <i>P. angustifolia</i> | 2,13   | 0,21   | 10,42  | 12,76  |

### 9. Le taux de mortalité

La mortalité des arbres est un processus naturel de la dynamique forestière et a lieu dans toutes les phases de développement du peuplement.

Autant les processus physiologiques que les causes qui conduisent à une augmentation de la mortalité ne sont pas encore tous compris aujourd'hui. Mais pour une gestion forestière efficace et une protection de la forêt réussie, il est essentiel de comprendre les facteurs moteurs qui entraînent la mortalité des arbres (Franklin *et al.*, 1987 ; Etzold *et al.*, 2016).

Les résultats du tableau 18 montrent que la mortalité des arbres est inférieure à 18,18% dans les différentes parcelles. Les parcelles les plus saines sont P5, P6 et P12. La mortalité est élevée dans P10, elle est de l'ordre 18,18%. Cette dernière a un potentiel d'avenir très faible par rapport aux autres parcelles car il y a une forte concurrence entre les pieds. Autrement dit, on assiste à une sélection naturelle qui a abouti à un grand taux de mortalité des pieds (Andriamahazo, 2003).

**Tableau 18 :** Taux de mortalité des 13 parcelles.

| Parcelle | Taux de mortalité (%) | Etats  |
|----------|-----------------------|--|
| P1       | 15                    | La mortalité enregistrée est surtout induite par des chablis et les morts sur pieds. |
| P2       | 13,16                 |  |
| P10      | 18,18                 |  |
| P3       | 5,56                  | La mortalité enregistrée est surtout induite par des chablis                         |
| P4       | 4                     |  |
| P11      | 4,17                  |  |
| P7       | 8                     | La mortalité enregistrée est les morts sur pieds.                                    |
| P8       | 4                     |  |
| P9       | 5,75                  |  |
| P13      | 8,33                  |  |
| P5       | 0                     | Aucun signe de mortalité.  |
| P6       |                       |  |
| P12      |                       |  |

La figure 33 présente une illustration des arbres morts, tant au sol que sur pied, pour les espèces de chêne vert et de pin d'Alep.



**Figure 33 :** Chablis et les morts sur pieds des peuplements dans la forêt de Chettaba (Originale, 2022).

En général, la mortalité dans un jeune peuplement est très élevée en raison de la concurrence, elle diminue avec l'âge croissant des peuplements par auto-éclaircissement, et enfin, elle augmente de nouveau lorsque le peuplement est vieux (Etzold *et al.*, 2016). La régénération naturelle, fondement de la dynamique et de la démographie des populations végétales, assure la pérennité des espèces au sein de l'écosystème par le renouvellement des individus.

### 10. Potentiel de régénération naturelle

Les caractéristiques de la régénération dépendent des fruits, des diaspores, de la conservation des graines, de la survie des plantules et de la persistance des premiers stades de croissance ainsi que du rôle par certains animaux vis à-vis de chacun de ces éléments (Henri *et al.*, 1989). Le taux de régénération varie de 32% à 318 % dans les parcelles d'étude (Tableau

19). En moyenne, le taux de régénération est égal à 168 %. En se référant à l'échelle de Rothe (1964), le taux de régénération élevé avoisinant les 160% est très proche d'une bonne régénération (Rajoelison et *al.*, 2008).

Le taux de régénération des parcelles 4, 7 et 9 est inférieur à 100% ; ce qui prouve une difficulté de régénération (faible régénération) au sein de ces parcelles (Tableau 19). Ce taux est égal à 94% et 78 % dans P13 et P3 respectivement ; ces valeurs sont proches de 100%, indiquant un taux de régénération moyen. Pour le reste des parcelles, les taux de régénération sont compris entre 100% et 1000%, ce qui signifie que la régénération est bonne.

**Tableau 19 :** Taux de régénération dans les parcelles échantillonnées.

| <b>Parcelles</b> | <b>N/ha</b> | <b>Taux de régénération (%)</b> |
|------------------|-------------|---------------------------------|
| <b>P1</b>        | 2489        | 280                             |
| <b>P2</b>        | 1344        | 318                             |
| <b>P3</b>        | 156         | 78                              |
| <b>P4</b>        | 100         | 36                              |
| <b>P5</b>        | 578         | 179                             |
| <b>P6</b>        | 522         | 235                             |
| <b>P7</b>        | 89          | 32                              |
| <b>P8</b>        | 789         | 284                             |
| <b>P9</b>        | 389         | 40                              |
| <b>P10</b>       | 456         | 186                             |
| <b>P11</b>       | 1089        | 204                             |
| <b>P12</b>       | 1144        | 219                             |
| <b>P13</b>       | 378         | 94                              |

Les régénérations peuvent alors assurer l'avenir du peuplement des parcelles (Figure 34). La différence de densité ainsi constatée entre les parcelles serait liée à l'insuffisance de la lumière qui entraverait la survie de l'espèce dans le sous-bois (Gourlet-Fleury, 1998 ; Kakpo, 2012). L'étude de la régénération naturelle consiste, d'une part, à inventorier les jeunes tiges et d'autre part, à connaître du point de vue dynamique, les états de développement successifs pour évaluer la succession possible de la forêt (Mahafaly, 2013).



Figure 34 : Régénération naturelle de chêne vert (Originale, 2022).

## II. Evaluation de l'état du houppier

### 1. Caractérisation détaillée selon le protocole ICP forest

#### 1.1. Description des conditions d'observation

La visibilité d'un houppier correspond aux conditions sous lesquelles le houppier évaluable peut être vu à partir du sol (Braem, 2009 ; Eichhorn *et al.*, 2016). La figure 35 indique que 37,6% de la chênaie de Chettaba présentent une couronne partiellement visible mais à contre-jour. Les houppiers sont partiellement visibles pour 34,2%. Les arbres entièrement visibles ne constituent que 15,2%.

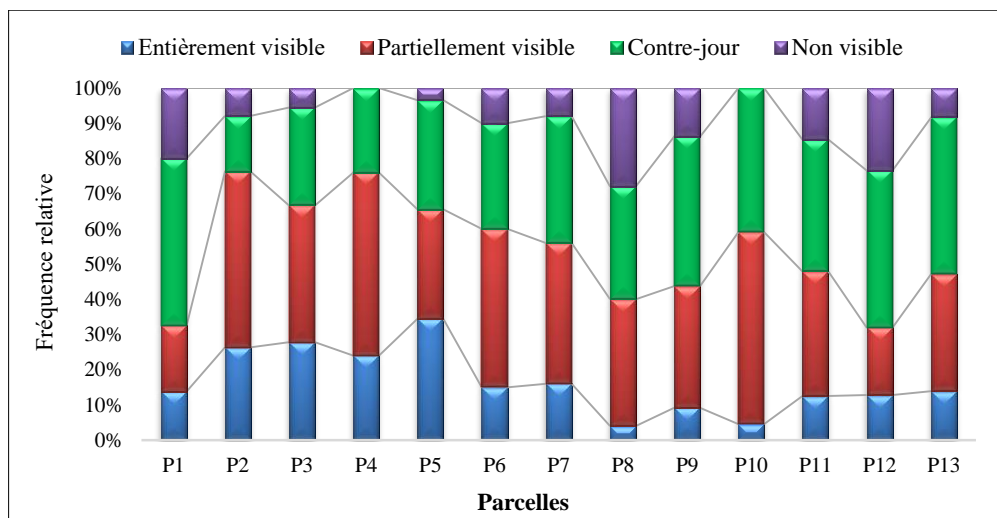


Figure 35 : Distribution des arbres observés selon le degré de visibilité.

La partie restante de la chênaie présente des houppiers non visibles (13%). La couronne est non visible latéralement, ce qui signifie que ces arbres ont été observés par le bas. La plupart des arbres « non visibles » sont généralement localisés dans les peuplements les plus jeunes. Leur exclusion conduit donc à une sous-représentation des arbres jeunes (et donc moins

dégradés) (Ponette, 2022). Pour les parcelles 1, 9, 12 et 13, la majorité des arbres sont partiellement visibles mais contre-jour avec 74,5% ; 42,53% ; 44,68% et 44,44% respectivement. Par contre les houppiers des arbres des parcelles 10, 4, 2 et 6 sont partiellement visibles avec 54,55% ; 52% ; 50% et 45%. Les arbres non visibles sont rencontrés dans les parcelles 8,12 et 1. Lorsque la visibilité de la couronne est réduite à cause des houppiers voisins, la partie observable est extrapolée à l'ensemble de la couronne (Ponette, 2022).

La visibilité des houppiers de Sidi R'Ghies sont plus visibles que ceux de la forêt de Chettaba où 55,20% des arbres de chêne vert ont un houppier entièrement visible (Rached-Kanouni *et al.*, 2020). La visibilité de la cime de l'arbre s'améliore généralement avec la distance de l'arbre, mais la végétation concurrente peut masquer la visibilité à mesure que la distance augmente (Ostry *et al.*, 2011, Rached *et al.*, 2020). Bien que les houppiers à faible visibilité ne soient pas retirés de l'échantillon, les informations sur la visibilité des houppiers des arbres individuels sont utiles pour l'interprétation des données de ces arbres. Ces derniers restent dans l'échantillon car le plan d'échantillonnage objectif signifie que leur exclusion pourrait entraîner un biais dans les résultats. Certains paramètres, par exemple les dommages aux tiges et aux branches, peuvent être évalués sur ces arbres (Lakatos, 2014 ; Eichhorn *et al.*, 2016).

Le statut social est utile comme aide à l'interprétation de l'état de la couronne et des données d'accroissement pour les arbres individuels. Par exemple, les arbres dominants peuvent être plus sensibles au stress que les arbres codominants (Nageleisen, 1994 ; Le Meignen et Micas, 2008 ; Braem, 2009). Comme l'indique la figure 36, les statuts de l'arbre codominant et dominant sont les mieux représentés par 36,54% et 26,54%. Ainsi, 25,38% des arbres de chêne vert sont sous-dominants et les restes sont des arbres dominés. Ces résultats sont tout à fait cohérents avec ceux de Zerrouki *et al.* (2020) pour la forêt de sidi R'Ghies à Oum El Bouaghi.

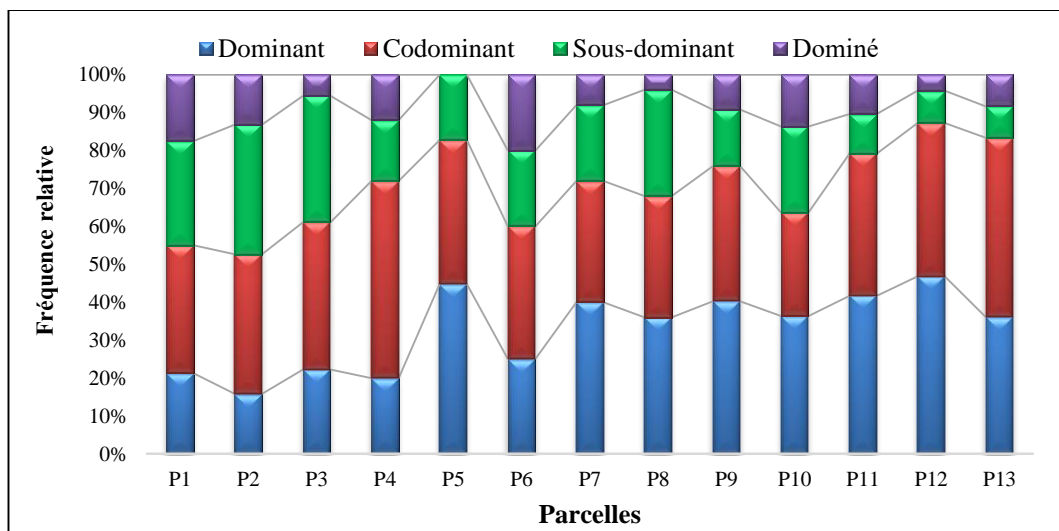
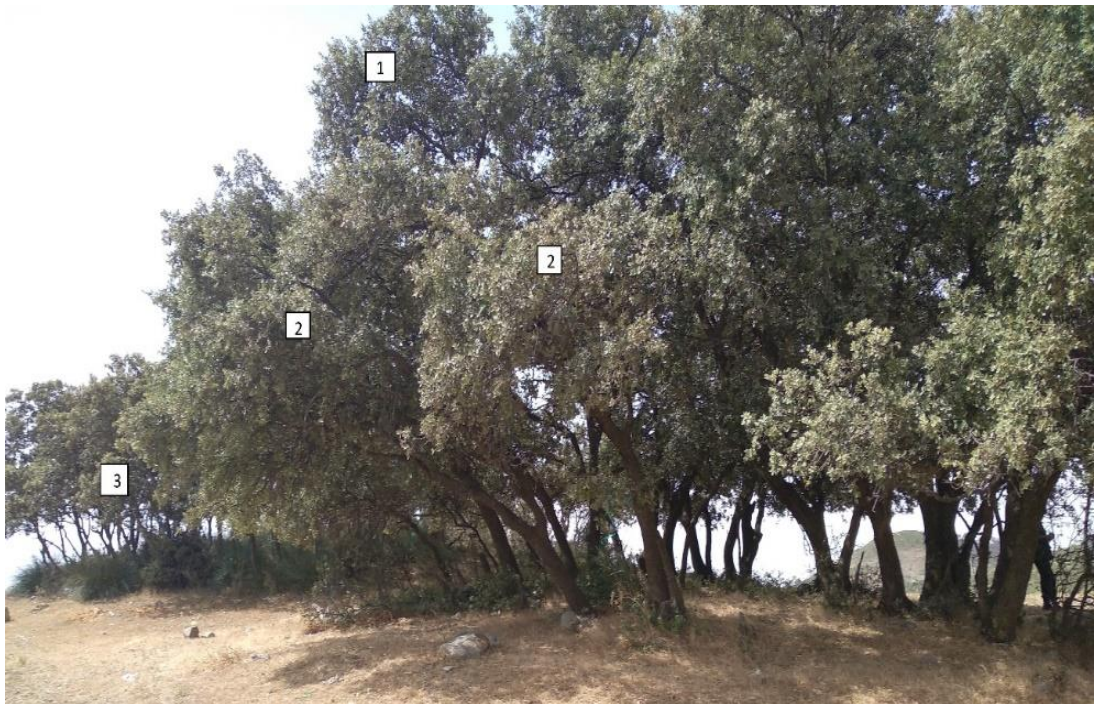


Figure 36 : Proportion des statuts sociaux des parcelles pour les arbres analysés.

Les parcelles que contient le plus grand nombre d'arbres dominants sont 12, 5, 9 et 7 avec des pourcentages de 46.81%, 44,82%, 40,23% et de 40% (Figure 37). Les plus grandes proportions des arbres codominants sont dans les parcelles P4 et P13 (respectivement 52% et 47,22%) alors que dans les parcelles P2 (34,21%) et P6 (20%) se trouvent les arbres sous-dominants et dominés. Les arbres dominants s'étalent plus pour profiter de la lumière au maximum par rapport aux co-dominants et sous-dominants. Ces derniers présentent des cimes réduites et essayent de se maintenir à la hauteur de l'étage supérieur pour bénéficier quelque peu du soleil. Cette lutte pour la lumière pousse les arbres vers le niveau supérieur et imprime aux peuplements un certain nivellement de la structure, même si les âges sont forts différents (Boudru, 1989 ; Balandier *et al.*, 2010).



**Figure 37** : Position sociale des arbres individuels dans la parcelle P5 ; 1 : dominant, 2 : codominant, 3 : sous-dominant (Originale, 2022).

La réponse de la croissance des arbres dépend de l'acclimatation aux conditions d'évolution, y compris la disponibilité des ressources en lumière et en sol, le statut social et la concurrence de voisinage (Thorpe *et al.*, 2007 ; Anning et McCarthy, 2013a ; Bose, 2014). La classe sociale de chaque arbre individuel représente sa capacité à mobiliser des ressources dans son environnement local (Henry *et al.* 2010 ; Varo-Martínez *et al.*, 2021).

L'évaluation de la classe sociale d'un arbre est dans certains cas difficile. Les arbres supprimés ne doivent pas être assimilés à des arbres dépérissants car, dans un peuplement mixte, ils représentent les futures générations. La classification sur les pentes raides pose un problème car même les arbres relativement courts peuvent recevoir une lumière directe depuis le haut.

Dans ce cas, la classification doit être basée sur la hauteur relative des arbres (Lakatos *et al.*, 2014).

La concurrence donne une indication quant à l'espace disponible pour le développement de la couronne. L'indice d'ombrage observé sur le terrain reflète donc la fermeture locale du couvert grâce à l'évaluation du nombre de côtés du houppier en contact avec d'autres cimes (Ponette, 2017). L'indice de compétition est utilisé pour décrire le statut social d'un arbre individuel et quantifier le milieu environnant (Weiskittel *et al.*, 2011). Plus l'arbre concurrent est grand et proche par rapport à l'arbre sujet, plus l'indice est élevé (Daniels, 1976 ; Pedersen *et al.*, 2013).

Selon la surface touchée par les arbres voisins. La plupart des arbres de chêne vert sont touchés par 4 cotés (35%) ou 3 côtés (29,2%). Seuls 7,6% des arbres sont dominés. Les arbres de chêne vert de la forêt de Chettaba sont en contact avec les houppiers voisins. Il est à signaler que 63,83% et 50% des arbres sont forts concurrencés dans les parcelles 12 et 1 (quatre coté). Tandis que les parcelles 3 et 2 sont concurrencées par trois côtés ou leur cime est en contact avec d'autres couronnes soit respectivement 50% et 44,74% des effectifs. La grande valeur des arbres en contact pour un côté est dans la parcelle 5 (Figure 38).

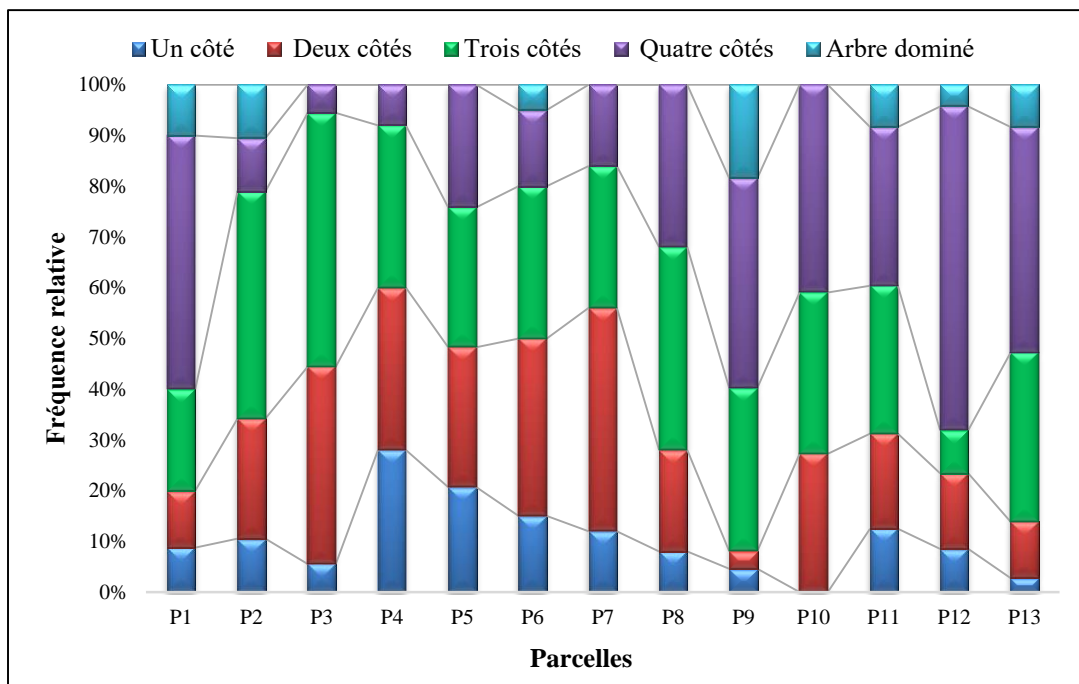


Figure 38 : Distribution des arbres selon le degré de concurrence.

L'indice d'ombrage est une évaluation de la liberté de croissance de l'arbre. Un changement dans le degré d'ombrage peut avoir des effets significatifs sur l'état de la couronne. Les arbres dominants qui poussent dans des peuplements fermés et concurrencés sont moins

sensibles au stress hydrique que les arbres à croissance libre. Cela pourrait s'expliquer par le fait que les arbres à croissance libre ont une couronne plus large, ce qui augmente leur demande en eau au niveau de l'arbre et, par conséquent, leur sensibilité au stress hydrique (McDowell *et al.*, 2006, D'Amato *et al.*, 2013 ; Trouvé, 2015).

La position de la couronne représente l'emplacement de chaque couronne individuelle par rapport à la zone de la canopée de l'étage supérieur. Lorsqu'elle est considérée à grande échelle plutôt que sur la base d'un arbre individuel, la position de la couronne fournit des informations sur la structure du peuplement et la santé de la forêt. Les arbres dont la position de la couronne est favorable peuvent avoir une vigueur et une capacité de survie plus élevée, ainsi qu'un potentiel de reproduction et de croissance. Les arbres dont la position de la couronne est défavorable sont plus susceptibles de présenter une vigueur, une capacité de survie, un potentiel de reproduction et un potentiel de croissance moindres (Schomaker *et al.*, 2007 ; MacFarlane et Kane, 2017).

### **2.1. Les critères diagnostiques**

La décoloration est exprimée visuellement par des changements de la couleur normale du feuillage de l'espèce observée, que ce soit par la teinte ou par la répartition de cette couleur (Braem *et al.*, 2009 ; Eichhorn *et al.*, 2005). C'est un indicateur quantitatif généralement adopté à la santé des arbres et il est utilisé également comme indicateur clés de la qualité de l'environnement (Landmann, 1987 ; Fink, 2009 ; Solberg, 2004 ; Coops *et al.*, 2004). Elle constitue la base du suivi des arbres pour la planification forestière et la prise de décision dans de nombreux pays (Smith *et al.*, 2008 ; Stone et Coops, 2004 ; Chi *et al.*, 2020).

La majorité des arbres présentent un feuillage de coloration normale 77,2% (Figure 39). Celles qui possèdent un pourcentage significatif de décoloration sont les parcelles P11 et P12. Les arbres à décoloration légère sont dans la parcelle 3 (33,33%), suivie par la parcelle 11 (25%). Il existe tous les types de décoloration au sein des parcelles 2, 11 et 12 (aucune, légère, modérée, sévère et arbre mort) (Figure 40). Les parcelles qui possèdent des arbres sans décoloration sont respectivement P8 (92%), P1(91,25%) et P10 (78,26%). Les parcelles comportant des arbres à décoloration légère sont respectivement P10 (21,78%), P1 (8,75%) et P8 (8%). Seulement 2,08 % des arbres de la parcelle 3 sont totalement décolorés.

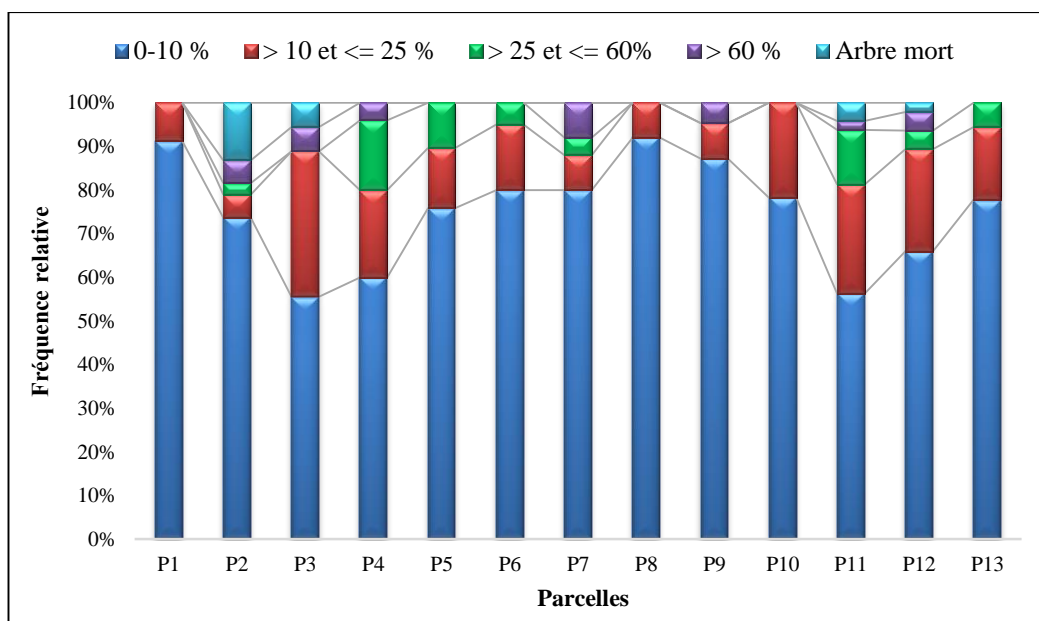


Figure 39 : Distribution des arbres selon les classes de décoloration du feuillage.

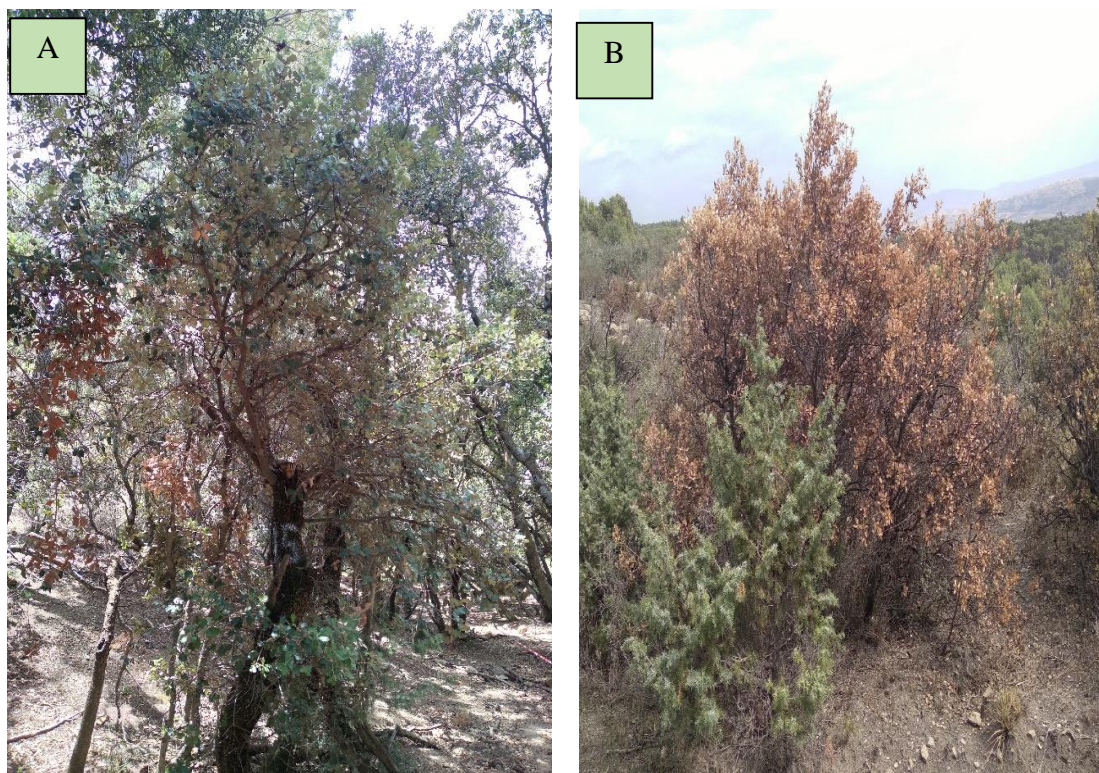


Figure 40 : Décoloration des feuilles de chêne vert ; A : P2, B : P12 (Zerrouki et al., 2024)

La décoloration ne signifie pas nécessairement que la couronne affectée a complètement perdu son efficacité photosynthétique. Ce paramètre indique simplement l'extension du symptôme et non son intensité. Les feuilles légèrement décolorées sont supposées être plus efficaces que les feuilles plus fortement jaunies (Bussotti *et al.*, 2003). Dans notre cas la majorité des arbres ne présentent pas une décoloration.

Les gourmands et les pousses épicorniques proviennent du débourrement de bourgeons dormants présents sur les branches ou le tronc (Bary-Lenger et Nebout, 1993). Chez les feuillus, le développement de gourmands dans le houppier et sur le tronc peut être dû à une mise en lumière, ou à un stress particulier. La présence de ces pousses secondaires indique comment l'arbre répond à la perte de feuillage et donc révèle la capacité régénérative de l'arbre.

D'après la figure 41, plus de 83,2% des arbres de la forêt de Chettaba possèdent des gourmands. Même l'arbre sain n'est jamais complètement dépourvu de gourmands, surtout chez le chêne. Ils jouent un rôle important lors des périodes de canicules, car étant à l'ombre, ils continuent à photosynthétiser tandis qu'au soleil l'activité foliaire est arrêtée (Drénou *et al.*, 2011). Les gourmands ont un rôle de restauration de la surface foliaire d'équilibre d'un arbre, vis-à-vis des ressources disponibles (lumière, nutriments...) et de rajeunissement du houppier (Ishii et Ford, 2001). A niveau de la parcelle 11, plus de 93,8% des arbres contiennent des gourmands suivis par les parcelles P12 (91,5%) et P10 (90,9%). La parcelle 2 se caractérise par le plus faible pourcentage des gourmands (57,9%). Ces gourmands sont soit abondants, soit visibles. La parcelle 11 comporte le pourcentage le plus élevé de gourmands dont 90% sont abondants et 20% sont visibles. Le fort ensoleillement dû à l'intensité de l'éclairage solaire pénètre sous la canopée entraîne une augmentation du nombre de gourmands chez *Quercus* sp. (Binot, 1997 ; Diulyale, 2019).

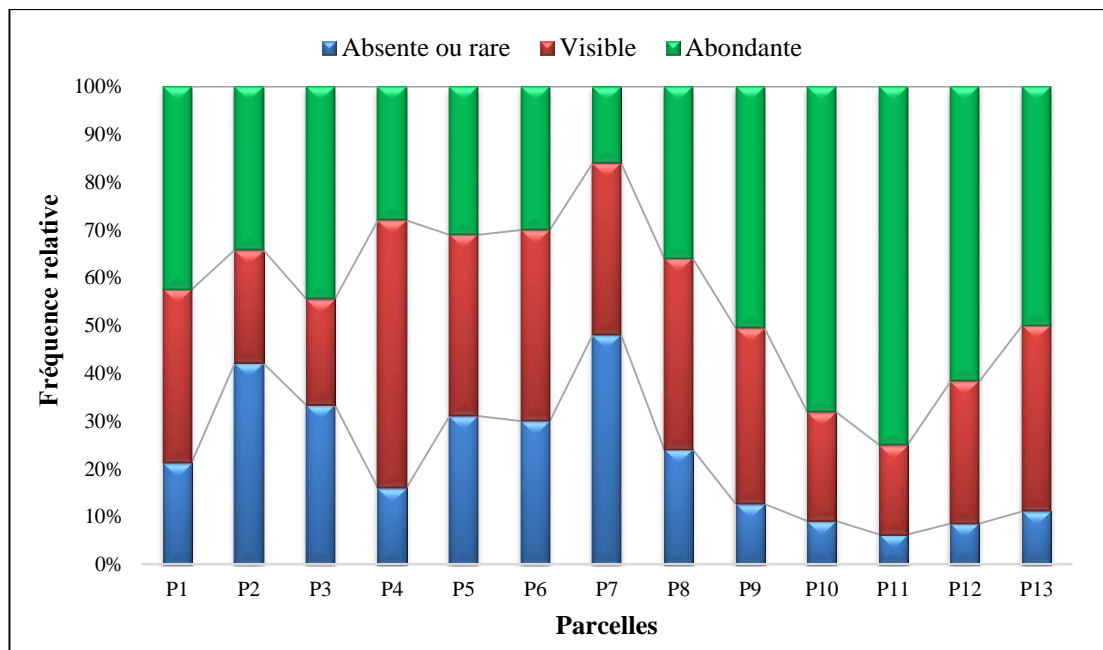


Figure 41 : Distribution des arbres des parcelles selon l'abondance des gourmands.

Lorsqu'un arbre sain subit un dépérissement, il s'écarte de la norme et exprime des symptômes qui peuvent être observés à différents niveaux (morphologiques, anatomiques, physiologiques, biochimiques...). Parmi ces symptômes, quelle interprétation donnée à l'apparition de gourmands en retrait des branches mortes (Figure 42). L'apparition de gourmands peut avoir plusieurs origines : la sécheresse, le manque de lumière ou au contraire une forte exposition lumineuse (éclaircies brutales), les bris de branches, les pathogènes, etc. Si l'arbre émet des gourmands orthotropes, le retour à une croissance radiale normale est possible mais aussi à un niveau de réserves satisfaisant. Cela a été démontré sur plusieurs essences ornementales (Bory *et al.*, 1997), les chênes têtards (Renaudin, 1996) et le hêtre (Chanson et Nicolini, 2001). Cette résilience implique la restauration d'une circulation hydrique efficace, et de ce point de vue, les gourmands jouent de nombreux rôles (Drénou *et al.*, 2012). Cette résilience implique la restauration d'une circulation hydrique efficace, et de ce point de vue, les gourmands jouent de nombreux rôles.

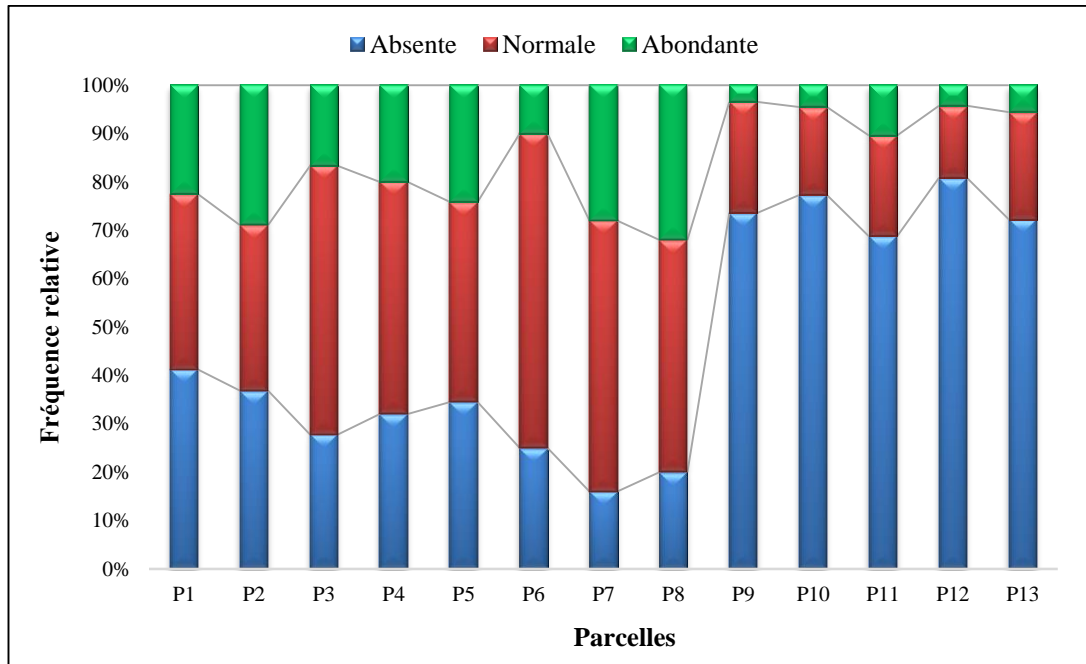


**Figure 42** : Les gourmands de chêne vert (Originale, 2022).

La fructification est le processus biologique de développement des fruits. La production de fruits est une étape cruciale dans le cycle de vie des arbres pour assurer la régénération naturelle des forêts (Silvertown, 1980). Elle est contrôlée par de nombreux facteurs (photopériode, humidité, température, pollinisation, etc...). Le protocole standardisé prévoit d'estimer le volume de fruits dans la partie supérieure de la couronne (Lebourgeois *et al.*, 2019). La fructification est également une préoccupation importante pour les forestiers dans le cadre du questionnement sur la migration naturelle ou assistée des espèces pour répondre aux

changements environnementaux (Vander Wall, 2001 ; Benito-Garzon et Fernandez-Manjarres, 2015 ; Koralewski *et al.*, 2015 ; Aubin *et al.*, 2016 ; Lebourgeois *et al.*, 2019).

La fructification des chênes est très variable d'un individu à l'autre. Selon l'étude sur les parcelles, 14,8% des arbres analysés ont une faînée abondante tandis que 32,8% comportent des fruits visibles. Cependant, 52,4 % des arbres ne montrent aucun fruit dans le houppier supérieur (rares) (Figure 43). Il faut noter que la fructification chez les arbres analysés du chêne vert est quasi totalement absente pour P9, P10, P11, P12 et P13.



**Figure 43 :** Distribution des arbres de chêne vert selon les niveaux de fructification.

La figure 44 illustre la fructification abondante du chêne vert dans la parcelle 5.



**Figure 44 :** Fructifications de chêne vert dans la parcelle P5 (Zerrouki *et al.*, 2024).

Le réchauffement climatique a également un effet sur la fructification. Par exemple, chez les chênes de la région Méditerranéenne, le stress hydrique estival au moment de la maturation des fruits est bien connu pour impacter le succès de la fructification (Pérez-Ramos *et al.*, 2010). Les propriétés du climat méditerranéen (fluctuations interannuelles) conduisent à des fructifications particulièrement chaotiques d'une année sur l'autre (Chevassut, 1999 ; Jdaïdi et Hasnoui, 2016).

La défoliation est un indicateur visuel brut de la quantité relative de feuillage sur le houppier de l'arbre (Ferretti, 2014). Ce critère est souvent utilisé pour établir le bilan de santé des peuplements forestiers, appelé aussi indice de transparence du houppier (Becker, 1987 ; Thomas *et al.*, 2002 ; Sarmoum *et al.*, 2019). Il est basé sur une observation visuelle après avoir divisé le houppier en quatre parties, de la partie supérieure « cime » jusqu'à la base du houppier vivant (D'Eon *et al.*, 1995). La partie dépériée correspond à la partie transparente qui a perdu son feuillage.

La croissance des arbres et la défoliation sont des indicateurs importants de la vitalité des arbres (Dobbertin, 2005 ; Tallieu, 2020). La figure 45 présente les pourcentages de défoliation de *Quercus ilex* évalués sur les 13 parcelles, répartis en classes de défoliation.

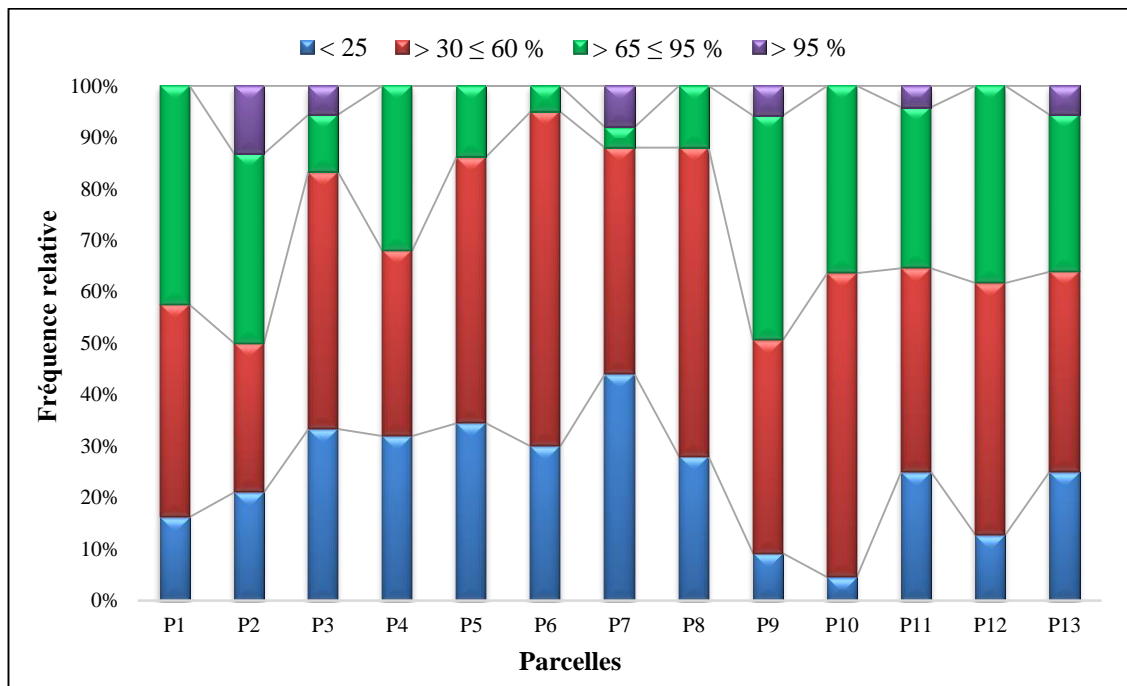


Figure 45 : Evaluation de la répartition des chênes vert selon les classes de défoliation.

La majorité des arbres ont un taux de défoliation de 44,2% sur un intervalle de 30-60 %. Selon les résultats 31,4% des arbres ont des feuilles endommagées, 21% sont sains et ne présentent aucun signe de défoliation mais 3,4% des arbres sont morts. Des résultats opposés sont obtenus sur des peuplements de chêne vert dans la forêt d'Arascués, Aragón, dans le Nord-Est de l'Espagne (Camarero, 2015). Les arbres qui présentent un degré élevé de défoliation (grave) sont rencontrés dans les parcelles P9, P1 et 12 avec une défoliation de 43,68%, 42,5% et 38,3% respectivement. Pour la classe de défoliation importante où les arbres perdent leurs feuilles de 26% à 60%, les plus grandes valeurs sont enregistrées dans les parcelles P6, P8 et P10 avec 65%, 60%, et 59,09%. Les arbres de chêne vert sains et qui ne présentaient aucun signe de défoliation sont abondants dans les parcelles P7 (44%) et P5 (34,48%), 13,16% des houppiers de la parcelle P2 ont une défoliation très grave. Une inspection plus approfondie des données révèle que la défoliation était uniformément répartie entre les parcelles, c'est-à-dire que la cause de la défoliation a très probablement affectée l'ensemble du site d'étude. La défoliation observée sur la couronne pourrait également être due à la mort de rameaux ou de branches entières ou au développement clairsemé de nouveaux rameaux (Wang *et al.*, 2007).

La défoliation est l'une des stratégies utilisées par les plantes pour réduire le risque de mortalité dans des conditions de chaleur et de sécheresse extrêmes (Barker et Caradus, 2001 ; Pollastrini *et al.*, 2019). La défoliation n'est pas un indicateur de mortalité mais plutôt une stratégie physiologique qui est un mécanisme de protection spécifique utilisé dans des conditions de stress. Lorsqu'une défoliation prolongée se produit et qu'un "point de non-retour" est atteint, des dommages permanents sont causés aux plantes et cette défoliation est alors considérée comme un indicateur du déclin de la forêt (Dobbertin, 2005 ; Bussotti *et al.*, 2021).

Le dépérissement et l'état sanitaire des arbres constituent des thèmes qui, depuis quelques décennies, préoccupent de plus en plus les chercheurs et les responsables forestiers dans un nombre croissant de pays, tant européens, nord-américains et en Afrique du Nord. De nombreuses études ont déjà été menées sur cette thématique (Abdendi, 2003, Becker, 1987, Certini, 2000, Lazarus, 2004). Devant la multitude des hypothèses avancées, il est de plus en plus évident que le dépérissement est causé par un « complexe de causes », dont la nature précise pourrait varier selon les régions, les épisodes climatiques, et les espèces concernées. Les causes les plus fréquemment évoquées sont les événements climatiques intenses et/ou de longue durée, la pollution atmosphérique, sous des formes diverses y compris à travers ses conséquences sur les propriétés de sols, les maladies, et une gestion sylvicole inadaptée (Lévy, 1987 ; Cook *et al.*, 1987).

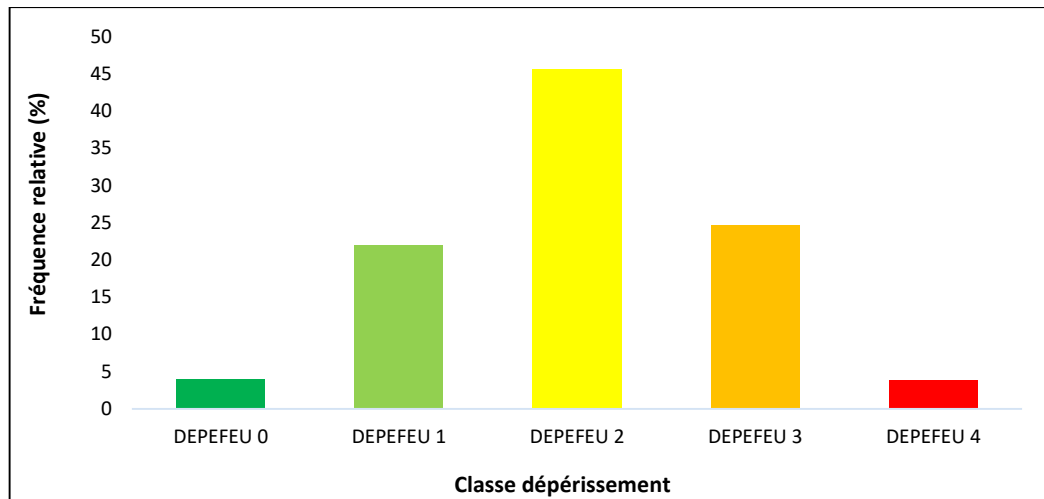
Dans la région méditerranéenne, les forêts, de chêne en particulier, ne font pas exception à la règle mais sont affectées avec une intensité variable selon les pays. En général le chêne résiste assez bien à la sécheresse, mais il est plus facilement exposé à un stress hydrique lorsque les conditions stationnelles et sylvicoles sont défavorables (exposition à des vents excessifs et à un fort ensoleillement, terrains superficiels et peu perméables, peuplement serrés, sol appauvri par les activités agricoles, élimination totale du sous-bois, pâturage excessif). Les arbres soumis à de telles conditions sont rabougris et sont le plus souvent attaqués par des insectes et des champignons. Ceux-ci sont à l'origine de défoliations souvent totales qui conduisent à de graves déséquilibres physiologiques (Ben Jamaa et Hasnaoui, 1996 ; Sechi *et al.*, 2002 ; Hasnaoui).

## **2. Etat sanitaire basé sur l'aspect des houppiers (classe DEPEFEU)**

Les premiers résultats obtenus concernant l'état de santé de la végétation (pourcentage de branches mortes par strate, nombre de tiges mortes, déficit foliaire et la coloration anormale) permettent de prendre connaissance du niveau de dépérissement sur l'ensemble des parcelles étudiées.

Afin de caractériser l'état sanitaire des parcelles étudiées, il faut dans un premier temps analyser les données qui concernent l'aspect des houppiers aux différents paramètres stationnels (altitude, exposition et de position des parcelles dans la pente), puis aux paramètres dendrométriques des arbres dépéris ou dépérissants, dans lesquelles tous les chênes ont été inventoriés par une évaluation sanitaire selon le protocole de notation DEPEFEU mis en place par le Département Santé des Forêts (DSF). Ce suivi est établi sur la totalité des 500 chênes dans les parcelles étudiées.

D'après les résultats, les individus observés sont majoritairement en faible dépéris et dépérissement (Figure 46). Ils appartiennent à la classe DEPEFEU 2 et DEPEFEU 3 avec des pourcentages respectivement de 45,6 et 24,6%, ce qui prouve que l'état de santé des arbres présentent des symptômes et des problèmes sanitaires. Le pourcentage d'arbres en classe DEPEFEU 1 est moins important que les précédents avec un taux de 22%, alors que le pourcentage le plus faible est dans les classes 0 et 4 ne dépassant pas le 8%.



**Figure 46 :** Distribution des arbres de chêne vert par classe de DEPEFEU.

La comparaison de l'état de santé entre les parcelles montre que la parcelle 8 se caractérise par le taux le plus élevé des arbres en bonne santé. Ces derniers représentent 52% de la totalité des arbres de la parcelle où les symptômes sont approximativement absents. Ils présentent néanmoins des branches desséchées, mortes dans la moitié supérieure du houppier, (mais représentent moins de 50%) et des ramifications secondaires peu développées. Alors que les houppiers des arbres de la parcelle 10 sont dépérissants et présentent 45,45% des arbres (Tableau 20). Cette parcelle est orientée Sud-ouest, sur une altitude de 808 m et sur une pente de 12-25%.

**Tableau 20 :** Répartition des arbres de chêne vert par classe de DEPEFEU/ha de Chettaba.

| Parcelles    | DEPEFEU 0 | DEPEFEU 1 | DEPEFEU 2 | DEPEFEU 3 | DEPEFEU 4 |
|--------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| <b>P1</b>    | 44        | 344       | 389       | 111       | -         |
| <b>P2</b>    | 22        | 89        | 178       | 78        | 56        |
| <b>P3</b>    | 22        | 44        | 111       | 11        | 11        |
| <b>P4</b>    | -         | 89        | 78        | 111       | -         |
| <b>P5</b>    | 44        | 56        | 189       | 33        | -         |
| <b>P6</b>    | -         | 56        | 100       | 67        | -         |
| <b>P7</b>    | 22        | 78        | 122       | 33        | 22        |
| <b>P8</b>    | 22        | 144       | 100       | -         | 11        |
| <b>P9</b>    | -         | 100       | 544       | 267       | 56        |
| <b>P10</b>   | -         | 11        | 122       | 111       | -         |
| <b>P11</b>   | 22        | 100       | 200       | 189       | 22        |
| <b>P12</b>   | 11        | 44        | 244       | 222       | -         |
| <b>P13</b>   | 11        | 67        | 156       | 133       | 33        |
| <b>Somme</b> | 222       | 1222      | 2533      | 1367      | 211       |

Les arbres sains de chêne vert qui ne possèdent pas des symptômes sont absents dans les parcelles 4, 6, 9 et 10. Les arbres avec un houppier mort (DEPEFEU 4) présents dans la moitié des parcelles avec le plus grand pourcentage d'arbres sont dans la parcelle P2. La plupart des chênes des parcelles 5, 9 et 3 appartiennent à la classe DEPEFEU 2 (58,62%, 56,32% et

55,56%) ; tandis que la plupart des arbres de la parcelle 4 appartiennent à la classe DEPEFEU 3 (Figure 47). Les arbres sains présentent un rythme de croissance plus soutenu que les tiges dépérissantes (Amorini *et al.*, 1996).



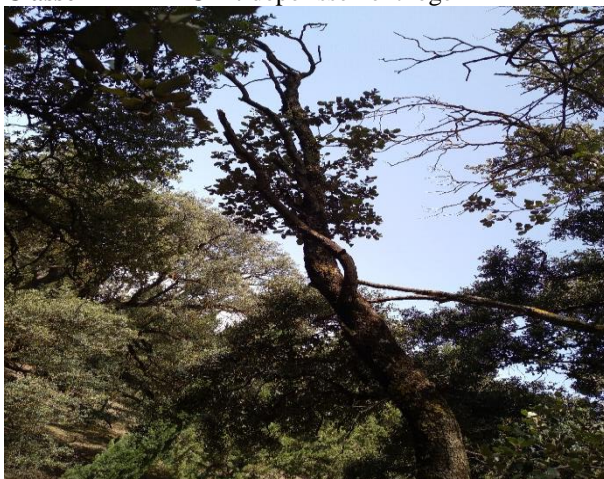
**Classe DEPEFEU 0 : très bonne santé (arbres sains)**



**Classe DEPEFEU 1 : dépérissement léger**



**Classe DEPEFEU 2 : dépérissement modère**



**Classe DEPEFEU 3 : dépérissant**



**Classe DEPEFEU 4 : houppier mort**

**Figure 47 : Classes DEPEFEU des arbres de chêne vert de Chettaba (Zerrouki *et al.*, 2024).**

Un arbre sain avec un houppier complet, vert et bien développé posséderait un niveau élevé de réserves carbonées lui permettant de maintenir sa croissance radiale (Cailleret, 2011).

D'après les résultats, l'état général des houppiers des arbres de chêne vert est moyen dans la forêt de Chettaba malgré la présence non négligeable d'arbres morts sur pied et d'arbres dépérissants. Ces résultats sont tout à fait cohérents avec ceux de Rached *et al.* (2020) pour les peuplements de chêne vert de la forêt de Sidi R'Ghies à l'Est de l'Algérie.

La forêt de chêne vert en Algérie souffre de dépérissement depuis quelques années. Cet état de dépérissement est dû à un certain nombre de facteurs (notamment le pâturage, la faune sauvage, les insectes, les champignons, les blessures anthropiques, les dommages météorologiques (abiotiques), les incendies, la pollution aiguë et autres).

Ces facteurs sont évalués simplement en fonction de leur présence ou de leur absence (Müller et Stierlin, 1990 ; Ferretti, 1997). Ainsi, d'autres facteurs biotiques et abiotiques peuvent affecter la santé des forêts. L'âge de l'arbre, sa taille ainsi que l'historique de sa détérioration sont tous des renseignements essentiels à la compréhension des changements intervenus dans la structure de la forêt (Hamidi, 2014).

### 2.1. Relation entre le dépérissement et les facteurs stationnels

Les valeurs d'altitude enregistrées au niveau des parcelles d'étude sont comprises entre 750 et 1100 m. Sur la base de la stratification de 50 m, sept classes d'altitude sont retenues (Figure 48). La classe de 1050 à 1100 m ne présente qu'une fréquence relative d'environ 3,8% ce qui montre que le chêne vert occupe une faible superficie dans les parties supérieures de la forêt. La strate de 900 à 950 m est la fréquence la plus élevée avec 45,6%.

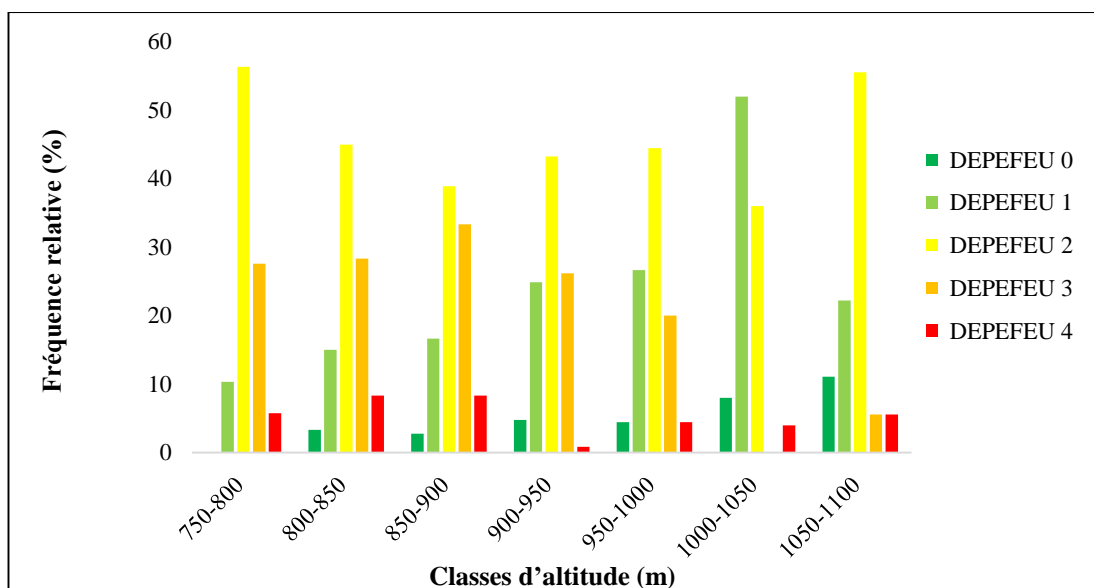


Figure 48 : Répartition des classes DEPEFEU en fonction d'altitudes de Chettaba.

En effet, les parcelles étudiées à haute altitude étaient moins nombreuses par rapport à d'autres altitudes. Le dépérissement est fréquent aux basses altitudes. La classe altitudinale de 900 à 950 m constitue la classe la plus affectée avec un taux de 32,2% (DEPEFEU 2, DEPEFEU 3 et DEPEFEU 4). Le phénomène de dépérissement diminue avec l'altitude, les faibles fréquences sont enregistrées dans les dernières classes avec 6% (altitude < 1000m). L'altitude a une grande influence sur le dépérissement du chêne vert. Cette influence se voit par la forte corrélation négative ( $r = -0,68$ ) entre le dépérissement et l'altitude. Le chêne vert à basse altitude reçoit des précipitations moins importantes que celles des altitudes élevées. C'est par le biais de l'étagement altitudinal que les variations climatiques, particulièrement la température et la pluviométrie, révèlent être différentes du bas vers le haut versant (Seynave *et al.*, 2004).

L'exposition est un indicateur des facteurs écologiques qui présente un fort impact sur les conditions climatiques et par conséquent la mise en valeur des terrains. Les observations des différentes expositions à travers les parcelles d'étude montrent que la plupart des peuplements rencontrés poussent sur les versants à exposition Sud (SW- S-SE) soit des fréquences relatives de 19%, 17,4% et 16% respectivement. Le dépérissement est observé à toutes les expositions (Figure 49), mais les expositions orientées vers le Sud (S et SE) avec 15,6% et 14,8% apparaissent les plus affectées de l'effectif total des arbres. L'exposition est un véritable facteur écologique descripteur du climat à savoir l'humidité, la pluviométrie, la chaleur et la quantité de lumière reçue. Elle présente un fort impact traduit par la différence stationnelle enregistrée entre les versants à expositions chaudes orientées au « Sud » et « Est » et les versants à expositions plus froides orientées au « Nord » et « Ouest » (Masson, 2005). L'exposition nord est celle la plus favorable à la végétation (Seigue, 1985; Lamhamedi et Chbouki, 1994).

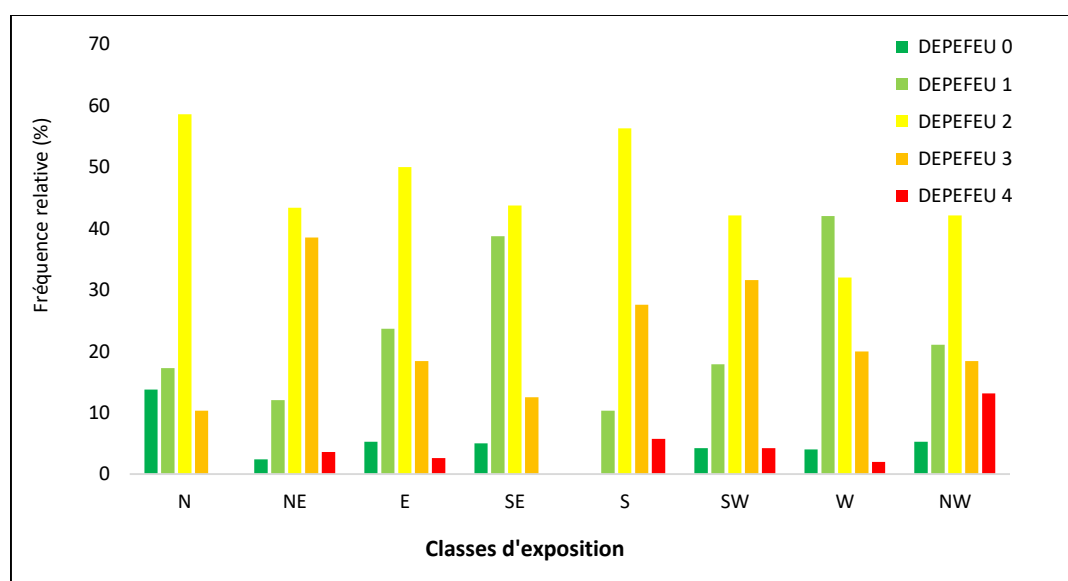
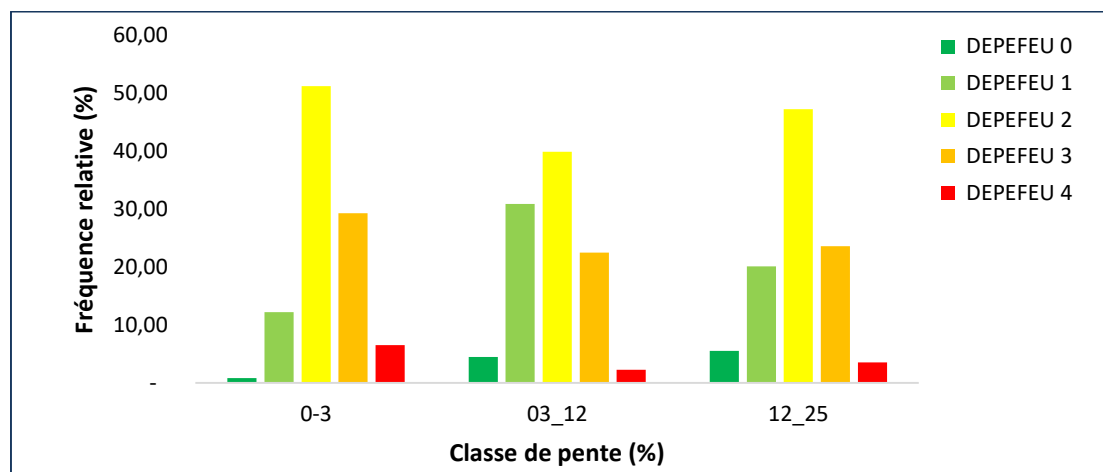


Figure 49 : Répartition des classes DEPEFEU en fonction d'exposition de Chettaba.

La qualité du site diffère en fonction de l'inclinaison de la pente. Plus la pente est forte, plus les particules solides ou les substances dissoutes sont facilement entraînées, ce qui modifie la composition du sol et rend difficile la croissance des plantes. En revanche, lorsque la pente est faible, la situation est plus favorable à la croissance des plantes, car le substrat édaphique est profond et riche (Bourlière, 1974).

Les parcelles d'étude présentent des valeurs de pente qui varient de 0 à 25%. Elles sont regroupées en trois classes : Les terrains en dépression ou horizontaux (0 à 3%), une pente faible (de 3 à 12%), une pente forte (de 12 à 25%). Sur la base de cette classification, 39,8% des parcelles se situent sur des terrains à pente forte (Figure 50). Ainsi, les arbres dépérissants modérés et avec un houppier mort, se situent sur les terrains des pentes fortes. Le chêne vert caractérise l'étage montagnard avec des zones de fortes pentes (Barbero, 1980).



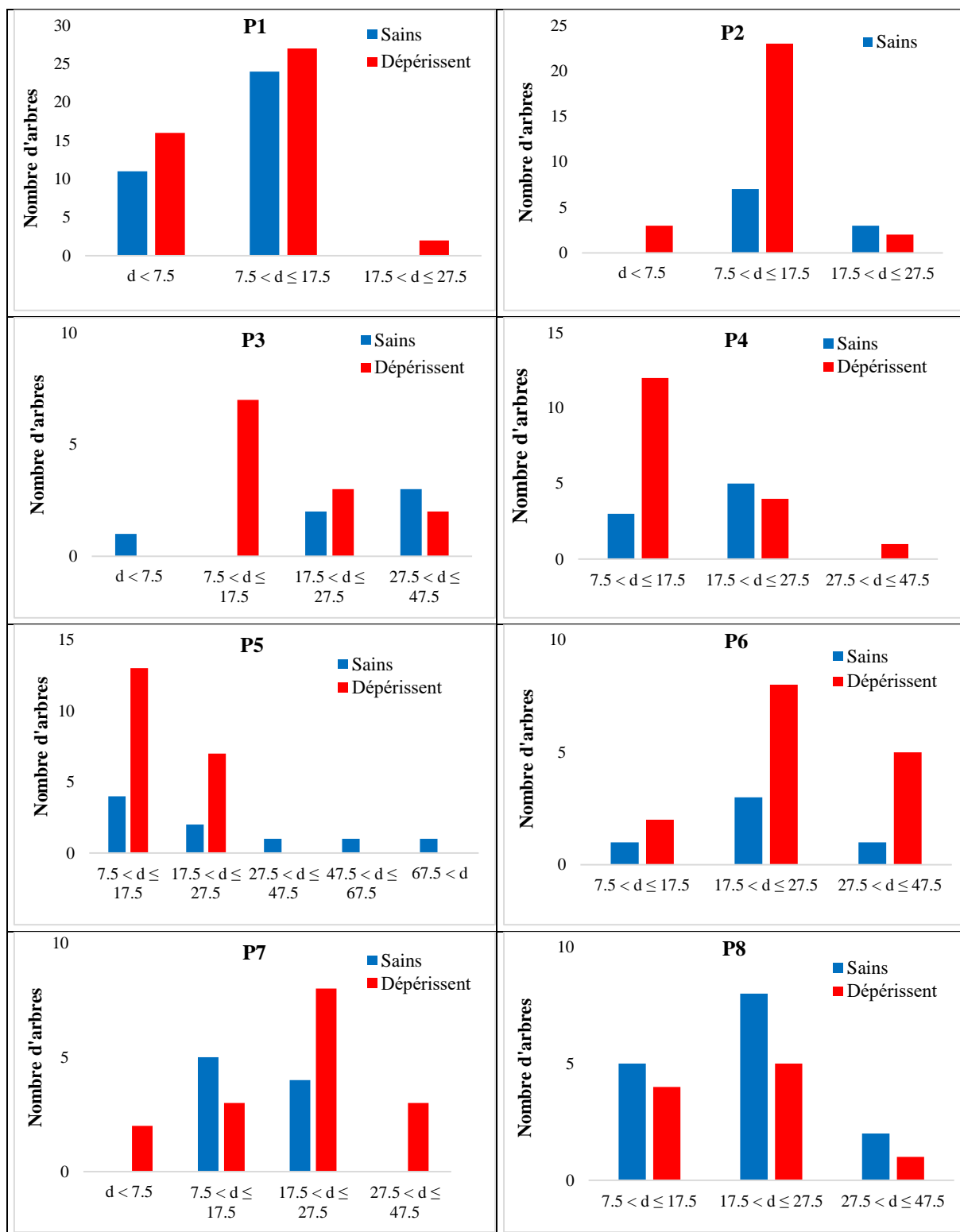
**Figure 50** : Répartition des classes DEPEFEU en fonction des pentes de Chettaba.

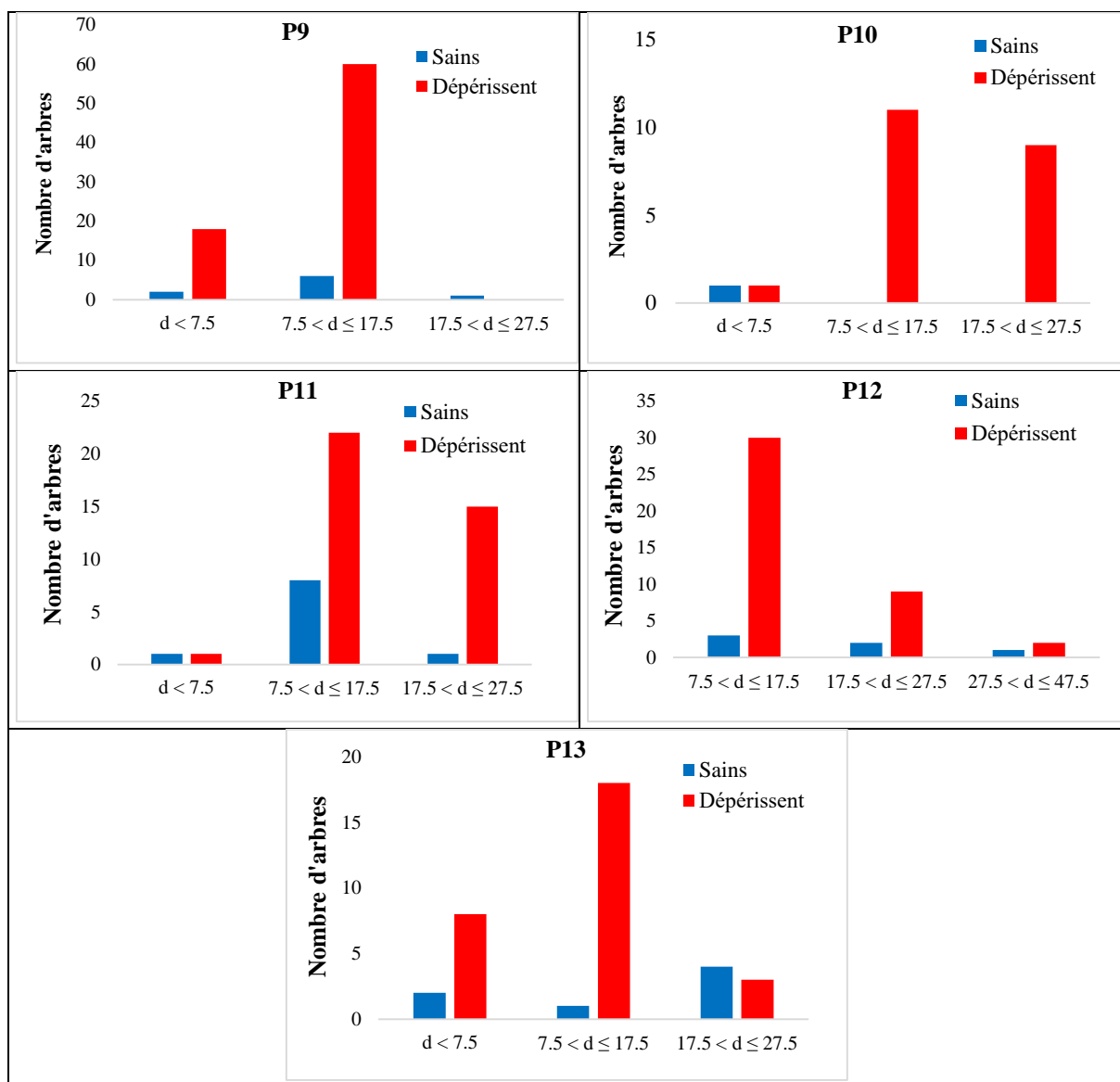
Cette étude montre que le dépérissement du chêne vert dans la zone d'étude est fréquent à de basses altitudes, sur les terrains à fortes pentes et dans les expositions orientées vers le Sud (SW- S-SE). Le chêne vert à basse altitude reçoit des précipitations moins importantes que celles à altitudes élevées et il est soumis à de fortes températures notamment dans les expositions ensoleillées et chaudes. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Hasnaoui *et al.* (2006) sur le dépérissement des chênes en Kroumirie (Tunisie).

## 2.2. Relation entre le dépérissement et les paramètres dendrométriques

L'analyse du diamètre montre d'une manière générale, que le dépérissement n'est pas spécifique à une classe bien déterminée. Néanmoins, la figure 51 montre que les arbres appartiennent aux classes de diamètres intermédiaires gaulis et petits bois (7,5-17,5 cm, 17,5-27,5 cm) sont les plus touchés par le dépérissement. La comparaison des diamètres des arbres

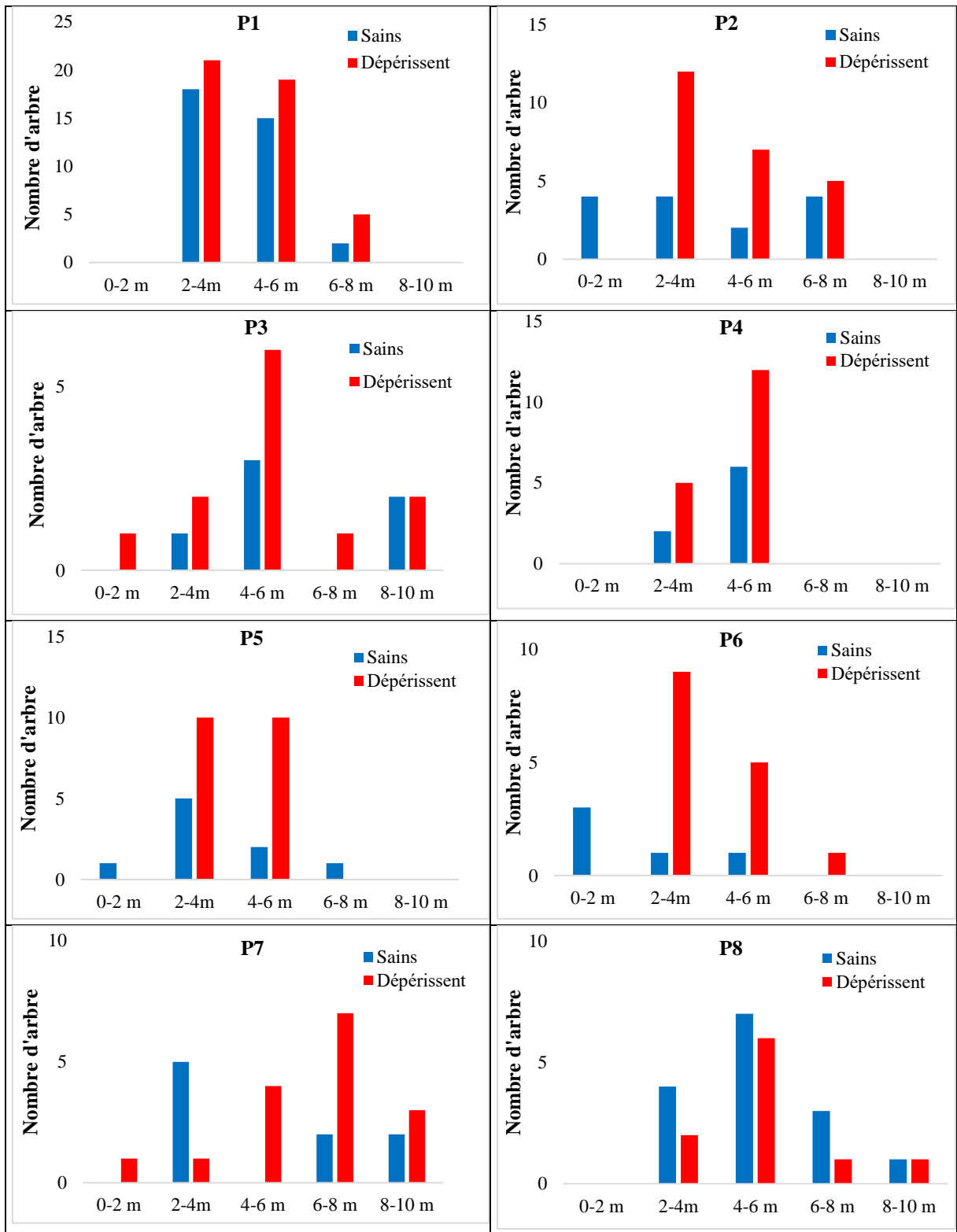
dépéris et sains indique que le dépérissement se manifeste à travers les différentes classes de diamètres et touche aussi bien les jeunes tiges que les adultes.

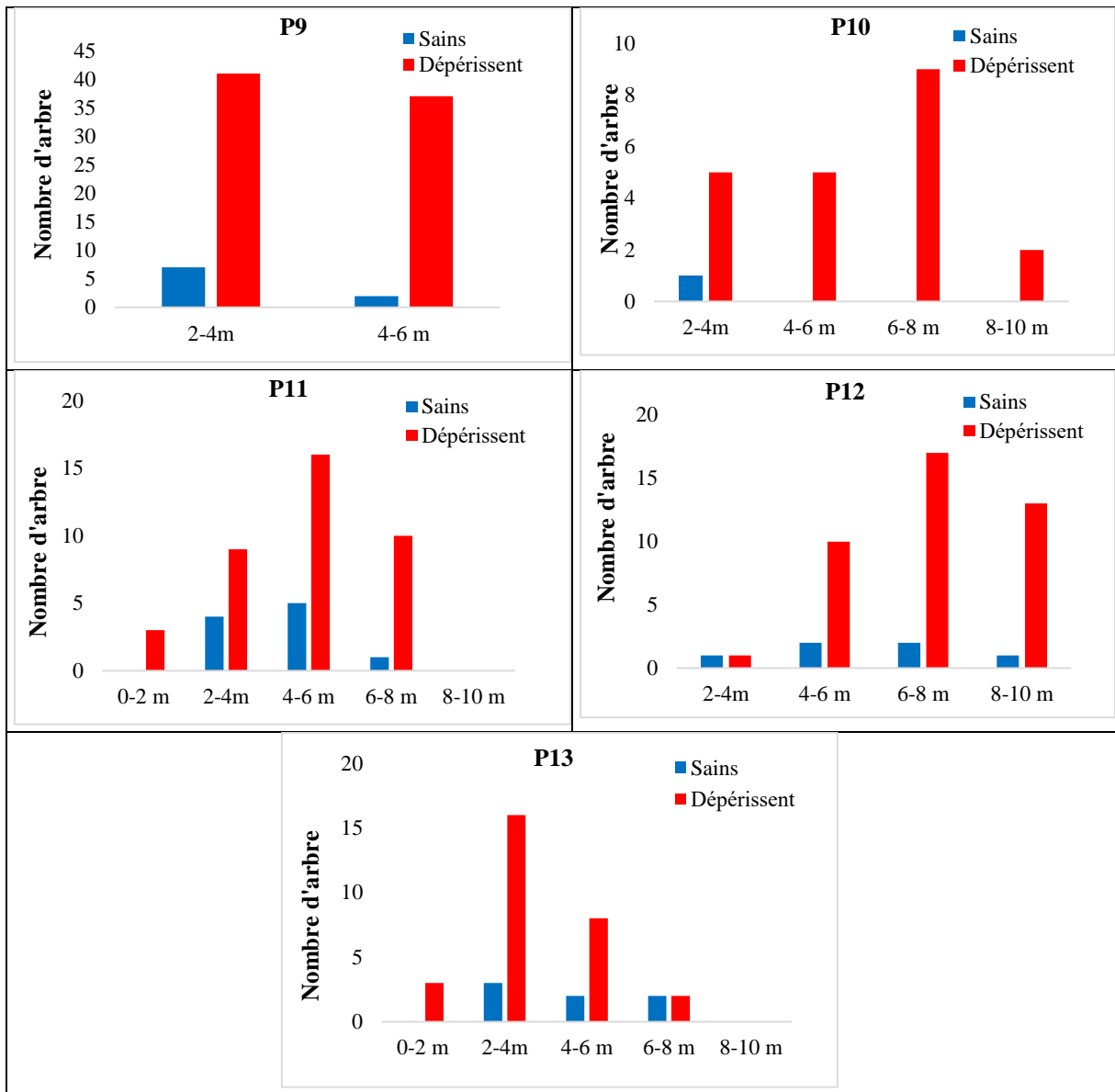




**Figure 51 :** Variations du taux de dépérissement du chêne vert en fonction de diamètre.

Concernant les parcelles, le dépérissement est observé pour l'ensemble des arbres des classes de hauteurs totales (Figure 52). Le dépérissement n'est pas spécifique à une classe bien déterminée, et touche beaucoup plus la classe de 4–6m. En revanche, la catégorie des chênes vert les plus petits (2 < m) et les plus longs (>8 m) présentent les dépérissements les plus faibles avec une fréquence relative de 1,6% et 4,2% environ.





**Figure 52 :** Variations du taux de dépérissement du chêne vert en fonction de la hauteur.

Les individus de toutes tailles (hauteur et diamètre) présentent des taux de dépérissement. Ces résultats sont contradictoires avec ceux de certaines études qui déclarent que la taille importante des arbres augmente leur vulnérabilité face à la sécheresse (Nageleisen, 1994 ; Le Meignen et Micas, 2008). En effet, les arbres les plus grands sont souvent les plus vulnérables à la sécheresse, à cause des contraintes physiques liées à leur taille pour l'alimentation en eau des cimes (Bennett *et al.*, 2015). Le diamètre des chênes verts n'étant pas un bon indicateur de dépérissement. En effet, les chênes verts se développent majoritairement en taillis, le diamètre dépend alors de la structure de la cépée. Dans une cépée, tous les brins ont le même âge et s'alimentent en partie aux mêmes racines donc à la même profondeur. Les chênes verts plus gros sont également les plus grands, les dominants alors que les individus plus petits prélèvent moins de ressources et sont de ce fait, moins bien portants (Vuillermet, 2019).

Les valeurs des paramètres dendrométriques de tous les arbres (sains et dépérissants) montrent que les hauteurs, les diamètres, les surfaces terrières et les volumes moyens des arbres sains sont supérieures à celles des arbres dépérissants chez la plupart des parcelles. L'analyse de la variance de chaque paramètre montre une différence très hautement significative ( $p= 0,000$ ) entre les parcelles sains et dépéris.

Les variables dendrométriques sont des indicateurs d'identification de la structure d'un peuplement donné. Dans le but d'élucider d'éventuelles relations existantes entre les classes de dépérissement et les différentes caractéristiques dendrométriques, le test de corrélation de Pearson a fait l'objet d'étude (annexe II). A travers le test, aucune corrélation est enregistrée entre les catégories à diamètre moyenne, à hauteur moyenne et à surface terrière totale de l'ensemble des parcelles d'étude et les classes de dépérissement (Tableau 21).

**Tableau 21 :** Moyennes et écarts-types des arbres par parcelle.

| Parcelle | Etat    | N  | D (cm)      | H (m)     | H/D         | G (m <sup>2</sup> ) | V (m <sup>3</sup> ) |
|----------|---------|----|-------------|-----------|-------------|---------------------|---------------------|
| P1       | Sains   | 35 | 9,88±4,06   | 4,17±1,35 | 38,92±6,51  | 0,09±0,07           | 0,41±0,27           |
|          | Dépéris | 45 | 10,60±4,10  | 4,17±1,35 | 47,68±47,68 | 0,11±0,07           | 0,18±0,18           |
| P2       | Sains   | 10 | 14,34±4,32  | 4,89±2    | 33,41±7,98  | 0,19±0,11           | 0,59±0,48           |
|          | Dépéris | 28 | 11,85±3,66  | 3,85±1,75 | 32,86±11,23 | 0,13±0,08           | 0,33±0,37           |
| P3       | Sains   | 6  | 24,97±13,2  | 5,85±2,52 | 25,94±7,37  | 0,67±0,61           | 2,71±3,29           |
|          | Dépéris | 12 | 18,35±12,44 | 4,73±2,13 | 32,23±16,00 | 0,41±0,56           | 1,43±2,53           |
| P4       | Sains   | 8  | 21,69±4,15  | 5,53±0,15 | 25,94±7,37  | 0,42±0,14           | 0,85±0,50           |
|          | Dépéris | 17 | 16,22±6,39  | 4,29±0,79 | 30,49±8,20  | 0,26±0,20           | 0,64±0,61           |
| P5       | Sains   | 9  | 28,31±23,17 | 3,48±1,55 | 19,34±11,29 | 1,11±1,80           | 1,40±1,79           |
|          | Dépéris | 20 | 17,47±8,10  | 3,91±0,91 | 25,62±9,20  | 0,32±0,32           | 0,70±0,89           |
| P6       | Sains   | 5  | 27,38±10,36 | 4,3±1,49  | 16,91±6,70  | 0,72±0,52           | 1,85±1,89           |
|          | Dépéris | 15 | 25,94±7,59  | 5,68±1,27 | 22,67±4,34  | 0,63±0,39           | 2,06±1,64           |
| P7       | Sains   | 9  | 18,64±6,88  | 5,03±2,48 | 25,98±4,35  | 0,33±0,22           | 1,17±1,11           |
|          | Dépéris | 16 | 20,48±8,30  | 5,81±2,00 | 31,86±11,00 | 0,42±0,25           | 1,49±1,05           |
| P8       | Sains   | 15 | 18,93±7,30  | 4,95±1,45 | 28,32±8,70  | 0,35±0,26           | 1,08±1,04           |
|          | Dépéris | 10 | 18,50±8,20  | 4,96±1,37 | 29,61±10,09 | 0,35±0,31           | 1,11±1,38           |
| P9       | Sains   | 9  | 10,12±3,94  | 3,78±0,73 | 40,08±9,85  | 0,10±0,08           | 0,23±0,26           |
|          | Dépéris | 78 | 9,45±2,91   | 3,79±0,78 | 42,19±9,49  | 0,08±0,05           | 0,19±0,15           |
| P10      | Sains   | 1  | 6,36        | 3,00      | 47,10       | 0,03                | 0,06                |
|          | Dépéris | 21 | 18,70±10,03 | 5,99±2,45 | 35,26±13,18 | 0,38±0,39           | 1,61±2,01           |
| P11      | Sains   | 11 | 10,39±5,37  | 4,09±1,56 | 45,93±19,46 | 0,11±0,12           | 0,28±0,39           |
|          | Dépéris | 37 | 14,56±16,13 | 4,84±1,61 | 38,50±19,82 | 0,22±0,18           | 0,66±0,71           |
| P12      | Sains   | 5  | 19,10±7,23  | 7,44±2,63 | 40,99±10,84 | 0,35±0,21           | 1,59±1,15           |
|          | Dépéris | 42 | 16,13±5,26  | 7,07±1,60 | 46,33±12,21 | 0,25±0,17           | 1,01±0,81           |
| P13      | Sains   | 7  | 14,01±6,33  | 4,62±1,29 | 37,35±12,41 | 0,20±0,14           | 0,56±0,48           |
|          | Dépéris | 29 | 10,47±4,63  | 3,64±1,23 | 39,55±18,27 | 0,11±0,11           | 0,24±0,31           |

### 3. IBP des peuplements de chêne vert

La variété et la complexité des domaines biologiques concernés constituent pour le gestionnaire une difficulté pratique pour évaluer la biodiversité. Il convient en plus d'intégrer les aspects dynamiques. Car il ne suffit pas de prendre en compte seulement la diversité actuelle, mais aussi de considérer les possibilités d'émergence de la diversité dans l'avenir (Larrieu et Gonin, 2008). Cependant, l'évaluation de la biodiversité est difficile à achever dans son intégralité en raison de l'analyse complémentaire complexe et fastidieuse (Gonin *et al.*, 2012). Ainsi, afin de mieux appréhender cette diversité et pour orienter les gestionnaires forestiers vers une gestion durable des forêts, un nouvel indice a été développé dans le but d'analyser la biodiversité ordinaire en forêt d'une manière simple et efficace. Il s'agit de l'indice de biodiversité potentielle (Larrieu et Gonin, 2008). Cet indice est créé en France en 2008 dans le cadre d'un programme national mené au Centre National " Propriété Forestière " (Larrieu et Gonin, 2008 ; Emberger, 2020). L'objectif de cet indice est de fournir aux gestionnaires forestiers un outil simple et direct pour évaluer la biodiversité potentielle d'un peuplement forestier (Larrieu et Gonin, 2010 ; Baiges, 2019 ; Larrieu *et al.*, 2019 ; Gonin *et al.*, 2017). Les valeurs générales de l'IBP pour l'ensemble des parcelles sont données dans les tableaux 22 et 23. Les calculs de l'IBP indiquent que les scores totaux des parcelles s'échelonnent de 11 à 31, avec un pourcentage de 22 à 62 % du maximum potentiel. Selon l'échelle IBP, ils sont classés comme assez faible à assez fort (Tableau 22).

**Tableau 22** : Résultats d'IBP dans les parcelles d'étude.

|     | IBP : Facteurs liés au peuplement et à la gestion forestière |                                     |  | IBP : Facteurs liés au contexte |                                     |   |
|-----|--|-------------------------------------|--|---------------------------------|-------------------------------------|---|
|     | Note IBP   |                                     | Biodiversité potentielle liée à la gestion | Note IBP                        |                                     | Apports du contexte à la biodiversité Potentielle globale |
|     | Absolute   | Relative (en % de la note maximale) |  | Absolute                        | Relative (en % de la note maximale) |   |
| P1  | 11   | 31 %                                | Assez faible                               | 4                               | 27 %                                | Faible  |
| P2  | 22   | 63 %                                | Assez forte                                | 9                               | 60 %                                | Moyenne   |
| P3  | 16   | 46 %                                | Moyenne                                    | 7                               | 47 %                                | Moyenne   |
| P4  | 7  | 20%                                 | Faible                                     | 4                               | 27%                                 | Faible  |
| P5  | 17   | 48 %                                | Moyenne                                    | 7                               | 47 %                                | Faible  |
| P6  | 11   | 31 %                                | Assez faible                               | 4                               | 27 %                                | Moyenne   |
| P7  | 9  | 25%                                 | Assez faible                               | 4                               | 27%                                 | Faible  |
| P8  | 19   | 55 %                                | Moyenne                                    | 9                               | 60 %                                | Moyenne   |
| P9  | 11   | 31%                                 | Assez faible                               | 2                               | 13%                                 | Faible  |
| P10 | 19   | 54%                                 | Moyenne                                    | 4                               | 27%                                 | Faible  |
| P11 | 16   | 45%                                 | Moyenne                                    | 7                               | 47%                                 | Moyenne   |
| P12 | 16   | 45%                                 | Moyenne                                    | 4                               | 27%                                 | Faible  |
| P13 | 9  | 25%                                 | Assez faible                               | 4                               | 27%                                 | Faible  |

Tableau 23 : IBP total.

|           | Note IBP |                                      | Note IBP globale |            | Note IBP |                                     | Note IBP globale |
|-----------|----------|--------------------------------------|------------------|------------|----------|-------------------------------------|------------------|
|           | Absolue  | Relative (en % de la note maximale.) |                  |            | Absolue  | Relative (en % de la note maximale) |                  |
| <b>P1</b> | 15       | 30%                                  | Assez faible     | <b>P7</b>  | 13       | 26%                                 | Assez faible     |
| <b>P2</b> | 31       | 62%                                  | Assez forte      | <b>P8</b>  | 28       | 56%                                 | Moyenne          |
| <b>P3</b> | 23       | 46%                                  | Moyenne          | <b>P9</b>  | 13       | 26%                                 | Assez faible     |
| <b>P4</b> | 11       | 22%                                  | Assez faible     | <b>P10</b> | 23       | 46%                                 | Moyenne          |
| <b>P5</b> | 24       | 48%                                  | Moyenne          | <b>P11</b> | 23       | 46                                  | Moyenne          |
| <b>P6</b> | 15       | 30%                                  | Assez faible     | <b>P12</b> | 20       | 40%                                 | Assez faible     |
|           |          |                                      |                  | <b>P13</b> | 13       | 26%                                 | Assez faible     |

La biodiversité potentielle est moyenne dans le massif forestier de Chettaba (Tableau 23). Cette biodiversité est plus importante par comparaison à celle de la forêt de de Sidi R'Ghies (31% à 36%) chez les peuplements de chêne vert (Rached-Kanouni *et al.*, 2020). Des résultats similaires sont obtenus par Fouédjeu *et al.* (2021) dans la forêt de Bernadouze en France. Les valeurs moyennes sont plutôt faibles. Des critères dans les parcelles étudiées dépendent souvent du climat, du sol et des actions anthropiques. Comme indiqué, l'IBP est une méthode de diagnostic de la biodiversité forestière potentielle, basée sur des relevés rapides, comme le confirme cette application sur les parcelles étudiées de la figure 53.

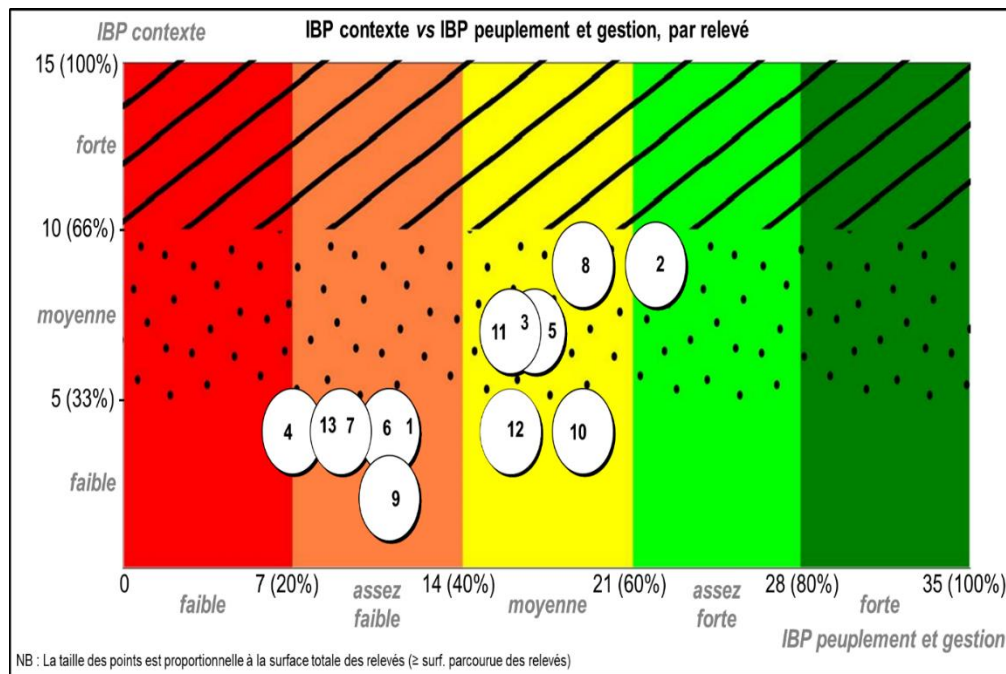
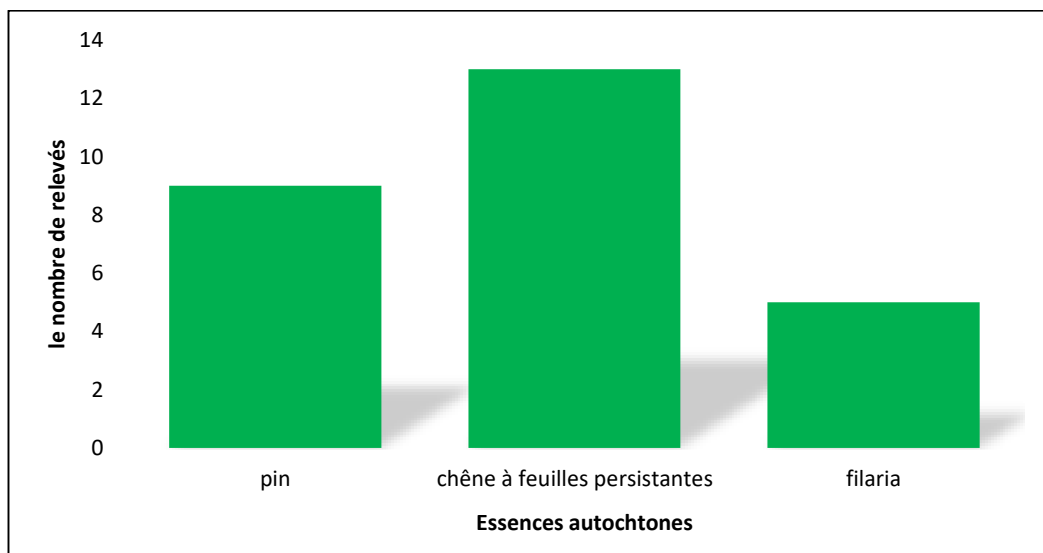


Figure 53 : Représentation graphique des résultats de l'IBP de la zone d'étude.

### 3.1. Facteurs liés à la gestion

La biodiversité taxonomique potentielle d'un peuplement forestier réellement présente est estimée par l'IBP ou Indice de biodiversité potentiel. Il s'appuie sur le relevé de dix facteurs précis. Sept sont des facteurs directement liés à la gestion forestière, les trois autres au contexte, aussi bien historique que stationnel (Larrieu et Gonin 2008, Larrieu *et al.*, 2012 ; Emberger *et al.*, 2016). Chacun de ces dix facteurs se voit attribuer une note de 0, 2 ou 5 selon des seuils prédéfinis. Tous les facteurs, à l'exception de la continuité temporelle, sont enregistrés sur le terrain et évalués par la suite selon le protocole IBP. En comparant les observations de terrain avec les valeurs seuils.

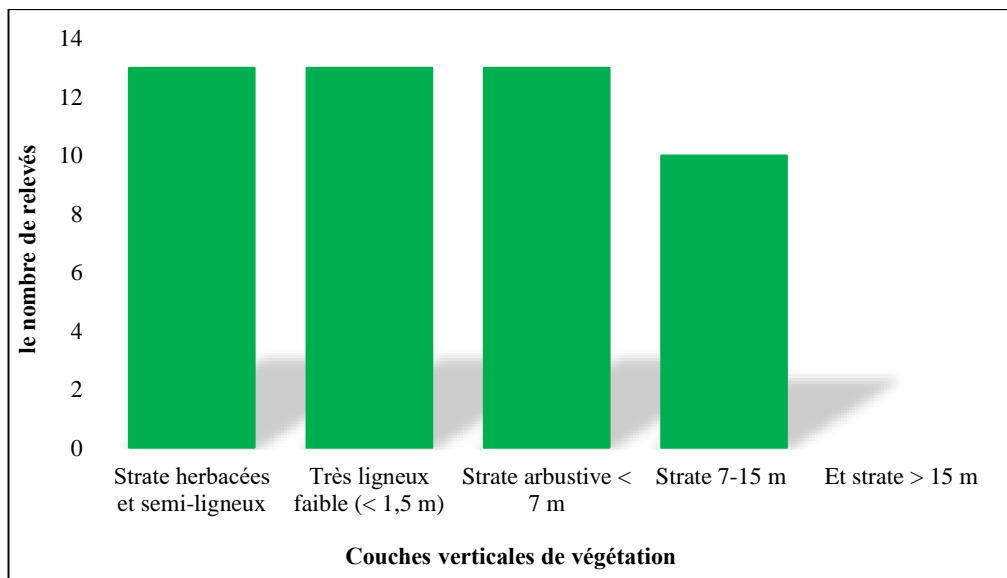
Pour chacun des facteurs de l'IBP, le score du facteur A, lié au nombre d'espèces d'arbres, n'est pas corrélé avec la richesse spécifique d'aucun des groupes d'espèces. Il ne convient donc pas, à lui seul, à évaluer la biodiversité potentielle. Le nombre d'espèces d'arbres varie de 1 à 6 par parcelle ; le chêne vert domine toujours. La note 2 est attribuée aux parcelles 1, 2, 6, 8, 9, 11 et 12. Ces parcelles sont caractérisées par trois genres d'arbres autochtones de la région du pin d'Alep, chêne à feuilles persistantes et filaria (Figure 54), alors que la note 0 est donnée aux restes des parcelles où le nombre des genres autochtones ne dépasse pas 2. Le facteur A obtient des scores de valeur moyenne sur l'ensemble des parcelles. La diversité en essences forestières autochtones est donc globalement moyenne. Ce résultat peut toutefois s'expliquer du fait que, dans la plupart des relevés, un maximum de 3 espèces a été observé. La prise en compte de la diversité en essences repose sur le nombre de genres présents, chaque genre étant comptabilisé quel que soit son recouvrement.



**Figure 54 :** Distribution des espèces d'arbres par nombre de relevés

A l'échelle plus vaste d'un massif forestier, cette information reste intéressante. La biodiversité associée varie selon les essences mais elle augmente globalement avec le nombre d'essences autochtones (Gosselin *et al.*, 2004).

La stratification verticale est un élément important pour décrire la biodiversité et le fonctionnement d'un peuplement forestier. Une forêt naturelle est généralement pluristratifiée et comporte quatre strates, définissant ainsi une hétérogénéité verticale qui favorise la biodiversité (Delpech *et al.*, 1985). L'influence du nombre de strates sur la biodiversité est à l'origine du facteur B qui tend à obtenir un score de 2 sur l'ensemble des parcelles (Figure 55). Le chiffre 2 signifie qu'il existe 3 strates, en raison de l'absence inévitable de la couche arborescente haute (plus de 15 m). Cette distribution montre également la faible densité des individus adultes. Cette dernière témoigne d'un environnement fortement perturbé. Chacune des quatre strates de végétation considérées (strate herbacées et semi-ligneux, strate arbustive < 7m, strate 7-15m et strate > 15m) jouent un rôle important sur la biodiversité forestière.



**Figure 55.** Structure verticale de la végétation.

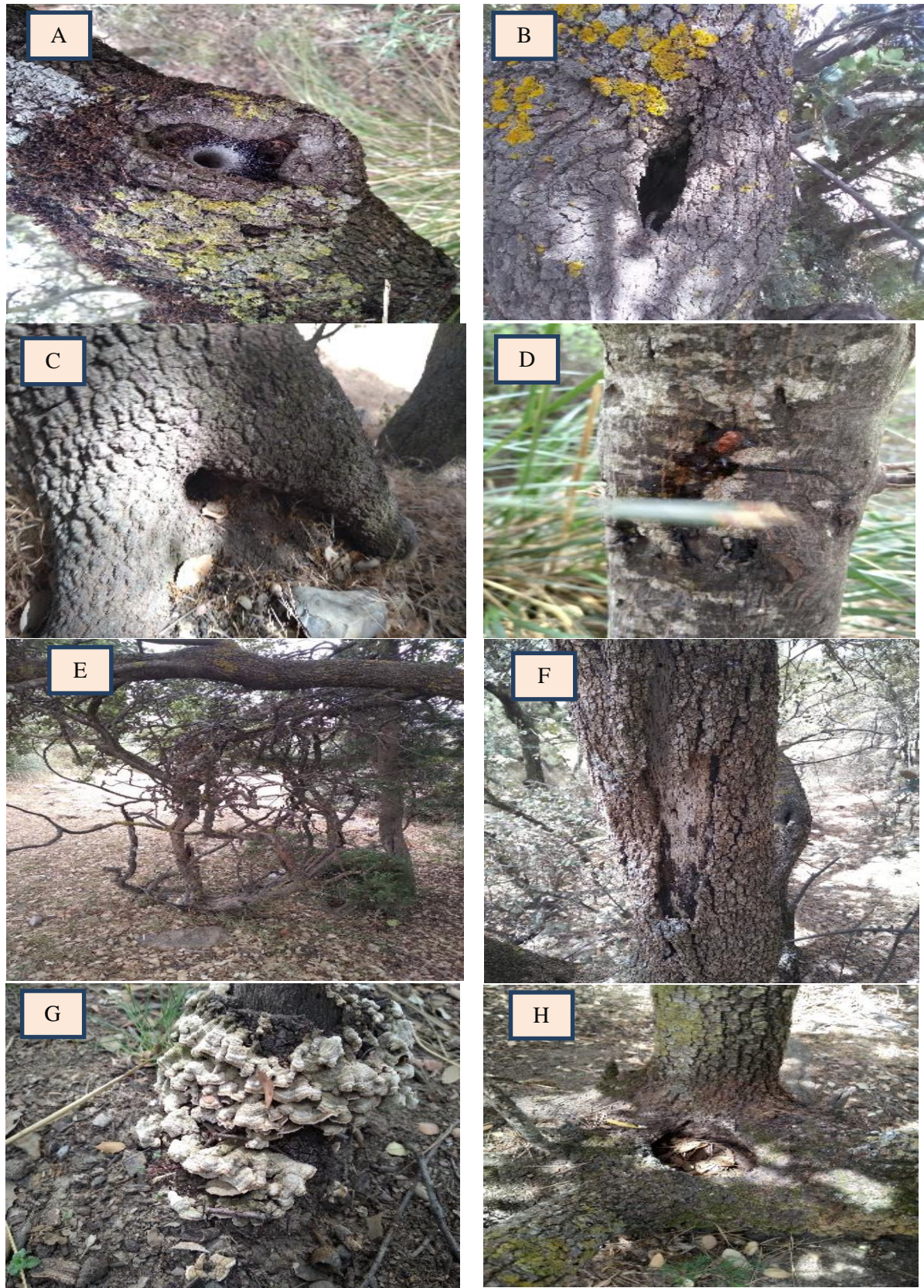
La présence d'un certain nombre d'espèces animales, notamment d'oiseaux, dépend en effet de la présence d'une ou de plusieurs de ces strates de façon spécifique. La prise en compte des caractéristiques structurelles pourrait présenter un grand potentiel pour un suivi et une meilleure gestion de la conservation de la biodiversité (yao *et al.*, 2019 ; Angiolini *et al.*, 2021).

Le score des facteurs C et D montre très peu d'éléments de bois mort, en particulier ceux de grand diamètre. La quantité de bois morts est une information intéressante. Ces bois morts sont un élément important pour la biodiversité potentielle car ils constituent l'habitat d'un grand nombre d'insectes saproxyliques et de lichens (Hofmeister *et al.*, 2016). Environ 25% des

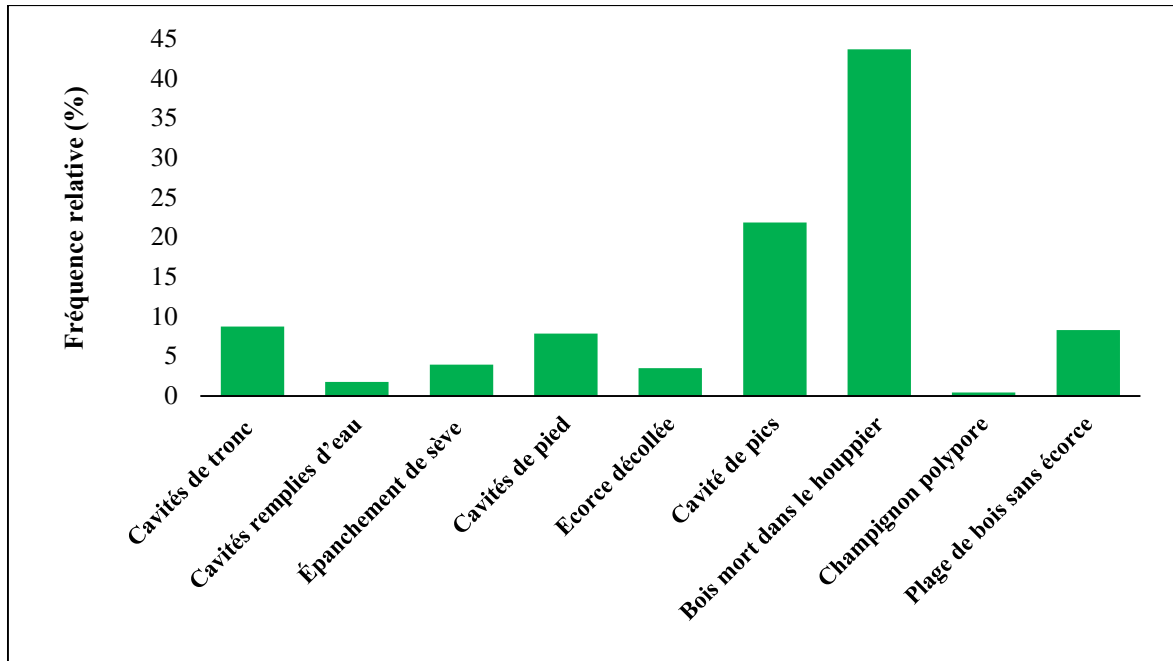
espèces seraient liées au bois mort (Emberger *et al.*, 2016), parmi lesquelles on retrouve les trois clés de la biodiversité forestière : les xylophages, les détritivores et les cavicoles (Martin *et al.*, 2022). Cette différence d'échelle d'observation fait que les souches et le bois mort de gros diamètres sont considérés comme presque absents.

Le facteur E qui se situe au bas de l'échelle des deux facteurs précédents, compte tenu de l'absence des grands arbres vivants, il y a donc peu de chances que des valeurs satisfaisantes soient atteintes à court terme pour les facteurs C et D, à des scores généralement faibles. Les très grands arbres (diamètre à hauteur de poitrine > 60 cm) sont présents mais en petits nombres sur presque la moitié des parcelles qui ont obtenu un score de 5, qui se concentrent exclusivement dans les parcelles 2, 3, 5, 10, 11 et 12. Les vieux et les grands arbres sont des habitats très hétérogènes et des structures forestières importantes pour de nombreux taxons (Kolström et Lu matjärvi, 2000 ; kebrle *et al.*, 2021). Ils constituent une caractéristique importante de l'habitat, de la biodiversité des écosystèmes forestiers, ils sont également précieux pour stocker le carbone (Mildrexler *et al.*, 2020). Les grosses pièces supportent plus d'espèces de champignons, qui sont eux-mêmes des microhabitats de nombreux organismes saproxyliques (Kruys et Jonsson, 1999 ; Nordén et Paltto, 2001).

Cependant, les microhabitats utilisés par la faune, la fonge et la flore sont nombreux sur les arbres vivants et sont importants car ils offrent une diversité (Bahaus *et al.*, 2009 ; Larrieu *et al.*, 2018 ; Remm et Lõhmus, 2011) ; l'abondance de ces derniers est dépendante de la maturité des arbres (Larrieu, 2014). Dans une forêt naturelle, la diversité et l'occurrence de ces arbres à microhabitats (ou arbre habitat) est grande. L'identification et la conservation d'une diversité en quantité suffisante de microhabitats sur un arbre vivant est une des clés de la conservation de la biodiversité en forêt (Rossi et Vallauri, 2013). Les cavités de pied à fond dur, les cavités évolutives à terreau de tronc de pied, les cavités remplies d'eau, et les coulées de sève fraîche figurent parmi les types les plus communs (Figure 56 et 57). Les microhabitats qui existent sur la majorité des arbres échantillons sont des lichens, d'où la note attribuée de 5. Les microhabitats sont des indicateurs pertinents de la biodiversité. Ils abritent un large éventail de biodiversité sur des arbres vivants ou morts sur pied (Larrieu *et al.*, 2018). Ils constituent, par ailleurs, un substrat ou un site de vie particulier pour des espèces ou des communautés pendant une partie de leur cycle de vie (Larrieu *et al.*, 2018, 2022).



**Figure 56 :** Exemples des dendromicrohabitats détectés ; a : Cavité de pics, b : Cavité évolutive à terreau de tronc, c : Cavité évolutive à terreau de pied, d : Épanchement de sève et de résine, e : Bois mort dans le houppier, f : Fente profonde ou écorce décollée formant un abri, G: Champignon polypore, h : Cavité remplie d'eau (Originale, 2022).



**Figure 57 :** Dendromicrohabitats étudiés : Axe des abscisses représente le type de dendromicrohabitats tandis que l'axe des ordonnées représente la fréquence d'arbres présentant un dendromicrohabitats.

Le facteur Milieux ouverts est estimé comme codifié dans Emberger *et al.* (2016). Il s'agit du pourcentage de surface qui est occupée par une végétation typique de milieu ouvert (plantes à fleurs et strate herbacée, floraison plus abondante : ronce, genêt...). Les milieux ouverts peuvent être permanents (pelouses) ou temporaires (chablis, coupes) et ceux de la forêt de Chettaba sont illustrés dans la figure 58.



**Figure 58 :** Exemple des milieux ouverts des peuplements de chêne vert (parcelle 1) ; ces milieux sont ouverts (naturellement ou influencés par le pâturage, Originale, 2022).

Le facteur G présente des scores moyens à élevés, bien répartis sur l'ensemble des parcelles. Le score 2 est enregistré sur la majorité des parcelles où les surfaces ouvertes (type lisière et trouée) sont maximales et occupent plus de 5%. La surface occupée par les milieux ouverts est comprise entre 1 et 5% pour les parcelles 2, 5 et 8 pour cela un score 5 a été attribué. Une biodiversité particulière est inféodée aux milieux ouverts. La faune, y compris forestière et saproxylique, peut avoir besoin de milieux ouverts ensoleillés à un stade de son cycle. Toutefois, leur présence apporte indéniablement une biodiversité plus importante au peuplement forestier (Rossi et Vallauri, 2013).

### **3.2. Facteurs liés au contexte**

Connaître l'ancienneté de la forêt favorise une meilleure connaissance de l'écosystème forestier et de la biodiversité associée. Les forêts anciennes servent de réservoir pour les forêts récentes avoisinantes. Ainsi, si la continuité spatiale est assurée, les forêts récentes pourront s'enrichir plus rapidement en ces espèces patrimoniales (Dupouey, 2002 ; Archaux *et al.*, 2014). Le facteur H (rochers) présente des valeurs moyennes dans toutes les parcelles, en raison de l'histoire ancienne probable de la forêt (Figure 59). D'un point de vue scientifique, les forêts anciennes présentent de nombreux intérêts de recherche. Dans le cas des forêts récentes, la continuité de l'état boisé a été interrompue, souvent par un usage agricole du sol.

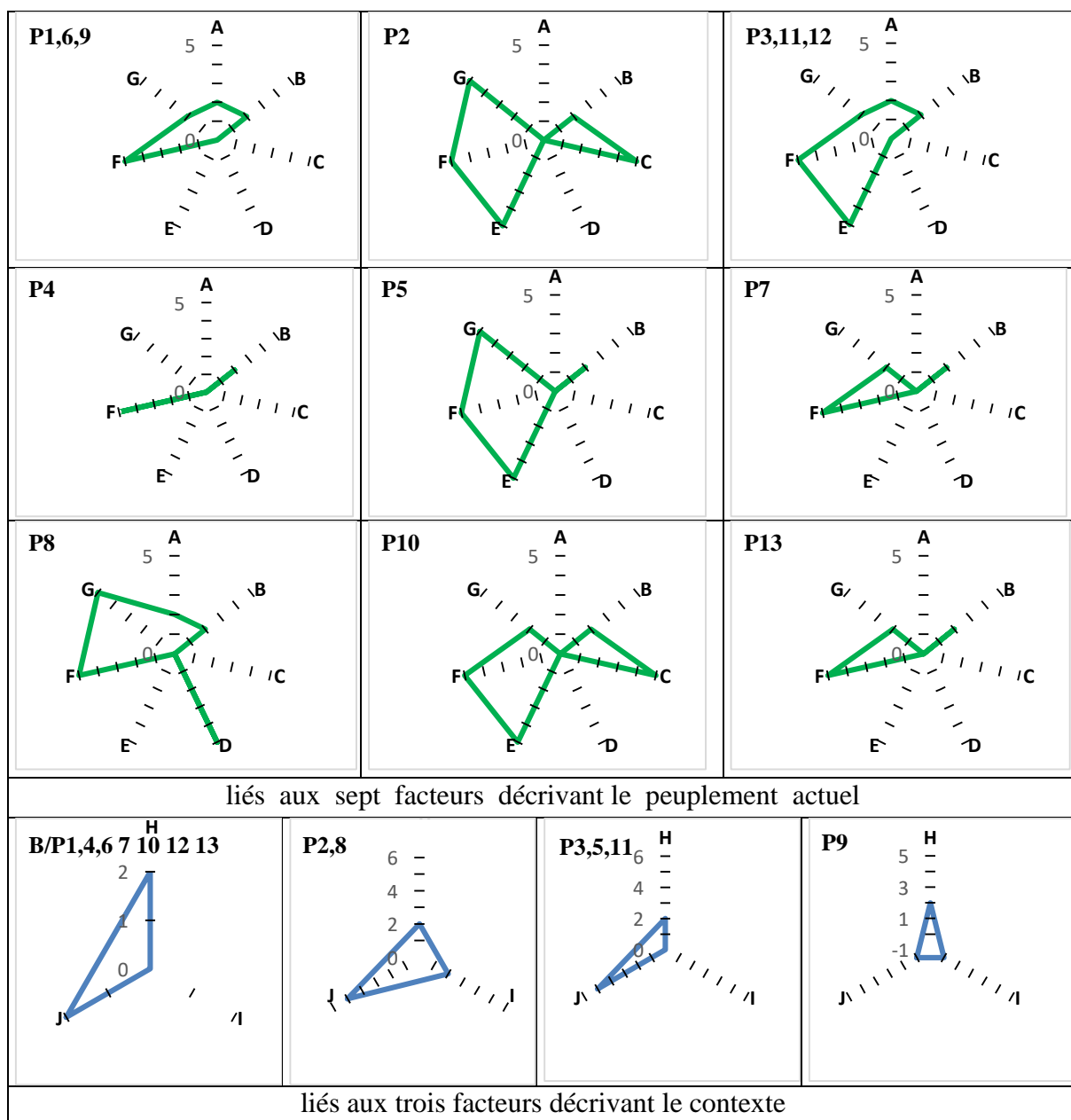


**Figure 59.** Accumulation de pierres et de blocs stabilisés, d'origine naturelle (éboulis stable) (Originale, 2022).

L'eau est indispensable à l'ensemble des êtres vivants. Elle est présente de manière diffuse et parfois peu visible dans tous les écosystèmes forestiers (gouttelettes de rosée, dans les pores du sols...). Mais c'est sous sa forme d'eau libre qu'elle constitue un habitat et une ressource particulièrement recherchée par de nombreuses espèces. La rencontre des milieux aquatiques et terrestres en forêt crée ainsi une interface qui concentrent une biodiversité riche (Emberger *et al.*, 2016). Dans les milieux humides chaque type offre un habitat potentiel pour des espèces différentes. Leur présence apporte une diversité taxonomique supplémentaire dans les peuplements où ils sont situés. Ils contribuent également à augmenter la diversité des écosystèmes. La région est caractérisée par la présence de faibles cours d'eaux temporaires.

La diversité en milieux rocheux est également remarquable. Parmi les types les plus remarquables, l'accumulation de pierres et de blocs stabilisés, d'origine naturelle (éboulis stable) ou anthropique (tas de pierre, murette ou ruine) (Figure 59). Les milieux rocheux ont des particularités stationnelles qui expliquent le développement d'une végétation spécifique qui comprend de nombreuses espèces endémiques (Gaudillat *et al.*, 2023). Ils abritent également des espèces plus ubiquistes. Sans y être constamment présentes, certaines espèces forestières sont fortement dépendantes de ces habitats. Par exemple, chez les chauves-souris et les Rhinolophes utilisent les grottes et les gouffres pour hiberner. Les reptiles apprécient également particulièrement les habitats rocheux. On peut enfin y observer des micromammifères (Loir gris notamment) et de nombreux arthropodes de milieux ouverts et forestiers. Les habitats associés tels que les milieux aquatiques (facteur I) et les milieux rocheux (facteur J) favorisent la présence de taxons spécifiques. La diversité écologique de ces habitats est importante et se manifeste par le développement d'une végétation spécifique riche en de nombreuses espèces (Larrieu *et al.*, 2008).

Les résultats de l'IBP sont présentés sur les deux graphes radars de la figure 60, qui individualisent chaque facteur représenté sur un graphique en 2 dimensions (indice des facteurs liés à la gestion en abscisse, indice des facteurs liés au contexte en ordonnée).

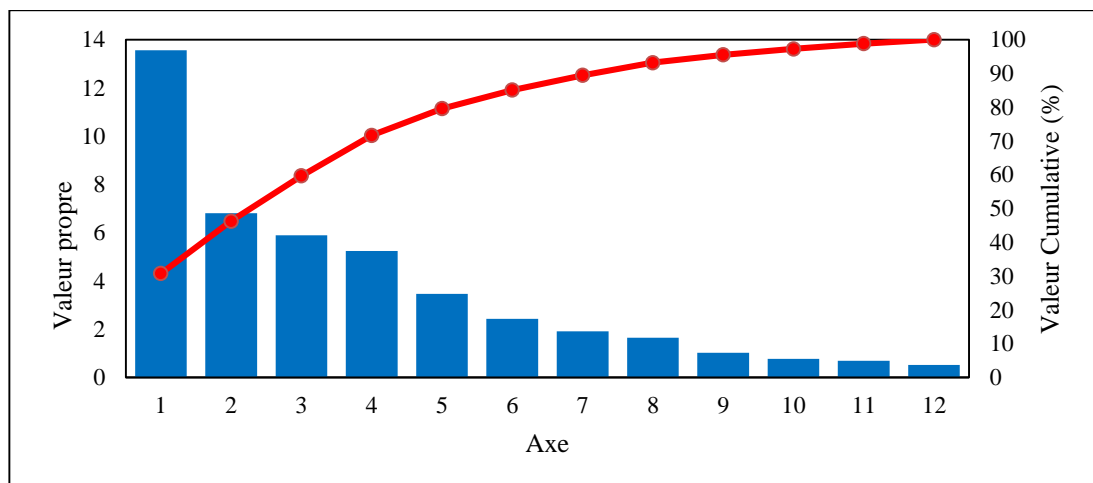


**Figure 60** : Résultats de l'IBP.

Les résultats de l'IBP ont mis en évidence une diversité en termes des microhabitats et de milieux rocheux. Ces caractéristiques ont attribué une grande importance à la diversité potentielle de ce peuplement et les formations qu'ils abritent. En outre, elles dévoilent une situation différente et particulière concernant le chêne vert de la forêt de Chettaba. La biodiversité potentielle, liée à la gestion et au contexte, est moyenne pour l'indice IBP. La capacité d'accueil de la biodiversité est moyenne, voire même faible, elle nécessite d'être améliorée. Pour conserver la biodiversité à son niveau actuel pour les facteurs favorables (laisser une fraction du peuplement boucler son cycle sylvigénétique), il est indiqué de préserver les essences secondaires et de stratifier le peuplement.

## II. Analyse en composantes principales

Les données extraites du terrain ont fait l'objet d'une analyse statistique à l'aide du logiciel IBM SPSS Statistics (29.0.2.0 1). L'une des techniques d'analyse de données multivariées les plus courantes est l'analyse des composantes principales (ACP) pour déterminer quelles variables ont un effet sur l'état de santé des arbres. Il s'agit d'une analyse exploratoire des données dont l'objectif est d'identifier les états de santé des arbres en analysant les corrélations entre les variables et identifier les états distincts. Les pourcentages de variation sont expliqués par chacun des 12 axes retenus, ainsi que les pourcentages cumulés. Le premier axe explique 30,81 % de la variation totale des variables initiales, le deuxième axe en explique 15,49 %, tandis que le troisième axe explique 13,39 %. Les trois premiers axes expliquent ensemble 59,68%. Donc ces trois axes synthétiques résument au mieux l'information apportée par les variables initiales (Figure 61). La proportion de variabilité expliquée obtenue pour les deux premiers axes est très bonne : ils expliquent à peu près 50% de la variabilité des données brutes.



**Figure 61 :** Histogramme des valeurs propres en fonction des rangs des axes principaux pour l'ensemble des parcelles.

L'interprétation de ces composantes nécessite le calcul des corrélations entre chacune des composantes principales retenues avec chacune des différentes variables initiales. Si on examine les résultats du tableau 24 ; on constate que le premier axe qui contient à lui seul 30,81% de l'information apportée par l'ensemble des variables initiales regroupant les paramètres suivants : l'altitude, N, D, G, CE, DEPEFEU0, DEPEFEU 3, EV, CJ, C1, C2, C3, C4, C5, F1, F3, G1, G3, Défo1 et Défo3, puisque la proportion de la variance prise en considération par l'axe 1 pour chacune de ces 20 variables initiales est d'une façon générale supérieure à 30%. L'axe 2 contient 15,49% de l'information est caractérisé par V, H, TR, M, DEPEFEU1, DEPE, SAIN, D1 et D2.

Tableau 24 : Corrélation des variables aux principaux axes.

| Variables | Axes principaux |         |       |         |       |         |                    |
|-----------|-----------------|---------|-------|---------|-------|---------|--------------------|
|           | F1              |         | F2    |         | F3    |         | Plan factoriel 1-2 |
|           | Corr            | Corr 2% | Corr  | Corr 2% | Corr  | Corr 2% | Corr (%)           |
| Altitude  | 0,60            | 35,52   | 0,00  | 0,00    | -0,23 | 5,29    | 40,81              |
| N         | -0,86           | 73,27   | 0,36  | 12,96   | 0,04  | 0,12    | 86,36              |
| H         | -0,13           | 1,74    | -0,60 | 35,64   | 0,14  | 1,82    | 39,21              |
| D         | 0,74            | 54,02   | -0,55 | 30,36   | 0,01  | 0,01    | 84,40              |
| G         | 0,65            | 42,51   | -0,57 | 32,72   | 0,10  | 1,00    | 76,23              |
| V         | 0,29            | 8,41    | -0,65 | 42,38   | 0,33  | 10,82   | 61,61              |
| CE        | -0,93           | 85,75   | 0,15  | 2,31    | 0,03  | 0,09    | 88,15              |
| TR        | -0,41           | 16,81   | 0,57  | 32,15   | -0,06 | 0,36    | 49,32              |
| M         | -0,45           | 20,34   | 0,67  | 44,49   | 0,14  | 2,04    | 66,87              |
| DEPEFEU0  | 0,55            | 30,14   | 0,22  | 4,88    | 0,10  | 0,98    | 36,00              |
| DEPEFEU1  | 0,46            | 21,44   | 0,63  | 39,69   | -0,46 | 21,44   | 82,56              |
| DEPEFEU2  | -0,09           | 0,86    | -0,18 | 3,28    | 0,43  | 18,32   | 22,46              |
| DEPEFEU3  | -0,56           | 30,91   | -0,62 | 38,19   | -0,10 | 0,92    | 70,03              |
| DEPEFEU4  | 0,14            | 1,90    | 0,40  | 16,32   | 0,71  | 50,84   | 69,06              |
| SAIN      | 0,57            | 32,83   | 0,61  | 37,58   | -0,37 | 13,69   | 84,10              |
| DEPE      | -0,57           | 32,83   | -0,61 | 37,58   | 0,37  | 13,69   | 84,10              |
| EV        | 0,56            | 31,81   | -0,01 | 0,02    | 0,18  | 3,10    | 34,92              |
| PV        | 0,44            | 19,18   | -0,33 | 11,16   | 0,32  | 10,18   | 40,52              |
| CJ        | -0,77           | 58,68   | -0,02 | 0,03    | -0,29 | 8,24    | 66,94              |
| NV        | -0,34           | 11,76   | 0,46  | 21,34   | -0,27 | 7,18    | 40,29              |
| D         | -0,36           | 13,03   | -0,37 | 13,76   | -0,21 | 4,24    | 31,04              |
| CD        | 0,05            | 0,28    | -0,07 | 0,50    | -0,30 | 8,70    | 9,49               |
| SD        | 0,48            | 22,75   | 0,43  | 18,06   | 0,43  | 18,66   | 59,48              |
| D         | -0,13           | 1,61    | 0,14  | 2,07    | 0,04  | 0,18    | 3,86               |
| C1        | 0,52            | 26,52   | -0,03 | 0,12    | -0,49 | 24,30   | 50,94              |
| C2        | 0,85            | 72,93   | -0,36 | 12,82   | 0,11  | 1,23    | 86,98              |
| C3        | 0,51            | 26,32   | 0,15  | 2,10    | 0,53  | 27,77   | 56,19              |
| C4        | -0,86           | 73,10   | 0,02  | 0,03    | -0,25 | 6,10    | 79,23              |
| C5        | -0,64           | 40,96   | 0,48  | 22,56   | 0,30  | 8,82    | 72,34              |
| D1        | -0,16           | 2,46    | 0,56  | 31,81   | -0,17 | 2,89    | 37,16              |
| D2        | -0,04           | 0,12    | -0,71 | 50,84   | 0,03  | 0,09    | 51,05              |
| D3        | 0,20            | 3,80    | -0,30 | 9,24    | -0,43 | 18,66   | 31,71              |
| D4        | 0,23            | 5,29    | 0,03  | 0,07    | 0,49  | 23,52   | 28,88              |
| D5        | 0,17            | 2,89    | 0,18  | 3,13    | 0,75  | 56,40   | 62,42              |
| G1        | 0,78            | 60,68   | 0,30  | 9,06    | 0,36  | 12,96   | 82,70              |
| G2        | 0,45            | 20,34   | 0,12  | 1,51    | -0,74 | 55,20   | 77,06              |
| G3        | -0,86           | 74,13   | -0,31 | 9,36    | 0,15  | 2,22    | 85,72              |
| F1        | 0,78            | 60,68   | 0,30  | 9,06    | 0,36  | 12,96   | 82,70              |
| F2        | 0,45            | 20,34   | 0,12  | 1,51    | -0,74 | 55,20   | 77,06              |
| F3        | -0,86           | 74,13   | -0,31 | 9,36    | 0,15  | 2,22    | 85,72              |
| Défo1     | 0,84            | 70,90   | 0,06  | 0,37    | -0,18 | 3,35    | 74,62              |
| Défo2     | 0,19            | 3,69    | -0,43 | 18,15   | -0,28 | 7,67    | 29,51              |
| Défo3     | -0,82           | 66,59   | 0,17  | 2,79    | 0,11  | 1,10    | 70,48              |
| Défo4     | 0,12            | 1,32    | 0,32  | 10,24   | 0,80  | 64,48   | 76,04              |

La figure 62 montre la représentation graphique des 44 paramètres à l'intérieur du cercle de corrélation sur le plan factoriel 1-2. Ces cercles de corrélations permettent de donner une interprétation physique à certaines composantes principales.

L'axe 1 est représenté par les paramètres Altitude, D, G, DEPEFEU0, EV, C1, C2, C3, G1, F1 et Défo1 qui sont corrélés positivement, dans la mesure où ces derniers présentent les plus fortes contributions. À l'opposé de cet axe est représenté par les paramètres N/ha, CE, DEPEFEU3, CJ, C4, C5, G3, F3 et Défo3.

L'axe 2 est représenté par les 9 paramètres tels que M, DEPEFEU1 et SAIN qui présentent les contributions les plus élevées. Sur le côté négatif de ce même axe, la hauteur totale moyenne (H) et DEPE sont caractérisées respectivement par les plus faibles contributions.

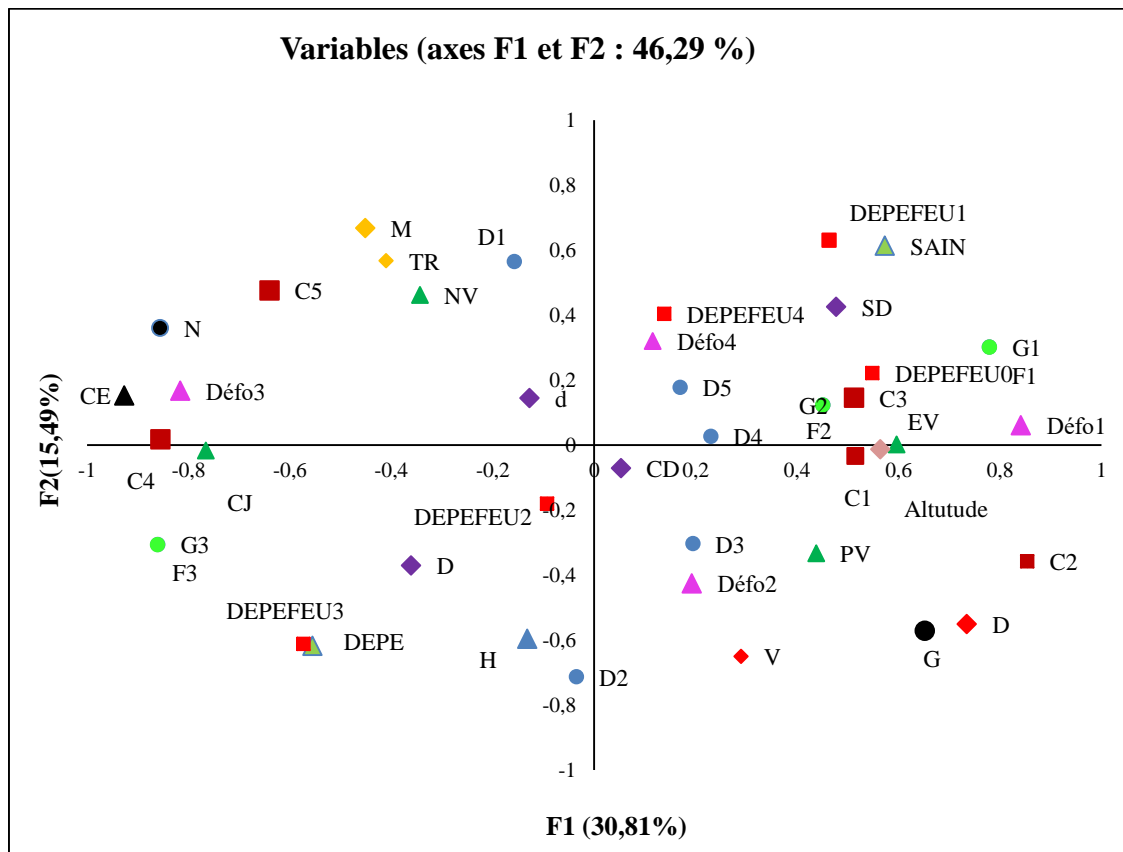
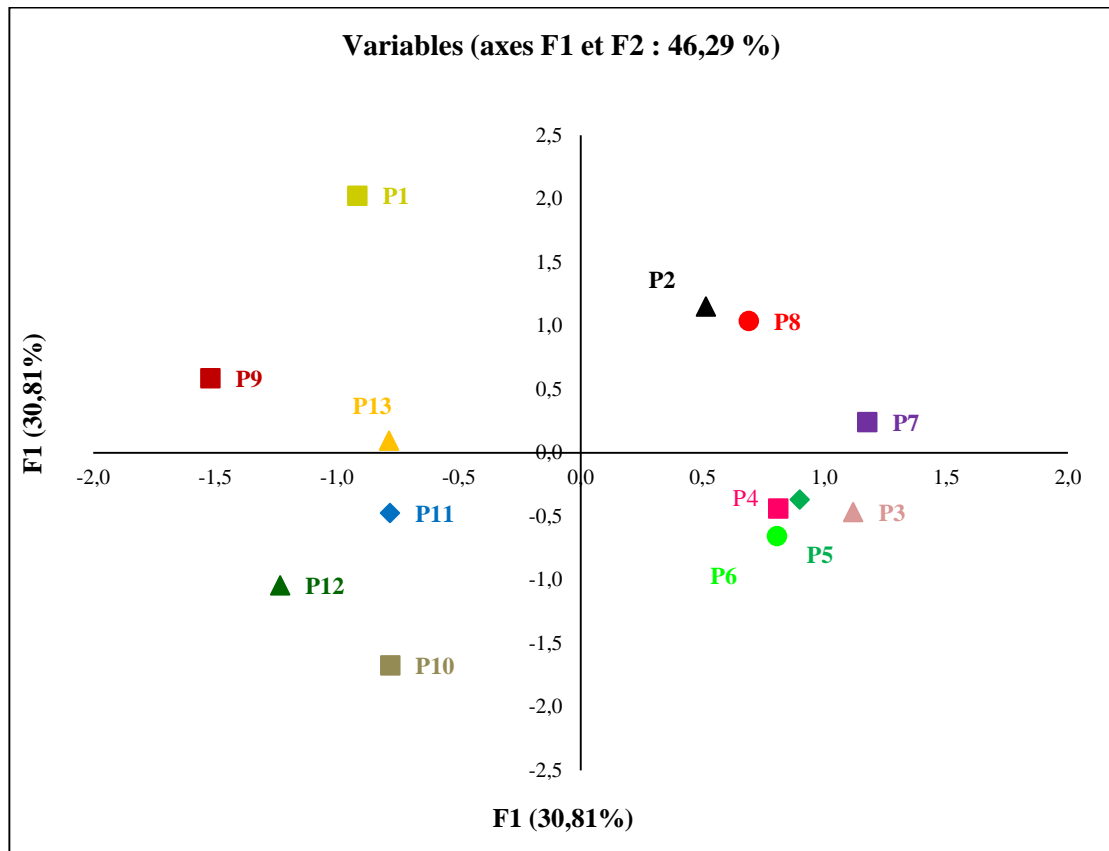


Figure 62 : Représentation graphique des variables et les axes principaux.

Les parcelles les plus proches les unes des autres dans le plan factoriel (1-2) sont celles qui présentent les caractéristiques les plus similaires. En effet, la proximité dans le plan factoriel traduit une similarité au niveau des variables prises en compte dans l'analyse (Figure 63).



**Figure 63 :** Représentation graphique des points individus (parcelles) dans le plan factoriel 1-2.

Les variables DEPEFEU0, DEPEFEU1, DEPEFEU4, SAIN, SD, D1, D5, F1, F2, G1, G2, Défo1, Défo4 et les parcelles P2, P7, P8 occupent le quart supérieur droit du plan factoriel, ces éléments ont donc des liaisons "positives". D'autre part, du fait de leur position centrale dans le plan factoriel, nous pouvons en déduire que les variables sont soit très bien, ne soit pas suffisamment expliquées par ces deux axes (Figure 64).

Les variables D1, M, TR, NV, d, C5, N/ha, CE, Défo3 avec les parcelles P1, P9, P13 occupent le quart supérieur gauche du plan factoriel, ces éléments ont donc des liaisons "négatives" avec l'axe 1 et "positives" avec l'axe 2. Altitude, D, G, V, C1, PV, C2, CD, D3, Défo2 et les parcelles P3, P4, P5, P6 occupent le quart inférieur droit du plan factoriel, ces éléments ont donc des liens "positifs" avec l'axe1 et "négatifs" avec l'axe 2. H, DEPEFEU 2, DEPEFEU 3, DEPE, F3, G3 avec les parcelles 10, 11 et 12 occupent le quart inférieur gauche du plan factoriel, ces éléments ont donc des liaisons "négatives" avec les axes 1 et 2.



*Conclusion*

## **Conclusion**

La flore et la végétation d'une région sont le résultat d'un long processus, constituent un réservoir de biodiversité et jouent un rôle fondamental dans la satisfaction des besoins de base des communautés locales. Une connaissance précise des ressources forestières existantes ainsi que de leur évolution doit porter sur la composition floristique, sur la structure, sur l'état sanitaire et sur la régénération des espèces de valeur, d'où la nécessité de réaliser un inventaire forestier et sanitaire qui fait l'objectif de ce travail.

Le chêne vert est l'essence principale de la forêt domaniale de Chettaba. Une sous-espèce de chêne à feuilles persistantes principalement présente dans la région méditerranéenne des bioclimats froids, semi-arides à tempérés et humides forme des canopées denses dans des forêts simples ou mixtes. A l'instar des espèces forestières, aucun système n'a été mis en place pour suivre de façon permanente l'état de viabilité de cette espèce.

La vitalité ne peut être mesurée directement. Divers indicateurs peuvent être utilisés pour la décrire. Pour déterminer la vitalité de la couronne, il est important d'évaluer son état. Les résultats de l'évaluation de l'état de la couronne montrent que dans la forêt de Chettaba, des arbres de chêne vert sont partiellement visibles à contre-jour, les arbres codominants et dominants sont les mieux représentés. Plus de deux tiers des chênes analysés sont touchés des quatre et trois côtés de leur houppier, c'est-à-dire qu'ils se trouvent dans des peuplements denses. En ce qui concerne la décoloration, la défoliation, les gourmands et la fructification, la majorité des arbres des parcelles, présentent un feuillage de coloration normale. Le taux de défoliation est important. Les chênes portent des gourmands et des pousses épïcormiques, mais ne présentent pas de fructifications (la fructification est presque totalement absente).

Concernant l'aspect des houppiers, l'évaluation sanitaire mise en place selon le protocole de notation DEPEFEU montre que les individus observés sont majoritairement en faible dépéris et dépérissement. Ils appartiennent à la classe DEPEFEU 2 et DEPEFEU 3 confirmant des problèmes sanitaires des arbres.

D'après nos résultats, 609 individus divers ont été recensés, à des proportions variables à travers les placettes d'étude où le chêne vert est l'essence la plus abondante. Il représente (500 arbres) et le pin d'Alep constitue environ de l'ensemble des peuplements (54 arbres). L'étude des caractéristiques dendrométriques des peuplements recensés dans la forêt de Chettaba montre une prédominance des individus jeunes avec une surface terrière totale et un volume faibles.

La majorité des peuplements rencontrés se développent sur des terrains à fortes pentes, moyennes altitudes et sur des expositions Sud (SW-S-SE).

Il n'existe vraisemblablement pas de relation très marquée entre les paramètres dendrométriques et le phénomène de dépérissement. Par ailleurs, une relation plus importante avec les facteurs écologiques (altitude, exposition et pente) a été enregistrée. Le dépérissement des peuplements de chêne vert est moyen et touche toutes les catégories d'arbres. Ainsi, nous notons que les stations basses, en altitude et orientées vers le Sud ont les taux de dépérissement les plus élevés.

L'estimation de la biodiversité potentielle d'un peuplement forestier par le biais de l'étude de ces éléments structurels, peut fournir des informations indirectes sur l'état de la diversité biologique. La biodiversité potentielle totale de la forêt est moyenne (IBP liées à la gestion et au contexte sont faibles à moyenne) et nécessite une amélioration. Il est préférable de maintenir la biodiversité à son niveau actuel pour les facteurs favorables (laisser une fraction du peuplement accomplir son cycle sylvigénétique et préserver les essences secondaires pour stratifier le peuplement).

À l'issue de ce présent constat, l'état actuel du chêne vert de la zone d'étude suscite des actions de réhabilitation afin de sauvegarder et améliorer cette essence, essentiellement sa biodiversité.

Il est important de souligner l'importance de la diffusion des résultats de la recherche. Cela permettra de sensibiliser le public à la problématique du dépérissement et de mobiliser les acteurs clés pour la recherche de solutions.

*Perspectives*

## **Perspectives**

Le présent travail offre une base pour la compréhension du phénomène de dépérissement chez le chêne vert. Cependant, plusieurs aspects méritent d'être approfondis pour élargir les perspectives et maximiser l'impact de la recherche. En raison de contraintes de temps, de ressources ou de focus, ces aspects n'ont pu être abordés en détail dans la présente étude.

En particulier, une analyse plus détaillée des facteurs de dépérissement potentiels est nécessaire pour éclairer les causes et les conséquences de ce phénomène complexe, qu'ils soient :

- Facteurs liés aux sols : hydromorphie, podzolisation, dégradation physique, etc.
- Facteurs liés à la pollution atmosphérique : dépôts azotés, etc.
- Facteurs liés aux changements globaux : augmentation des températures globales, modification du régime des précipitations et de la fréquence des sécheresses, etc...
- Facteurs liés aux traitements sylvicoles et à l'exploitation forestière : compactage des sols, etc...
- Facteurs prépondérants qui favorisent l'infestation des forêts par des insectes ravageurs.
- Évaluation de l'impact individuel et combiné de ces facteurs sur le dépérissement.
- Identification des interactions et des synergies entre les différents facteurs.

Élargir le spectre des facteurs étudiés implique de considérer les facteurs physico-chimiques, biologiques, géographiques, sociaux, économiques et politiques, ainsi que de leurs interactions.

Mettre en place des études longitudinales consiste à suivre le phénomène de dépérissement sur une longue période pour observer son évolution et l'impact des différents facteurs.

Utilisation de la télédétection pour suivre l'évolution du dépérissement dans le temps et développement de nouvelles méthodologies d'analyse pour combiner les données de télédétection avec d'autres sources de données, telles que les données météorologiques et les données d'inventaire forestier.

Développement de modèles prédictifs pour anticiper les risques de dépérissement et identifier les zones les plus vulnérables.

*Références  
bibliographiques*

## Références bibliographiques

- Abdendi, Z. A. (2003). Le dépérissement des forêts au Maroc: analyse des causes et stratégie de lutte. *Science et changements planétaires/Sécheresse*, 14(4) : 209-218.
- Abetz, P. (1976). Beitrage zum Bamwachstum: der h/d Wert--mehr als ein Schlankheitsgrad!. *Forst und Holzwirt*, 31(19) : 389-393.
- Achhal, H. (1979). - Le chêne vert dans le Haut Atlas central : Etude phytoécologique. Problèmes posés par les aménagements de la chênaie .Thèse Doct.3ème cycle. Université AIX-Marseille. 116 p. <http://pascal-francis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=PASCAL8110007793>.
- Alatou D., Younsi S., Chouiel M., Kanouni M., Benderradji M. (2007). Essai de la régénération assistée du chêne liège (*Quercus suber* L.) : par semis direct et par transplantation Annales de la Recherche Forestière en Algérie, 1 : 48-63.
- Alatou, H., Rached-Kanouni, M., Alatou, D. (2018). Etude de la viabilité de quelques espèces feuillues de l'arboretum de Draa naga (Constantine, Algérie). *Journal of new sciences Agriculture and Biotechnology*, CIRIS, (3) : 3261-3274
- Alderotti, F., Verdiani, E. (2023). God save the queen! How and why the dominant evergreen species of the Mediterranean Basin is declining?, *AoB PLANTS*, 15(5) : 1–14. <https://doi.org/10.1093/aobpla/plad051>.
- Alteyrac, J. (2005). Influence de la densité de peuplement et de la hauteur dans l'arbre sur les propriétés physico-mécaniques du bois d'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP). Thèse de doctorat. Université Laval. 108 p.
- Amorini, E., Biocca, M., Manetti, MC. Motta, E. (1996). A dendroecological study in a declining oak coppice stand. *Annales des Sciences Forestières*. 53(2-3) : 731-742. <https://doi.org/10.1051/forest:19960249>.
- Andren, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 355-366. <https://doi.org/10.2307/3545823>.
- Andriamahazo, M. (2003). Contribution à la relance et à la conduite sylvicole de *Cupressus lusitanica* (Cas de la station forestière de Manjakatempo). Mémoire de fin d'étude. Département des Eaux et Forêts. Ecole supérieur des sciences agronomiques. Université d'Antananarivo, 78 p.
- Angiolini, C., Foggi, B., Sarmati, S., Gabellini, A., Gennai, M., Castagnini, P., Mugnai, M., Borie, M., Hulme M., (2015). Framing global biodiversity: IPBES between mother earth and ecosystem services. *Environmental Science & Policy*, 54 : 487-496. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.05.009>.
- Anning, A. K., McCarthy, B. C. (2013). Competition, size and age affect tree growth response to fuel reduction treatments in mixed-oak forests of Ohio. *Forest Ecology and Management*, 307 : 74-83. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.008>.

- Archaux, F., Bergès, L., Bouget, C., Brin, A., Chauchard, S., Dauffy-Richard, E., Dubs, F., Dupouey, J., Sevrin, E. (2014). Dispersion et persistance de la biodiversité dans la trame forestière (DISTRAFOR). Rapport final. Nogent-sur-Vernisson : IRSTEA. Programme Biodiversité, gestion forestière et politiques publiques. 122 p. <https://oatao.univ-toulouse.fr/16314/>.
- Attal-Bedreddine, A. (1994) : Contribution à l'étude des insectes du chêne vert, *Quercus ilex* L., dans le parc national de Chréa. – Thèse de Magister, Institut national agronomique, El-Harrach, Alger : 97 p.
- Aubin, I., Munson, A. D., Cardou, F., Burton, P. J., Isabel, N., Pedlar, J. H., Paquette, A., Taylor, A.R., Delagrangé, S., Kebli, H., Messier, C., Shipley, B., Valladares, F., Kattge, J., Boisvert-Marsh, L., McKenney, D. (2016). Traits to stay, traits to move: a review of functional traits to assess sensitivity and adaptive capacity of temperate and boreal trees to climate change. *Environmental Reviews*, 24(2) : 164-186. <https://doi.org/10.1139/er-2015-0072>.
- B.N.E.D.E.R., (1984). Inventaire des terres et forêts de l'Algérie du Nord- Deuxième phase : réalisation d'un plan national de développement forestier. (Document interne), Vol I et II :118-122 p
- B.N.E.F.(1984). Rapport de synthèse (Document interne)
- Babero, M., Loisel, R. and Quézel, P. (1992). *Quercus ilex* L. ecosystems: function, dynamics and management. In: Romane, F. and Terrads (eds), *Advances in Vegetation Science*, Springer, Netherlands. 19-34.
- Bagnouls, F. Gaussen, H. (1953). Saison sèche et indice xérothermique. *Bull Soc His nat Toulouse*, 88, 193-239.
- Baiges, T., Cervera, T., Gonin, P., Larrieu, L., Palero, N. (2019). Posada a punt de l'Índex de Biodiversitat Potencial (IBP): un termòmetre per a mesurar la capacitat d'allotjar biodiversitat dels boscos (gestionats) de Catalunya. *Revista. Silvicultura*, 80: 26-36.
- Balandier, P., Marquier, A., Perret, S., Collet, C. C., Courbaud, B. (2010). Comment estimer la lumière dans le sous-bois forestier à partir des caractéristiques dendrométriques des peuplements?. *Rendez-vous techniques ONF*, 27(27-28) : 52. <https://hal.science/hal-00504405/>.
- Barbero, M. Loisel R. (1980). Le Chêne vert en région méditerranéenne. *Revue forestière française*. 32 (6) : 531-543. <https://doi.org/10.4267/2042/21439>.
- Barbero, M., Quezel, P., and Loisel, R. (1990). Les apports de la phytoécologie dans l'interprétation des changements et perturbations induits par l'homme sur les écosystèmes forestiers méditerranéens. *Forêt Méditerranéenne*, 3 : 194-215.
- Barker, D. J., Caradus, J. R. (2001). Adaptation of forage species to drought. 24 p.
- Barker, D.J., Caradus, J.R., 2001. Adaptation of forage species to drought. In: *Proceedings of the XIX international grassland congress: Grassland ecosystems: An outlook into the 21st Century*, 241–246. <https://uknowledge.uky.edu/igc/19/6/10/>.

- Barmo, S., Amani, A., Soumana, I., Ichaou, A., Karim, S., Mahamane, A. (2019). Structure et diversité des parcs agroforestiers adjacents à la forêt protégée de Baban Rafi, Niger-Afrique de l'Ouest. *Afrique Science*, 15(2) : 166-185.
- Barry, J. P., Celles, J. C., Faurel, L. (1974). Carte internationale du tapis végétal et des conditions écologiques: feuille d'Alger au 1: 1,000,000 avec notice explicative. la Société d'Histoire Naturelle de l'Afrique du Nord. 42 p.
- Barthélémy, D., Caraglio, Y. (2007). Plant architecture: a dynamic, multilevel and comprehensive approach to plant form, structure and ontogeny. *Annals of botany*, 99(3) : 375-407. <https://doi.org/10.1093/aob/mcl260>.
- Bary-Lenger, A., Nebout, J. P. (1993). Le chêne. Editions du Perron, Allier-Liège, 11 p.
- Bauhus, J., Puettmann, K., Messier, C. (2009). Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*, 258(4), 525-537. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053>.
- Bechtold, W. A. (2003). Crown position and light exposure classification—an alternative to field-assigned crown class. *Northern Journal of Applied Forestry*. 20(4) : 154-160. <https://doi.org/10.1093/njaf/20.4.154>.
- Becker, M. (1987) Bilan de santé actuel et rétrospectif du sapin (*Abies alba* Mill.) dans les Vosges. Etude écologique et dendrochronologique. *Annals of Forest Science*, 44 (4) : 379-402. <https://doi.org/10.1051/forest:19870401>.
- Becker, M. (1992). Deux indices de compétition pour la comparaison de la croissance en hauteur et en diamètre d'arbres aux passés sylvicoles variés et inconnus. In *Annales des sciences forestières*, 49(1) : 25-37. <https://doi.org/10.1051/forest:19920103>.
- Becker, M., Geremia, F., Schipfer, R. (1987). Bilan de santé actuel et rétrospectif du sapin (*Abies alba* Mill.) dans les Vosges. Etude écologique et dendrochronologique. In *Annales des sciences forestières* . 44(4) : 379-402.
- Bellakhdar, J. (1997). La pharmacopée marocaine traditionnelle. Médecine arabe ancienne et savoirs populaires. Ibis Press, Paris. 189 p.
- Ben Jemaa, M. H., Hasnaoui, B. (1996). Le dépérissement du chêne liège (*Quercus suber* L.) en Tunisie. Coll. Nat. sur le dépérissement des Forêts au Maroc, CNRF Rabat-Maroc, 28 p.
- Bendixsen D.P, Hallgren W.S., Frazier A.E. (2015). Stress factors associated with forest decline in xeric oak forests of south-central United States. *Forest Ecology and Management*, 347 : 40-48.
- Benito-Garzón, M., Fernández-Manjarrés, J. F. (2015). Testing scenarios for assisted migration of forest trees in Europe. *New Forests*, 46(5-6) : 979-994. <https://doi.org/10.1007/s11056-015-9481-9>.
- Benmessaoud, H. (2008). Etude de la vulnérabilité à la désertification par des méthodes quantitatives numériques dans le massif des Aurès (Algérie). Thèse de doctorat en sciences En aménagement du territoire, université el Hadj Lakhdar. Batna, 227 p <http://eprints.univ-batna2.dz/568/>.

- Bennett, AC., McDowell, NG., Allen, CD. Anderson-Teixeira, KJ. (2015). Larger trees suffer most during drought in forests worldwide. *Nature plants*. 1(10) : 1-5.  
<https://hal.inrae.fr/hal-02609690>.
- Bernard, B. (2017). Dépérissement des chênaies et changements climatiques en Sologne Bourbonnaise, Auvergne, Allier. Ecole Pratique des Hautes Etudes. France. 86 p.  
<https://ephe.hal.science/hal-01645086>.
- Binot Jean-Marie (1997). Elaguer pour enrichir nos forêts. Développement de gourmands à la suite d'un élagage. Ph. D. Université de Moncton, campus d'Edmundston Actes du colloque 14 et 15 Mars 2006 Maniwaki Québec, 49-51.
- Bobiec, A., Gutowski, J. M., Laudenslayer, W.F., Pawlaczyk, P., Zub, K. (2005). Afterlife of a tree. WWF Poland. 252 p.
- Bonneau, M., Landmann, G., Roqueplo, P. (1988). Le dépérissement des forêts en Europe. Recherche (Paris, 1970), 205 :1542-1556.
- Borie, M., Hulme, M. (2015). Framing global biodiversity: IPBES between mother earth and ecosystem services. *Environmental Science & Policy*, 54 : 487-496.  
<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.05.009>.
- Bory, G., Hebert, G., Clair Maczulajtys, D. (1997). L'arbre et les opérations de taille. Colloques de l'INRA (France), 84 : 207-218.
- Bos, A. K., Brais, S., Harvey, B. D. (2014). Trembling aspen (*Populus tremuloides* Michx.) volume growth in the boreal mixedwood: Effect of partial harvesting, tree social status, and neighborhood competition. *Forest ecology and management*, 327 : 209-220.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.003>.
- Bouazza, K. (2019). La biodiversité végétale et le dépérissement du *Cedrus atlantica* dans le parc national de Theniet El Had (W. Tissemsilt). Thèse de doctorat en sciences, Université Djillali Liabes de Sidi Bel Abbes. 189 p.
- Bouchon, J. (1979). Structure des peuplements forestiers. *Annales des Sciences Forestières*, 36 : 175-209. <https://doi.org/10.1051/forest/19790301>.
- Boudru M. 1989. Forêt et sylviculture : traitement des forêts. Les presses agronomiques du Gembloux, Gembloux (Belgique), 356 p.
- Boudy P. (1955). Économie forestière nord-africaine. Tome (IV) : description forestière de l'Algérie et de la Tunisie. Larose. Paris : 483p
- Boudy P., 1950. Economie forestière nord-africaine. Monographie et traitements des essences forestières. Ed. Larose. T.II. Fasc. I, 525 p.
- Bouhedja, S., Bouchair, R.(2019). Viabilité de l'essence principale (chêne vert) de djebel sidi R'Ghies (Oum El Bouaghi). Mémoire de master. Université Larbi Ben M'hidi. 55 p.
- Boukhelkhal M., Moulai-Mostefa N. (2017). Physicochemical characterization of starch isolated from soft acorns of holm oak (*Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf.) Samp. grown in Algeria. *Journal of Food Measurement and Characterization*, 11(4) : 1995-2005.

- Bourlière, F. (1974). Duvigneaud, P. La synthèse écologique. Populations, communautés, écosystèmes, biosphère, noosphère. Paris, Doin, 1974. *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, 28(3) : 479-480. [https://www.persee.fr/doc/revec\\_0040-3865\\_1974\\_num\\_28\\_3\\_4849\\_t1\\_0479\\_0000\\_10](https://www.persee.fr/doc/revec_0040-3865_1974_num_28_3_4849_t1_0479_0000_10).
- Braem S. (2009). Suivi de l'état sanitaire en Forêt de Soignes bruxelloise. Rapport complet. 102 p.
- Braem S. (2022). Suivi de l'état sanitaire en Forêt de Soignes bruxelloise. Rapport complet. 57 p.
- Braque, R. (1988). Biogéographie des continents. Paris : Masson, , 470 p. <https://lccn.loc.gov/88181549>.
- Brasier C.M. (1996). *Phytophthora cinnamomi* and oak decline in southern Europe. Environmental constraints including climate change. *Annales des Sciences Forestières*, 53: 346-358.
- Brédif, H., Arnould, P. (2004). Évaluer n'est pas gérer. Considérations pour rompre le pouvoir des critères et des indicateurs. *Revue forestière française*, 5 : 485-500.
- Brunier, L., Delpont, F., Gauquelin, X. (2020). Guide de gestion des crises sanitaires en forêt. CNPF-IDF. France. 184 p.
- Burrows, G. E., Offord, C. A., Meagher, P. F., Ashton, K. (2003). Axillary meristems and the development of epicormic buds in Wollemi pine (*Wollemia nobilis*). *Annals of Botany*, 92(6) : 835-844. <https://doi.org/10.1093/aob/mcg207>.
- Bussotti, F., Cozzi, A., Bettini, D. 2003. Ozone-like visible foliar symptoms at the permanent monitoring plots of the CONECO-FOR programme in Italy. *Annali dell'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura*, 30 : 99-106.
- Bussotti, F., Papitto, G., Di Martino, D., Cocciufa, C., Cindolo, C., Cenni, E., Bettini, D., Iacopetti, G., Pollastrini, M. (2021). Defoliation, recovery and increasing mortality in Italian forests: levels, patterns and possible consequences for forest multifunctionality. *Forests*, 12(11) : 1476. <https://doi.org/10.3390/f12111476>.
- Cailleret M. (2011): Causes fonctionnelles du dépérissement et de la mortalité du sapin pectiné en Provence. Thèse de doctorat Université Paul-Cezanne Aix-Marseille, France. <https://www.theses.fr/2011AIX30012/document>.
- Cailleret, M. (2011). Causes fonctionnelles du dépérissement et de la mortalité du sapin pectiné en Provence thèse de doctorat, université Paul-Cézanne, Aix-Marseille. 137 p. <https://www.theses.fr/2011AIX30012>.
- Camarero, J. J., Franquesa, M., Sangüesa-Barreda, G. (2015). Timing of drought triggers distinct growth responses in holm oak: implications to predict warming-induced forest defoliation and growth decline. *Forests*, 6(5) : 1576-1597. <https://doi.org/10.3390/f6051576>.
- Carnicer J., Coll, M., Ninyerola, M., Pons, X., Sanchez, G., Peñuelas, J. (2011). Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality with increased

- climate change-type drought. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA, 108: 1474–1478.
- Castello, J.D., Cale, J.A., D'Angelo, C.M., Linares, J.C. (2016). Baseline mortality analysis reveals legacy of contrasting land use practices on the structural sustainability of endangered Moroccan and Spanish Mountain Forests. *Forests*, 7(8): 172. <https://doi.org/10.3390/f7080172>.
- Caudullo, G., Welk, E., San-Miguel-Ayanz, J. (2017). Chorological maps for the main European woody species, *Data in Brief*, (12) : 662-666. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2017.05.007>.
- Certini, G., Corti, G., Ugolini, F. C. (2000). Influence of soil properties on the mortality of silver fir in Tuscany, Italy. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 119(6) : 323-331. <https://doi.org/10.1007/BF02769147>.
- Chaabane, A. (1993). Etude de la végétation du littoral septentrional de Tunisie: typologie, syntaxonomie et éléments d'aménagement. Th. Doct. ès-sciences en Ecologie. Uni. Aix-Marseille III. 205 p.
- Chakali, G., Attal-Bedreddine, A. Ouzani, H. (2002). Les insectes ravageurs des chênes, *Quercus suber* et *Q. ilex*, en Algérie. – IOBC/wprs Bull, 25 (5): 93-102.
- Chanson, B., Nicolini, E. A. (2001). Les relations entre la croissance primaire et la croissance secondaire: antagonisme ou complémentarité des méristèmes dans le plan d'organisation des arbres?. I. In : L'arbre 2000 The Tree = 2000 the tree. IRBV. Montréal : I. Quentin, 71-79. <https://agritrop.cirad.fr/484807/>.
- Charco, J. (2001). Guía de los árboles y arbustos del norte de África. claves de determinacion, descripciones, ilustraciones y mapas de distribucion. Agencia Espanola de Cooperacion Internacional, Madrid.
- Charef, M. (2011). Contribution à l'étude de la composition chimique et étude des propriétés phytochimiques et nutritionnelles des lipides des fruits de *Pistacia lentiscus* et du *Quercus*, thèse de doctorat, Université Kasdi Merbah Ouargla.85 p. <http://dspace.univ-ouargla.dz/jspui/handle/123456789/8643>.
- Chazdon, R. L., Brancalion, P. H., Lamb, D., Laestadius, L., Calmon, M., Kumar, C. (2017). A policy-driven knowledge agenda for global forest and landscape restoration. *Conservation Letters*, 10(1) : 125-132. <https://doi.org/10.1111/conl.12220>.
- Cherubini, P., Battipaglia, G., Innes, J.L. (2021). Tree vitality and forest health: can tree-ring stable isotopes be used as indicators?. *Current Forestry Reports*, 7 : 69-80. <https://doi.org/10.1007/s40725-021-00137-8>.
- Chetouh, N., Lyazid, A., Rached-Kanouni, M. (2021). Application de l'indice de biodiversité potentielle (IBP) et la méthode ARCHI à la forêt de Machrouha (Souk Ahras). Mémoire Master Université Larbi Ben M'hidi. 50 p.
- Chevassut, G. (1999). Extraordinaire poussée de cortinaires (*Cortinarius*) dans les bois de chêne vert (*Quercus ilex*) de la plaine languedocienne en novembre 1997. Bull. Fédér. Assoc. Mycol. *Médit*, 15 : 13-16.

- Colin, F., Fontaine, F., Verger, S., François, D. (2010). Gourmands et autres épïcormiques du chêne sessile. Mise en place sur les troncs, dynamique et contrôle sylvicole. Rendez-vous techniques de l'ONF, hors-série n°5 « Sylviculture des chênaies dans les forêts publiques françaises ». 45-55.
- Colin, F., Mehergui, R., Dhôte, J. F., Fontaine, F. (2010). Epicormic ontogeny on *Quercus petraea* trunks and thinning effects quantified with the epicormic composition. *Annals of Forest Science*, 67 : 813-813. <https://doi.org/10.1051/forest/2010049>.
- Coops, N. C., Stone, C., Culvenor, D. S., Chisholm, L. (2004). Assessment of crown condition in eucalypt vegetation by remotely sensed optical indices. *Journal of environmental quality*, 33(3) : 956-964. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.0956>.
- Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., Van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global environmental change*, 26 : 152-158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>.
- Curtis, J.T. et McIntosh. R.P. (1950). The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. *Ecology*. 31: 434-455. <https://doi.org/10.2307/1931497>.
- Dahmani-Megrerouche, M. (1996). Diversité biologique et phytogéographique des chênaies vertes d'Algérie. *Ecologia mediterranea*, 22(3), 19-38.
- D'Amato, A. W., Bradford, J. B., Fraver, S., Palik, B. J. (2013). Effects of thinning on drought vulnerability and climate response in north temperate forest ecosystems. *Ecological applications*, 23(8) : 1735-1742. <https://doi.org/10.1890/13-0677.1>.
- Daniels, R. F. (1976). Simple competition indices and their correlation with annual loblolly pine tree growth. *Forest Science*, 22(4) : 454-456. <https://doi.org/10.1093/forestscience/22.4.454>.
- Daniels, R. F. (1976). Simple competition indices and their correlation with annual loblolly pine tree growth. *Forest Science*, 22(4) : 454-456. <https://doi.org/10.1093/forestscience/22.4.454>.
- Dawkins, H.C. (1958). The management of natural tropical high-forest, with special reference to Uganda. Commonwealth forestry, Institute University of Oxford, England. 155p.
- De la Cruz, A.C., Gil, P.M., Fernández-Cancio, Á., Minaya, M., Navarro-Cerrillo, R.M., Sánchez Salguero, R., Grau, J.M. (2014). Defoliation triggered by climate induced effects in Spanish ICP Forests monitoring plots. *Forest ecology and management*, 331 : 245-255. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.010>.
- De Rigo, D., Caudullo, G. (2016). *Quercus ilex* in Europe: Distribution, habitat, usage and threats. European Atlas of Forest Tree Species; San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A., Eds, 152-153. <https://forest.jrc.ec.europa.eu/en/european-atlas/>.
- Debazac, E. F. (1983). Temperate, broad-leaved evergreen forests of the Mediterranean region and Middle East. In: Ovington JD (ed) Temperate broad-leaved evergreen forests. Elsevier, Amsterdam, 107-123 p.

- Dehaut, A. (2014). Evaluation de la qualité-fraîcheur du poisson par des approches biochimiques (SPME-GC/MS) et moléculaires (qPCR). *Biologie Moléculaire*. Université de Lille 1 - Sciences et Technologies; Ecole doctorale SMRE. 128 p. <https://theses.hal.science/tel-02110481/>.
- Delassus, L. (2015). Guide de terrain pour la réalisation des relevés phytosociologiques. Conservatoire botanique national de Brest (document technique). 25 p.
- Delpech, R., Dumé, G., Galmiche, P., Timbal, J. (1985). Typologie des stations forestières: vocabulaire. Institut pour développement forestier. Paris. 243 p.
- D'Eon, S. P., Magasi, L. P., Lachance, D., DesRochers, P. (1995). DNARPA. Réseau national de surveillance de l'état de santé des forêts au Canada: Guide d'établissement et de surveillance des parcelles (version revue) (Vol. 117). Chalk River (Ontario), Canada, Institut forestier national de Petawawa, Rapport d'information PI-X-117F. 99 p. <https://d1ied5g1xfgpx8.cloudfront.net/pdfs/10847.pdf>.
- Diulyale, K., André, S. B., Yaya, T., Tchoa, K., Nakpalo, S., Noémie, R., Daouda, K., Mongomaké, K. (2019). Evaluation de la technique de greffage pour le renouvellement des vieillissants vergers d'anacardier [*Anacardium occidentale* (L.)] dans la région du Gontougo en Côte d'Ivoire. *European Scientific Journal ESJ*, 15(6). <http://dx.doi.org/10.19044/esj.2019.v15n6p304>.
- Djebaili, S. (1984). Steppe algérienne, phytosociologie et écologie O.P.U., Alger. 177 p.
- Dobbertin, M. (2005). Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. *European Journal of Forest Research*, 124 : 319-333. <https://doi.org/10.1007/s10342-005-0085-3>.
- Dobbertin, M. (2005). Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. *European Journal of Forest Research*, 124, 319-333. <https://doi.org/10.1007/s10342-005-0085-3>.
- Drenou, C., Bouvier, M., Lemaire, J. (2011). La méthode de diagnostic ARCHI. Application aux chênes pédonculés dépérissants. *Forêt entreprise*, (200) : 4-15.
- Drénou, C., Bouvier, M., Lemaire, J. (2012). Rôle des gourmands dans la résilience des chênes pédonculés dépérissants. *Forêt wallonne*. 116 : 42-55.
- Dubief, J. (1959). Le climat du Sahara. *Mém. Inst. Rech. Sahara*, tome 1, 312 p.
- Dudley, N. (2011). *Authenticity in Nature: making Choices about the Naturalness of Ecosystems*. London: Earthscan : 224 p.
- Dupouey, J. L., Sciama, D., Dambrine, E. E., Koerner, W. (2002). La Végétation des forêts anciennes. *Revue forestière française*, 54(6) : 521-532. <https://hal.science/hal-02677861/>.
- Durand, P., Gelpe, J., Lemoine, B., Riom, J., Timbal, J. (1983). Le dépérissement du chêne pédonculé dans les Pyrénées atlantiques. *Revue Forestière Française*, 5: 357-368
- Eichhorn, J., Roskams, P. (2013). Assessment of tree condition. *Developments in Environmental Science*, 12 : 139-167. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-098222-9.00008-X>.

- Eichhorn, J., Icke, R., Isenberg, A., Paar, U., Schönfelder, E. (2005). Temporal development of crown condition of beech and oak as a response variable for integrated evaluations. *European Journal of Forest Research*, 124(4) : 335-347. <https://doi.org/10.1007/s10342-005-0097-z>.
- Eichhorn, J., Roskams, P., Ferretti, M., Mues, V., Szepesi, A., Durrant, D. (2010). Visual Assessment of Crown Condition and Damaging Agents. 49 pp. Manual Part IV. In: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. UNECE ICP Forests Programme Coordinating Centre, Hamburg. ISBN: 978-3-926301-03-1. <http://www.icp-forests.org/Manual.htm>.
- Eichhorn, J., Roskams, P., Potočić, N., Timmermann, V., Ferretti, M., Mues, V., Szepesi, A., Durrant, D., Seletković, I., Schröck, H.W., Nevalainen, S., Bussotti, F., Garcia, P., Wulff, S., 2016. Part IV: Visual Assessment of Crown Condition and Damaging Agents. In: UNECE ICP Forests Programme Coordinating Centre (ed.): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Germany, 49 p. <http://www.icp-forests.org/manual.htm>.
- El-Shabrawy, G. M., Al-Ghanim, K. A. (2012). Aquatic Habitats in Africa. Animal Resources in Africa and Their Biodiversity. *Encyclopedia of Life Supporting Systems (EOLSS) UNESCO*. 13 p. <https://doi.org/10.1002/9781119991571.ch10>.
- Emberger, C., Larrieu, L., Gonin, P. (2016). Dix facteurs clés pour la diversité des espèces en forêt: Comprendre l'indice de biodiversité potentielle (IBP). CNPF-IDF. *Forêt Entreprise*, 233 : 53-53. <https://hal.science/hal-02624397/>.
- Emberger, C., Larrieu, L., Gonin, P., Baiges, T., Cervera, T., Palero, N. (2020). Els nostres boscos són plens de vida. Descubrim l'Índex de Biodiversitat Potencial (IBP). CPF, CNPF, INRAE Dynafor. 4p.
- Emberger, L. (1930). La végétation de la région méditerranéenne: essai d'une classification des groupements végétaux. Librairie générale de l'enseignement. *Rev. Géol. Bot.* 42 : 341–404.
- Emberger, L. (1955). Une classification biogéographique des climats. *Rech. Trav. Lov.Géol. Bot. Zool. Fasc. Sci. Montpellier*. 47p.
- Encinas-Valero, M., Esteban, R., Hereş, A. M., Vivas, M., Fakhret, D., Aranjuelo, I., Solla, A., Moreno, G., Curiel Yuste, J., (2022). Holm oak decline is determined by shifts in fine root phenotypic plasticity in response to belowground stress. *New Phytologist*, 235(6) : 2237-2251. <https://doi.org/10.1111/nph.18182>.
- Ennoui, H., Sahli, A. (2021). Contribution à l'étude des paramètres dendrométriques et à la cartographie des peuplements relictuels d'une espèce septentrionale rare au Maroc: *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. *Bois et forêts des tropiques*, 349 : 25-39. <https://doi.org/10.19182/bft2021.349.a36777>.
- Erlbeck, F. (2002). Briefwahl. Wissenschaftliche Dienste des deutschen Bundestages, Ausarbeitung WD, Berlin. 1-66.

- Etzold, S., Wunder, J., Braun, S., Rohner, B., Bigler, C., Abegg, M., Rigling, A. (2016). 3.6 Mortalité des arbres forestiers: causes et tendances. Conséquences des changements climatiques sur la forêt, 183-199.
- Ferretti, M. (1997). Forest health assessment and monitoring—issues for consideration. *Environmental monitoring and assessment*, 48 : 45-72. <https://doi.org/10.1023/A:1005748702893>.
- Ferretti, M. (2004). Forest health diagnosis, monitoring and evaluation. *Encyclopedia of forest sciences*, Elsevier science, London, 285-299.
- Ferretti, M. (2010). Harmonizing forest inventories and forest condition monitoring—the rise or the fall of harmonized forest condition monitoring in Europe?. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 3(1) : 1-4. <https://doi.org/10.3832/ifor0518-003>.
- Ferretti, M. (2013). Forest monitoring: an introduction. *Developments in environmental science*, 12 : 3-18. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-098222-9.00001-7>.
- Ferretti, M., Bacaro, G., Brunialti, G., Calderisi, M., Croisé, L., Frati, L., Nicolas, M. (2021). Tree canopy defoliation can reveal growth decline in mid-latitude temperate forests. *Ecological Indicators*, 127 :107749. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107749>.
- Ferretti, M., Nicolas, M., Bacaro, G., Brunialti, G., Calderisi, M., Croisé, L., Frati, L., Lanier, M., Maccherini, S., Santi, E., Ulrich, E. (2014). Plot-scale modelling to detect size, extent, and correlates of changes in tree defoliation in French high forests. *Forest Ecology and management*, 311 : 56-69. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.009>.
- Fink, S. (1984). Some cases of delayed or induced development of axillary buds from persisting detached meristems in conifers. *American Journal of Botany*, 71(1) : 44-51. <https://doi.org/10.1002/j.1537-2197.1984.tb12483.x>.
- Fink, S. (2009). Hazard tree identification by visual tree assessment (VTA): Scientifically solid and practically approved. *Arboricultural Journal*, 32(3) : 139-155. <https://doi.org/10.1080/03071375.2009.9747570>.
- Fischer, R. (2005). Europe's Forests in a Changing Environment. Twenty Years of Monitoring Forest Condition by ICP Forests. UNECE, Geneva. 64 p. <http://www.icp-forests.org/pdf/jubilee.pdf>.
- Fischer, R., Lorenz, M. (2011). Forest condition in Europe: 2011 technical report of ICP Forests and FutMon. Institute for World Forestry, Hamburg, Germany. 180 p. <https://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:gbv:253-201111-dn049376-0>
- Florence, F., Frédéric, M., Francis, C., Pierre, D. (2004). Structural relationships between the epicormic formations on the trunk surface and defects induced in the wood of *Quercus petraea*. *Trees*, 18 : 295-306. <https://doi.org/10.1007/s00468-003-0306-7>.
- Floret, C., Galan, M. J., Le Floc'h, E., Romane, F. (1992). Dynamics of holm oak (*Quercus ilex* L.) coppices after clearcutting in southern France: Flora and life cycles changes. *Vegetatio*, 99 : 97-105. <https://doi.org/10.1007/BF00118214>.

- Fontaine F., Mothe F., Colin F., and Duplat P., 2004. Structural relationships between the epicormic formations on the trunk surface and defects induced in the wood of *Quercus petraea*. *Trees* 18: 295–306.
- Fontaine, F., Jarret, P., Druelle, J.L. (2002). Étude et suivi des bourgeons épïcormiques à l'origine des gourmands chez le chêne sessile. *Revue Forestière Française*. 54(4) : 337-356. <https://dx.doi.org/10.4267/2042/4926>.
- Fouédjeu, L., Paradis-Grenouillet, S., Larrieu, L., Saulnier, M., Burri, S., Py-Saraglia, V. (2021). The socio-ecological legacies of centuries-old charcoal making practices in a mountain forest of the Northern Pyrenees. *Forest Ecology and Management*, 502 : 119717. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119717>.
- Franklin, J. F., Shugart, H. H., Harmon, M. E. (1987). Tree death as an ecological process. *BioScience*, 37(8) : 550-556. <https://doi.org/10.2307/1310665>.
- Gaouar, A. (1980). Hypothèse et réflexion sur la dégradation des écosystèmes forestiers dans la région de Tlemcen. *Revue Forêt méditerranéenne*, Tome. 2: 131-146. <https://hal.science/hal-03553159/>.
- Gaudillat, V., Argagnon, O., Bissot, R., Blondel, C., Causse, G., Choynet, G., Coignon, B., Collaud, R., Delassus, L., Duhamel, F., Dumoulin, J., Fernez, T., Lafon, P., Le Gloanec, V., Mangeat M Michoulier M Mistar, M., Noble, V., Paulin, D., Prud'homme, F., Renaux, B., Rouveyrol, P. (2023). «Cahiers d'habitats» Natura 2000. Actualisation des interprétations des habitats d'intérêt communautaire. Notice générale pour les fiches génériques v2. PatriNat (OFB-MNHN), réseau des Conservatoires botaniques nationaux, ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires, Paris. 20 p. <https://mnhn.hal.science/mnhn-04228058>.
- Gaudin, S. (1996). Dendrométrie des peuplements. BTSA Gestion Forestière. Centre de Formation Chateaufarine. France. 66p.
- Gauquelin, X., Bréda, N., Legay, M., Nageleisen, L. M., Picard, O. (2010). Guide de gestion des forêts en crise sanitaire. ONF - Office National des Forêts et Institut pour le Développement Forestier IDF, 96 p. <https://hal.inrae.fr/hal-02824926>.
- Gerrand, A., Clancy, T., 2007. Why Australia Needs a National Forest Monitoring System: Combining the Continental Forest Monitoring Framework and Long Term Ecological Research Network into a Broader Terrestrial Ecosystem Research Network. Australia and New Zealand Institute of Foresters conference, Coffs Harbour 3–7, June 2007.
- Godron, M. (1984). Ecologie de la végétation terrestre. Paris: Masson. 196 p. <http://pascal-francis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=9562397>.
- Gonin, P., Larrieu, L., Deconchat, M. (2017). L'Indice de biodiversité potentielle (IBP): comment l'étendre à l'ensemble des forêts méditerranéennes?. *Forêt Méditerranéenne*, 38(3) : 335-342. <https://hal.science/hal-03556536>.
- Gonin, P., Larrieu, L., Deconchat, M. (2017). L'Indice de biodiversité potentielle (IBP): comment l'étendre à l'ensemble des forêts méditerranéennes?. *Forêt méditerranéenne*, 38(3): 335-342. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03556536>.

- Gonin, P., Larrieu, L., Martel, S. (2012). L'indice de biodiversité potentielle (IBP) en région méditerranéenne. *Forêt méditerranéenne*, 33(2) : 133-142. <https://hal.science/hal-03573282>.
- Gosselin, M., Laroussinie, O. (2004). Biodiversité et gestion forestière Connaître pour préserver. Synthèse bibliographique. Co-édition GIP Ecofor-Cemagref, Antony. co-édition GIP Ecofor - Cemagref, 320 p. <https://hal.inrae.fr/hal-02583002>.
- Gosselin, M., Valadon, A., Bergès, L., Dumas, Y., Gosselin, F., Baltzinger, C., Archaux, F. (2006). Prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière: état des connaissances et recommandations. 161 p. <https://hal.inrae.fr/hal-02588465>.
- Gossner, M. M., Larrieu, L., Michel, G., Courbaud, B., Stillhard, J., Lachat, T. (2019, September). Effect of habitat availability on small scale distribution of diversity and processes in tree-related microhabitats in primeval and managed beech-dominated forests. In *Temperate and Boreal Primeval Forests in the Face of Global Change*. 21 p. <https://hal.science/hal-02791086/>.
- Gourlet-Fleury, S. (1998). Indices de compétition en forêt dense tropicale humide: étude de cas sur le dispositif sylvicole expérimental de Paracou (Guyane française). *Annales des Sciences Forestières*, 55(6) : 623-654. <https://doi.org/10.1051/forest:19980601>.
- Gruber, F. (2006). *Über die Vitalität der Rotbuche (Fagus sylvatica L.)*. Shaker Verlag, Aachen. ISBN: 9783832255800
- Gueulou, N., Ouattara, N. D., Konan, D., Gnahoré, E., Missa, K., Bakayoko, A. (2018). Diversité floristique et structurale de la forêt galerie du Bandama dans la Réserve Scientifique de Lamto en Côte d'Ivoire. *Afrique Science*, 14(4) : 439-452.
- Haavik, L.J., Billings, S.A., Guldin, J.M. Stephen, F.M. (2015). Les insectes émergents, les agents pathogènes et la sécheresse façonnent les modèles de déclin du chêne en Amérique du Nord et en Europe. *Forest Ecology and Management*, 354 : 190-205. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.019>.
- Hamidi, O., Touhami, A. O., Benkirane, R., Douira, A. (2014). Élaboration d'un guide de santé des forêts relatif à la décision du déliègeage au niveau de la subéraie de la Mamora (Maroc). *Journal of Applied Biosciences*, 84 : 7730-7739. <https://doi.org/10.4314/jab.v84i1.4>.
- Hartig, T. (1878). *Anatomie und physiologie der holzpflanzen: Dargestellt in der entstehungsweise und im entwicklungsverlaufe der einzelzelle, der zellsysteme, der pflanzenglieder und der gesamtpflanze*. J. Springer. 412 p.
- Henri, P., Pierre-Michel, F., Plinio, S. (1989). Dissémination et régénération de quelques arbres en forêt tropicale guyanaise, Bulletin de la Société Botanique de France. *Actualités Botaniques*, 136:3-4, 119-131. <https://doi.org/10.1080/01811789.1989.10826964>.
- Herrero-Jáuregui, C., García-Fernández, C., Sist, P. L., Casado, M. A. (2011). Recruitment dynamics of two low-density neotropical multiple-use tree species. *Plant ecology*, 212 : 1501-1512. <https://doi.org/10.1007/s11258-011-9924-0>.

- Hofmeister, J., Hošek, J., Malíček, J., Palice, Z., Syrovátková, L., Steinová, J., Černajová, I. (2016). Large beech (*Fagus sylvatica*) trees as 'lifeboats' for lichen diversity in central European forests. *Biodiversity and Conservation*, 25 : 1073-1090. 25(6): 1073-1090. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1106-x..>
- Innes, J. L. (1989). Rapid yellowing of needles of *Picea abies*. *European Journal of Forest Pathology*, 19(1) : 21-28. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.1989.tb00766.x>.
- Innes, J. L., Ghosh, S., Schwyzer, A. (1996). A method for the identification of trees with unusually colored foliage. *Canadian Journal of Forest Research*, 26(9) : 1548–1555. <https://doi.org/10.1139/x26-174>.
- Innes, J.L. (1993). *Forest Health: Its Assessment and Status*. CAB International, Wallingford, Oxon, UK. 129 p.
- Ishii, H. T., Ford, E. D., Kennedy, M. C. (2007). Physiological and ecological implications of adaptive reiteration as a mechanism for crown maintenance and longevity. *Tree Physiology*, 27(3), 455-462. <https://doi.org/10.1093/treephys/27.3.455>.
- Jacquot C ., 1938 : Le chêne. Ed. Hermann et Cie. Paris, 74 p. <https://bibliotecadigital.infor.cl/handle/20.500.12220/805>
- Jdaidi, N., HASNAOUI, B. (2016). Influence des facteurs climatiques sur la phénologie de Merisier (*Prunus avium*) au Nord-Ouest de la Tunisie. *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaires*, 4(2) : 23-31. [https://agrimaroc.org/index.php/Actes\\_IAVH2/article/view/432](https://agrimaroc.org/index.php/Actes_IAVH2/article/view/432).
- Johann, K. (1980). Bestandesbehandlung und Schneebruchgefährdung. In : « Biologische, technische und wirtschaftliche Aspekte der Jungbestandspflege' . Schriftenreihe der forstlichen Fakultät der Universität Göttingen, Bd. 67 : 269-286.
- Kakpo, S. B. (2012). Caractéristiques Structurales et écologiques des forêts de Bonou et d'Itchède au sud-est du Bénin. The University of Abomey-Calavi: Cotonou, Benin. 40 p.
- Kebrle, D., Zasadil, P., Hošek, J., Barták, V., Šťastný, K. (2021). Large trees as a key factor for bird diversity in spruce-dominated production forests: Implications for conservation management. *Forest Ecology and Management*, 496 : 119460. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119460>.
- Kneib, T., Fahrmeir, L. (2011). A Space–Time Study on Forest Health. *Statistical Methods for Trend Detection and Analysis in the Environmental Sciences*, 333-358. <https://doi.org/10.1002/9781119991571.ch10>.
- Kok, M. T., Kok, K., Peterson, G. D., Hill, R., Agard, J., Carpenter, S. R. (2017). Biodiversity and ecosystem services require IPBES to take novel approach to scenarios. *Sustainability Science*, 12 : 177-181. <https://doi.org/10.1007/s11625-016-0354-8>.
- Kolström, M., Lumatjärvi, J. (2000). Saproxyllic beetles on aspen in commercial forests: a simulation approach to species richness. *Forest Ecology and Management*, 126(2), 113-120. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00095-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00095-X).
- Kombate, B., Dourma, M., Folega, F., Woegan, A. Y., Wala, K., Akpagana, K. (2019). Structure et potentiel de séquestration de carbone des formations boisées du Plateau

- Akposso en zone sub-humide au Togo. *Afrique Science*, 15(2) : 70-79. <https://www.afriquescience.net/PDF/15/2/7.pdf>.
- Koralewski, T. E., Wang, H. H., Grant, W. E., Byram, T. D. (2015). Plants on the move: assisted migration of forest trees in the face of climate change. *Forest Ecology and Management*, 344 : 30-37. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.014>.
- Kraft, G. 1884. Zur Lehre von den Durch Forstungen. Schlagstellungen und Lichtungshieben, Hanover, Germany (cited by Oliver and Larson 1996).
- Kruys, N., Jonsson, B. G. (1999). Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden. *Canadian journal of forest research*, 29(8) : 1295-1299. <https://doi.org/10.1139/x99-106>.
- Lachat, T., Brang, P., Bolliger, M., Bollmann, K., Brändli, U. B., Büttler, R., Herrmann, S., Schneider, O., Wermelinger, B. (2014). Bois mort en forêt. Formation, importance et conservation. Notice pour le praticien, 12 p.
- Lakatos, F., Mirtchev, S., Mehmeti, A., Shabanaj, H. (2014). Manual for visual assessment of forest crown condition. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Pristina. Rome, Italy. 17p.
- Lamhamedi, M., Chbouki, N., M'hirit, O., Samih, A., Malagnoux, M. (1994). Les principaux facteurs influencant la regeneration naturelle du cedre de l'Atlas *Cedrus atlantica* (Manetti). *Ann. Rech. For. Maroc*. 27 : 243-257.
- Lammel, R. V. (1984). Endgultige Ergebnisse und bundesweite Kartierung der Waldschadenserhebung 1983. *Allgemeine Forstzeitschrift*, 39 : 340–344
- Landmann, G. (1994). Concepts, définitions et caractéristiques générales des dépérissements forestiers. *Revue forestière française*, 46(5) : 405-415. <https://hal.science/hal-03444449>.
- Landmann, G., Bonneau, M., Adrian, M. (1987). Le dépérissement du Sapin pectiné et de l'Epicéa commun dans le massif vosgien est-il en relation avec l'état nutritionnel des peuplements?. *Revue forestière française*, 39(1) : 5-11. <https://dx.doi.org/10.4267/2042/25763>.
- Lanly, J. P. (1981). Manuel d'inventaire forestier. avec références particulières aux forêts tropicales hétérogènes. Etude FAO Forêts, Rome, Italie. 186p.
- Larrieu, L., Gonin, P. (2008). L'indice de Biodiversité Potentielle (IBP): une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Revue forestière française*. 60(6) : 727-748. <https://dx.doi.org/10.4267/2042/28373>.
- Larrieu, L., Gonin, P. (2010). L'indice de biodiversité potentielle ou IBP: un outil pratique au service de la biodiversité ordinaire des forêts. *Forêt entreprise*, 190 : 52-57. <https://oatao.univ-toulouse.fr/16411/>.
- Larrieu, L., Cabanettes, A., Gonin, P., Lachat, T., Paillet, Y., Winter, S., Bouget d C., Deconchat, M. (2014). Deadwood and tree microhabitat dynamics in unharvested temperate mountain mixed forests: A life-cycle approach to biodiversity monitoring. *Forest Ecology and Management*, 334 : 163-173. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.09.007>.

- Larrieu, L., Courbaud, B., Drénou, C., Goulard, M., Büttler, R., Kozák, D., Kraus, D., Krumm, F., 2022. Key factors determining the presence of Tree-related Microhabitats: A synthesis of potential factors at site, stand and tree scales, with perspectives for further research. *Forest Ecology and Management*, 515 : 120235. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120235>.
- Larrieu, L., Gonin, P. (2008). L'indice de Biodiversité Potentielle (IBP): une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Revue forestière française*, 6 : 727-748. <https://hal.science/hal-03449570>.
- Larrieu, L., Gonin, P. (2009). L'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP) pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. In: XIII World Forestry Congress. Forests in development, a vital balance, (Buenos Aires, Argentina). 12 p. <https://oatao.univ-toulouse.fr/16387/>.
- Larrieu, L., Gonin, P. (2012). L'indice de biodiversité potentielle (IBP): un indicateur composite pour intégrer la diversité taxonomique ordinaire dans la gestion forestière. (2012) In: Les indicateurs de biodiversité forestière : Synthèse des réflexions issues du programme de recherche «Biodiversité, gestion forestière et politiques publiques». GIP Ecofor, 73-78. <https://oatao.univ-toulouse.fr/16352/>.
- Larrieu, L., Gosselin, F., Archaux, F., Chevalier, R., Corriol, G., Dauffy-Richard, E., Deconchat M., Gosselin M., Ladet S., Savoie, J.M., Tillon L., Bouget, C. (2019). Assessing the potential of routine stand variables from multi-taxon data as habitat surrogates in European temperate forests. *Ecological Indicators*, 104, 116-126. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.085>.
- Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Büttler, R., Kraus, D., Krumm, F., Michel, A.K., Regnery, B., Vandekerckhove, K. (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84, 194-207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.051>.
- Lazarus, B. E., Schaberg, P. G., DeHayes, D. H., Hawley, G. J. (2004). Severe red spruce winter injury in 2003 creates unusual ecological event in the northeastern United States. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(8) : 1784-1788. <https://doi.org/10.1139/x04-122>.
- Le Floc'h, E., Boulos, L., Véla, E. (2010). Catalogue synonymique commenté de la flore de Tunisie. République Tunisienne, Ministère de l'environnement et du développement durable, Banque nationale de gènes. 420 p.
- Le Houérou, H. N. (1993). Changements climatiques et désertisation. *Science et changements planétaires/Sécheresse*, 4(2), 95-111.
- Le Meignen, P., Micas, L. (2008). Bilan des dépérissements forestiers dans les Alpes-de-Haute-Provence. *Forêt méditerranéenne*, 29(2), 177-182. <https://hal.science/hal-03565264/>.
- Le Roux, X., Barbault, R., Baudry, J., Burel, F., Doussan, I., Garnier, E., Herzog, F., Lavorel, S., Lifran, R., Roger-Estrade, J., Sarthou, J.P., Trommetter, M. (2008). Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies. 104 p. <https://oatao.univ-toulouse.fr/16331/>.

- Lebourgeois, F., Delpierre, N., Dufrene, E., Cecchini, S., Macé, S., Croisé, L., Nicolas, M. (2019). Fructification du Hêtre et des Chênes en France: rôle des températures, du pollen et du bilan de carbone et relation avec la croissance des peuplements. *Rev. For. Fr.*, 71(1) : 29-60. <https://doi.org/10.4267/2042/70518>.
- Lebreton, P., Barbero, M., Nader, S. (1993). Proanthocyanic polymorphism in holm oak (*Quercus ilex* L) in the Mediterranean region of France. *Annales des sciences forestières*, 50(1) : 281-289. <https://doi.org/10.1051/forest:19930728>.
- Lejeune, P., Verrue, V. (2002). Les inventaires par échantillonnage en futaie : une alternative aux inventaires complets. Note technique forestière de Gembloux N° 08, FUSAGX, 14p.
- Lemaire, J., Maréchal, N. (2011). Les chênaies atlantiques face aux changements climatiques: comprendre et agir. *Forêt entreprise*, 198 : 48-50.
- Lemaire, J., Lacouture, Y., Soleau, M., Weben, C., Mounier, M., Guyon, A. (2010). The Atlantic oak forests face global climate change: understanding and action. *Forêt-Entreprise*, (191) : 50-53.
- Lempereur, M. (2015). Variabilité saisonnière et interannuelle de la croissance du chêne vert méditerranéen et vulnérabilité au changement climatique. Ecosystèmes. Université Montpellier. 195 p. <https://theses.hal.science/tel-01622364>.
- Lestari, R.N., Wulandari, C., Safe'i, R., Darmawan, A., (2019). Analysis of carbon above the ground as the indicator of forest health in protection forest registers 25. *Journal of Sylva Indonesiana*. 2 (1) : 1–10. <http://repository.lppm.unila.ac.id/id/eprint/15919>.
- Letreuch Belarouci, N. (1995). Sylviculture spéciale. Éléments de réflexion de la mise en valeur des taillis de chêne vert. Etude d'un cas concret. Polycopié O.P.U. Alger, 66p. Letreuch Belrouci N., 1991– Les reboisements en Algérie et leurs perspectives d'avenir. O.P.U, 1 : 108–260.
- Lévy, G., Becker, M., Lefevre, Y., Schipfer, R. (1987). Le dépérissement du sapin dans les Vosges: rôle primordial de déficits d'alimentation en eau. *Annales des sciences forestières*, 44(4) : 403-416.
- Lorenz, M. (1995). International co-operative programme on assessment and monitoring of air pollution effects on forests-ICP forests. *Water, Air, and Soil Pollution*, 85 : 1221-1226. <https://doi.org/10.1007/BF00477148>.
- Lorenz, M., Fischer, R. (2013). Pan-European forest monitoring: an overview. *Developments in Environmental Science*, 12 : 19-32. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-098222-9.00002-9>.
- Lukina, N. V., Orlova, M. A., Gornov, A. V., Kryshen', A. M., Kuznetsov, P. V., Knyazeva, S. V., Smirnov, V. E., Bakhmet, O. N., Eydlina, P., Ershov, SV. V., Zukert N. V., Isaeva, L. G. (2013). Assessment of sustainable forest management criteria using indicators of the international programme ICP forests. *Contemporary problems of ecology*, 6, 734-745. <https://doi.org/10.1134/S1995425513070081>.

- MacFarlane, D. W., Kane, B. (2017). Neighbour effects on tree architecture: functional trade-offs balancing crown competitiveness with wind resistance. *Functional Ecology*, 31(8) : 1624-1636. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12865>.
- Mahafaly, B. (2013). Etude structurale et écologique de la régénération naturelle de la flore dans deux zones à différents degrés de perturbation dans la Réserve Spéciale de Bezà Mahafaly. Thèse de doctorat., Université d'Antananarivo. 74 p.
- Mandallaz, D., Schlaepfer, R., Arnould, J. (1986). Dépérissement des forêts: essai d'analyse des dépendances. *Annales des sciences forestières*, 43(4) : 441-458.
- Martin, M., Paillet, Y., Larrieu, L., Kern, C. C., Raymond, P., Drapeau, P., Fenton, N. J. (2022). Tree-related microhabitats are promising yet underused tools for biodiversity and nature conservation: a systematic review for international perspectives. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5, 136. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.818474>.
- Martín-García, J., Diez, J. J., Jactel, H. (2009). Towards standardised crown condition assessment in poplar plantations. *Annals of Forest Science*, 66(3) : 1-7. : <https://doi.org/10.1051/forest/2009006>.
- Massenet J. (2011). Hauteur des arbres. Lycée forestier – Château de Mesnières. 25 p.
- Massenet, J.Y. (2005). Cours de dendrométrie. Lycée forestier, Mesnières, 38p. Massenet, J.Y. (2011). Chapitre II : Hauteur des arbres. Lycée forestier, Mesnières, 20 p.
- Matías, L., Abdelaziz, M., Godoy, O., Gómez-Aparicio, L. (2019). Disentangling the climatic and biotic factors driving changes in the dynamics of *Quercus suber* populations across the species 'latitudinal range. *Diversity and Distributions*, 25(4) : 524-535. <https://doi.org/10.1111/ddi.12873>.
- Mbayngone, E., Thiombiano, A., Hahn-Hadjali, K., Guinko, S. (2008). Structure des ligneux des formations végétales de la Réserve de Pama (Sud-Est du Burkina Faso, Afrique de l'Ouest). *Flora et Vegetatio Sudano-Sambesica*, 11 : 25-34. <https://ojs.ub.uni-frankfurt.de/fvss/index.php/fvss/article/view/4/3>.
- Mbonayem, L., Bobo, K. S. (2018). Analyse de l'effet de la concurrence végétale sur la croissance de l'Iroko (*Milicia excelsa*) en forêt dense tropicale perturbée de l'Est-Cameroun. *Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement*. <https://doi.org/10.4000/vertigo.18997>.
- McDowell, N. G., Adams, H. D., Bailey, J. D., Hess, M., Kolb, T. E. (2006). Homeostatic maintenance of ponderosa pine gas exchange in response to stand density changes. *Ecological Applications*, 16(3) : 1164-1182. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1164:HMOPPG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1164:HMOPPG]2.0.CO;2).
- McLaughlin, S., Percy, K. (1999). Forest health in North America: some perspectives on actual and potential roles of climate and air pollution. *Forest Growth Responses to the Pollution Climate of the 21st Century*, 151-197. [https://doi.org/10.1007/978-94-017-1578-2\\_13](https://doi.org/10.1007/978-94-017-1578-2_13).
- Megrerouche R., Korichi N., 2002 - Impact des incendies sur la régénération du chêne vert (*Quercus ilex* L) et du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill) de la forêt domaniale de Chettabah (Constantine). Mémoire d'ingénieur en écologie et environnement.124p.

- Tuhkanen, S. (1980). Climatic parameters and indices in plant geography. Sv. växtgeografiska sällsk.. 105 p.
- Megrerouche, R. (2006). Sensibilité de la végétation forestière aux incendies: cas de la forêt domaniale de Chettabah-Ain Smara-Constantine. Mémoire de Magistère en Ecologie et Environnement, Université de Constantine, 106 p.
- Méhot, S., Blais, L., Gravel, J., Latrémouille, I., St-Pierre, S., Vézeau, S. (2014). Guide d'inventaire et d'échantillonnage en milieu forestier. Québec, gouvernement du Québec, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, 251. Long G., 1974- Diagnostic phyto-écologique et aménagement du territoire. Tome I : principes généraux et méthodes. Edi : Masson & cie, Paris. 252p.
- M'hirit, O., Benzyane, M. (2006). Le Cèdre de l'Atlas: Mémoire du temps. Editions Mardaga. 288 p.
- Michaud, H., Toumi, L., Lumaret, R., Li, T. X., Romane, F., Di Giusto, F. (1995). Effect of geographical discontinuity on genetic variation in *Quercus ilex* L.(holm oak). Evidence from enzyme polymorphism. *Heredity*, 74(6) : 590-606. <https://doi.org/10.1038/hdy.1995.83>.
- Mildrexler, D. J., Berner, L. T., Law, B. E., Birdsey, R. A., Moomaw, W. R. (2020). Large trees dominate carbon storage in forests east of the cascade crest in the United States Pacific Northwest. *Frontiers in Forests and Global Change*, 3: 594274. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.594274>.
- Mitchell, A. (1974). A field guide to the trees of Britain and northern Europe. A field guide to the trees of Britain and northern Europe. Collins. 415 p.
- Moore, J.D. (1999). Effets du chaulage sur la nutrition, la vigueur et la croissance de l'érable à sucre à la station forestière de Duchesnay. Mémoire es Science (M.Sc.), Univ., Laval, Canada, 60 p.
- Morel, L., Chollet, S. (2022). Naturalité et biodiversité: des relations à préciser pour penser la valeur de conservation des écosystèmes en libre évolution. 73 (2-3) : 293-311. <https://doi.org/10.20870/revforfr.2021.5473>.
- Morin, R.S., Randolph, K.C., Steinman, J., (2015). Mortality rates associated with crown health for eastern forest tree species. *Environmental Monitoring and Assessment*. 187 : 1-11. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4332-x>.
- Mueller-Dombois, D. (1988) Forest decline and dieback - A global ecological problem. *Trends Ecol Evol*, 3:310–312. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(88\)90108-5](https://doi.org/10.1016/0169-5347(88)90108-5).
- Müller, E., Stierlin, H. R. (1990). Sanasilva-Kronenbilder; Couronnes d'arbres; Le chiome degli alberi. Eidgenössische Anstalt für das Forstliche Vesuchswesen, Birmensdorf.
- Nageleisen L.M. (2012). Guide de notation de l'aspect du houppier des arbres feuillus dans un contexte de dépérissement (protocole DEPEFEU). Département Santé des Forêts. (actualisation de la version de 1998). 18 p.

- Nageleisen, L. M. (1994). Le dépérissement actuel de feuillus divers: hêtre, merisier, alisier torminal, érable sycomore, peuplier, châtaignier, charme, aulne glutineux. *Revue forestière française*, 46(5) : 554-562. <https://hal.science/hal-03444474>.
- Nageleisen, L. M. (2005). Dépérissement du Hêtre: présentation d'une méthode symptomatologique de suivi. *Revue forestière française*, 57(2) : 255-262. <https://dx.doi.org/10.4267/2042/5041>.
- Nageleisen, L.M., Goudet, M. (2011). Manuel de Notation des dommages forestiers (symptômes, causes, état des cimes). Paris.[France]. 51p.
- Naggar, O, (2021). Etude des potentialités subéricoles de la région Nord-Ouest Algérien : Cas de la forêt du Parc National de Theniet-El-Had (W. Tissemsilt), these de doctorat Foresterie, Université Abou Bekr Blekaid – Tlemcen. 190 p.
- Nasrallah, Y., Khelifi, L. (2007). Variabilité morphobiométrique observée sur jeunes semis de chêne vert (*Quercus ilex* L.) 1 Interprovenance. *Annales de l'Institut National Agronomique - El-Harrach*; 28 (1,2) : 127-140.
- Ngom, D., Camara, B., Sagna, B., Gomis, Z. D. (2018). Cortège floristique, paramètres structuraux et indicateurs d'anthropisation des parcs agroforestiers à *Elaeis guineensis* Jacq. en Basse Casamance, Sénégal. *Journal of Animal & Plant Sciences*. 36(3): 5919-5932.
- Ngom, D., Fall, T., Sarr, O., Diatta, S., Akpo, L. E. (2013). Caractéristiques écologiques du peuplement ligneux de la réserve de biosphère du Ferlo (Nord Sénégal). *Journal of Applied Biosciences*, 66:5008 – 5023. <https://doi.org/10.4314/jab.v65i0.89644>.
- Nordén, B., Paltto, H. (2001). Wood-decay fungi in hazel wood: species richness correlated to stand age and dead wood features. *Biological Conservation*, 101(1) : 1-8. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00049-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00049-0).
- Oliver, C. D., Larson, B. C., (1996). Forest stand dynamics. John Wiley & Sons, Inc., New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore. 400 p.
- Oliver, C. D., Larson, B. C., Oliver, C. D. (1996). Forest stand dynamics. John Wiley & Sons, Inc., New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore. 399 p. [https://elischolar.library.yale.edu/fes\\_pubs/1/](https://elischolar.library.yale.edu/fes_pubs/1/).
- Ostry, M. E., Venette, R. C., Juzwik, J. (2011). Decline as a disease category: is it helpful?. *Phytopathology*, 101(4) : 404-409. <https://doi.org/10.1094/PHYTO-06-10-0153>.
- Oswald, H. (1984). Production et sylviculture du Douglas en plantations. *Revue forestière française*, 36(4), 268-278. <https://hal.science/hal-03423835>.
- Paar, U., Kirchhoff, A., Westphal, J., Eichhorn, J. (2000). Fruktifikation der Buche in Hessen. *AFz*, 25 : 1362-1363.
- Paillet, Y., Gosselin, M. (2011). Relations entre les pratiques de préservation de la biodiversité forestière et la productivité, la résistance et la résilience: Etat des connaissances en forêt tempérée européenne. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement* (En ligne), 11(2). <https://doi.org/10.4000/vertigo.11133>.
- Pardé, J., Bouchon, J. (1988). Dendrométrie. 2e éd., ENGREF, Nancy, 328 p.

- Pardo, F. M. V., Maqueda, S. R., Pérez, E. D. (2002). *Quercus ilex* L. and *Quercus rotundifolia* Lam.: Two Different Species. *International Oaks*, (13) : 9 p.
- Pasquini, D., Gori, A., Pollastrini, M., Alderotti, F., Centritto, M., Ferrini, F., Brunetti, C. (2023). Effects of drought-induced holm oak dieback on BVOCs emissions in a Mediterranean forest. *Science of The Total Environment*, 857 : 159635. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159635>.
- Pavillard, J. (1935). *Élément de sociologie végétale (Phytosociologie)*. Hermann. Paris. 102p.
- Pedersen, R. Ø., Næsset, E., Gobakken, T., Bollandsås, O. M. (2013). On the evaluation of competition indices—The problem of overlapping samples. *Forest ecology and management*, 310 : 120-133. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.040>.
- Peñuelas J, Lloret F, Montoya R. (2001). Severe drought effects on Mediterranean woody flora in Spain. *Forest Science*, 47: 2001. <https://doi.org/10.1093/forestscience/47.2.214>.
- Pérez-Ramos, I. M., Ourcival, J. M., Limousin, J. M., Rambal, S. (2010). Mast seeding under increasing drought: results from a long-term data set and from a rainfall exclusion experiment. *Ecology*, 91(10) : 3057-3068. <https://doi.org/10.1890/09-2313.1>.
- Piqué, J. V., Naranjo, F. P., Martín, R. T., Pérez, M. A. G., Muñoz, E. A., Martín-Pérez, D. Análisis de la influencia de parámetros edáficos y climáticos en el crecimiento del alcornoque en una dehesa de Huelva (España). *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, (25), 431-437.
- Pohjanmies, T., Triviño, M., Le Tortorec, E., Mazziotta, A., Snäll, T., Mönkkönen, M. (2017). Impacts de la foresterie sur les forêts boréales : une perspective de services écosystémiques. *Ambio*, 46(7) : 743–755. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-0919-5>.
- Poirier, D. G. (1986). Principaux facteurs impliqués dans le dépérissement des forêts en Europe et en Amérique du Nord (Doctoral dissertation, éditeur non identifié). 75 p. <https://savoirs.usherbrooke.ca/handle/11143/15393>.
- Pollastrini, M., Puletti, N., Selvi, F., Iacopetti, G., Bussotti, F. (2019). Widespread crown defoliation after a drought and heat wave in the forests of Tuscany (central Italy) and their recovery—A case study from summer 2017. *Frontiers in Forests and Global Change*, 2 : 74. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00074>.
- Ponette, P. P. Q. (2010). Suivi de l'état sanitaire en Forêt de Soignes bruxelloise. 64 p.
- Ponette, P. P. Q. (2017). Suivi de l'état sanitaire en Forêt de Soignes bruxelloise. 59 p.
- Ponette, P. P. Q. (2022). Suivi de l'état sanitaire en Forêt de Soignes bruxelloise. 57 p.
- Pottier-Alapetite, G. (1979). Flore de la Tunisie: angiospermes-dicotylédones. Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique et le Ministère de l'Agriculture. Tunis. 651 p.
- Poupon, H. (1980). Structure dynamique de la strate ligneuse d'une steppe sahélienne au Nord du Sénégal. Travaux et documents de l'ORSTOM n° 15, Paris. 351 p.

- Právělie, R. (2018). Major perturbations in the Earth's forest ecosystems. Possible implications for global warming. *Earth-Science Reviews*, 185 : 544–571. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.06.010>.
- Puig, H., Forget, P. M., Sist, P. (1989). Dissémination et régénération de quelques arbres en forêt tropicale guyanaise. Bulletin de la Société Botanique de France. *Actualités Botaniques*, 136(3-4) : 119-131. <https://doi.org/10.1080/01811789.1989.10826964>.
- Quezel, P. (1974). Les forêts du pourtour méditerranéen. Forêts et Maquis méditerranéen. Ecologie, conservation, et aménagement. Unesco. Note technique. Paris. 2 : 9-33.
- Quézel, P. (1988). Esquisse phytogéographique de la végétation climacique potentielle des grandes îles méditerranéennes. *Bulletin d'écologie*, 19(2-3), 121-127.
- Rached-Kanouni M., Kadi Z., Khammar H., Bousba R., Amrane R., Chellal B., Ababsa L. (2020). Sanitary situation of Aleppo pine and holm oak on the Sidi R'Ghies forest, Algeria. *Biodiversitas*, 21(9) : 3954-3960. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d210905>.
- Rached-Kanouni M., Kara K., Khammar H., Ababsa L. (2020). Floristic diversity and demographic structure of the Sidi R'Ghies forest, north-eastern of Algeria. *Biodiversitas*, 21(3) : 875-881. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d210304>.
- Rached-Kanouni, M., Habbi, S., BOuafene, M., Karima, KARA., Ababsa, L. (2019). Structure et composition floristiques de la forêt de Sidi R'ghies (Oum El Bouaghi). *Revue des bioressources*, 9(2) : 10-10. <https://journals.univ-ouargla.dz/index.php/RBR/article/view/1450>.
- Rached-Kanouni, M., Zerrouki, A., Lahmar, M., Beldjazia, A., Kara, K., Ababsa, L. (2020). Assessment of the health status of the Sidi R'Ghies forest, Oum El Bouaghi, north-east Algerian. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*. 21(5) : 1980-1988. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d210525>.
- Rajoelison, G., Rabenilalana, F., Rakoto, H. (2008). Rapport final. Suivi écologique et analyse socio-économique d'un aménagement participatif de bassin versant dans la zone de Mandraka – Madagascar, 70 p.
- Rajoelison, L. G. (1997). Etude d'un peuplement, analyse sylvicole. Manuel à l'usage des techniciens du développement rural. Manuel forestier, (5), 26.
- Razanatsimba, M. (2005). Contribution à l'étude de la dynamique de reconstitution de la Forêt de Kirindy–Morondava après exploitation. Mémoire d'Ingénieur. Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques, département des Eaux et Forêts. Université d'Antananarivo, 65 p.
- Reitsma, J.M. (1988). Forest Vegetation in Gabon. Tropenbos Technical Series 1. Tropenbos Foundation: The Netherlands, 142p.
- Remm, J., Löhmus, A. (2011). Tree cavities in forests—the broad distribution pattern of a keystone structure for biodiversity. *Forest Ecology and Management*, 262(4), 579-585 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.04.028>.

- Renaudin, S. (1996). Les émondes de Haute-Bretagne: étude dendrologique du chêne et perspectives archéologiques. DEA, Sociétés et aménagement du territoire. Université de Nantes. 86 p.
- Rivas Martínez, S., Díaz, T.E., Fernández Prieto, J.A., Loidi, J., Penas Á. (1984). La vegetación de la alta montaña cantábrica. Los Picos de Europa. Ediciones Leonesas. 299 p.
- Robisoa N. M. (2010). Etude de la succession végétale d'Ambatovy en vue de mettre en place un plan de restauration forestière, Mémoire de fin d'étude, ESSA-Forêts, Université d'Antananarivo, 79 p.
- Rodà, F. (Ed.). (1999). Ecology of Mediterranean evergreen oak forests. Springer Berlin, Heidelberg, XXI, 377 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-58618-7>.
- Roger, E et Rabarison, H. (2000). Contexte écologique de la conservation des forêts à Madagascar. In. Etude sur la politique de la conservation des ressources humaines à Madagascar. 53p.
- Rogers, P. C., O'Connell, B., Mwang'ombe, J., Madoffe, S., Hertel, G. (2008). Forest health monitoring in the Ngangao forest, Taita Hills, Kenya: a five year assessment of change. *Journal of East African Natural History*, 97(1) : 3-17. [https://doi.org/10.2982/0012-8317\(2008\)97\[3:FHMITN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2982/0012-8317(2008)97[3:FHMITN]2.0.CO;2).
- Rondeux J. (1999). La Mesure des Peuplements Forestiers. Presses Agronomiques de Gembloux : Gembloux. 1–521.
- Rossi, M., Vallauri, D. (2013). Evaluer la naturalité. Guide pratique, version 1.2. WWF, Marseille, 154 p.
- Rossi, M., Vallauri, D. (2013). Evaluer la naturalité. Guide pratique version, 1(2) : 154.
- Rothe, P. L. (1964). Régénération naturelle en forêt tropicale : le *Dipterocarpus dyeri* (Dau) sur le versant cambodgien du golfe du Siam. *Bois et Forêt des Tropiques*. 8: 386 – 397
- Saadoun, H. (1989). Les insectes du chêne vert (*Quercus ilex* L.) dans la forêt du massif de Zaccar (Miliana). Thèse d'ingénieur, I.N.A., El-Harrach, Alger, 96 p.
- Safe'i, R., Arwanda, E.R., Doria, C., Taskirawati, I. (2021). Health assessment of vegetation composition in the reclamation area of PT Natarang Mining, Tanggamus Regency, Lampung Province. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 886 (1) : 012076. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/886/1/012076>.
- Safe'i, R., Puspita, E. N., Hilmanto, R. (2022). Assessment of tree vitality as an indicator of monitoring the health condition of community forest in agroforestry patterns. *Folia Forestalia Polonica*, 64(4) : 206-213. <https://doi.org/10.2478/ffp-2022-0020>.
- Sarmoum, M., Navarro-Cerrillo, R. M., Guibal, F., Abdoun, F. (2018). Structure, Tree Growth and Dynamics of *Cedrus atlantica* Manetti Forests in Theniet El Had National Park (NW Algeria). *Open Journal of Ecology*, 8(8) : 432-446. <https://doi.org/10.4236/oje.2018.88026>.
- Sauvage, C. 1963. Etages bioclimatiques. Atlas du Maroc. Notices, applications. *Physiol. Météo*. 31 p.

- Savolainen, O., Pyhäjärvi, T., Knürr, T. (2007). Gene flow and local adaptation in trees. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 38 : 595-619. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095646>.
- Sawyer, S. F. (2009). Analysis of variance: the fundamental concepts. *Journal of Manual & Manipulative Therapy*. 17(2), 27E-38E. <https://doi.org/10.1179/jmt.2009.17.2.27E>.
- Sayeh, T. (2003). Les ennemis du chêne vert (*Quercus ilex* L.) dans la région de Bordj-Bou-Arreridj. Thèse de Magister, Université de Constantine, Faculté des Sciences, Constantine, 160 p.
- Schomaker, M. (2007). Crown-condition classification: a guide to data collection and analysis (No. 102). US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. 78 p.
- Schutt, P., Blaschke, H., Hogue, E., Koch, W., Lang, K.J., Schuck, H.J., (1983). Erste Ergebnisse einer botanischen Inventur des 'Fichtensterbens'. *Forstwiss. Zentralbl* (in German). 96 : 177–186.
- Sechi, C., Ruiu, P. A., Franceschini, A., Corda, P. (2002). Nouvelles recherches sur l'extension des phénomènes de dépérissement dans les subéraies de Sardaigne. *IOBC/wprs Bull*, 25(5) : 5-12.
- Seidling, W. (2004). Crown condition within integrated evaluations of Level II monitoring data at the German level. *European Journal of Forest Research*. 123(1), 63-74. <https://doi.org/10.1007/s10342-004-0014-x>.
- Seidling, W., Lux, W., Kürbis, H. (2002). Das Level-II-Programm–Brücke zwischen Ökosystemforschung und Monitoring im Wald. *Beitr. Forstwirtsch. Landschaftsökol*, 36 : 103-107.
- Seigue, A. (1985). La forêt circumméditerranéenne et ses problèmes. Ed. g. p. Maisonneuve. Larose. Paris. 502 p.
- Seltzer, P. (1948). Climat de l'Algérie .institut de météorologique du globe de l'Algérie. une carte hors texte. 219p.
- Seynave, I., Gégout, J.C., Hervé, J., Dhôte, J., Drapier, J., Bruno, E. Dumé G. (2004). Etude des potentialités forestières pour l'épicéa commun dans l'est de la France à partir des données de l'IFN. *Rev. For. Fr.* 56 : 537-550. <https://doi.org/10.4267/2042/5120>.
- Shannon, C. E. (1948). A Mathematical Theory of Communication. *The Bell System Technical Journal*, 27: 379–423, 623–656.
- Silvertown, J. W. (1980). The evolutionary ecology of mast seeding in trees. *Biological journal of the Linnean Society*, 14(2) : 235-250. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1980.tb00107.x>.
- Siwkcki, R., Ufnalski, K. (1998). Review of oak stand decline with special reference to the role of drought in Poland. *European Journal of Forest Pathology*, 28(2) : 99-112. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.1998.tb01171.x>.
- Smith, D., Smith, I., Collett, N., Elms, S. (2008). Forest health surveillance in Victoria. *Aust for* 71 (3) : 188-195.

- Solberg S., Naasset E., Lange H., and Bollandsas O.M., 2004. Remote sensing of forest health. Natcan International Conference on LaserScanners for Forest and Landscape Assessment, Freiburg. 28-31.
- Stewart, P. H. (1968). Quotient pluviothermique et dégradation biosphérique: quelques réflexions. *Soc Hist Natur Afr Nord Bull.* 59 : 23-36.
- Stokland, J. N., Siitonen, J., Jonsson, B. G. (2012). Biodiversity in dead wood. Cambridge university press. 509 p.
- Stone, C., Coops, N. C. (2004). Assessment and monitoring of damage from insects in Australian eucalypt forests and commercial plantations. *Australian Journal of Entomology*, 43(3) : 283-292.
- Stone, C., Old, K., Kile, G., Coopst, N. (2001). Forest health monitoring in Australia: national and regional commitments and operational realities. *Ecosystem Health*, 7(1) : 48-57. <https://doi.org/10.1046/j.1526-0992.2001.007001048.x>.
- Stone, C., Wardlaw, T., Floyd, R., Carnegie, A., Wylie, R., De Little, D. (2003). Harmonisation of methods for the assessment and reporting of forest health in Australia—a starting point: A discussion paper prepared by a sub-committee of the Forest Research Working Group on Forest Health. *Australian Forestry*, 66(4) : 233-246. <https://doi.org/10.1080/00049158.2003.10674918>.
- Tallieu, C. (2020). État sanitaire et croissance radiale des arbres: Analyse spatiale et temporelle des données du réseau systématique de suivi des dommages forestiers, thèse de doctorat Université de Lorraine. 178 p. <https://hal.univ-lorraine.fr/tel-03176522>.
- Thomas, A. L., Gégout, J. C., Landmann, G., Dambrine, É., King, D. (2002). Relation between ecological conditions and fir decline in a sandstone region of the Vosges mountains (northeastern France). *Ann. For. Sci.*, 59(3) : 265-273. <https://doi.org/10.1051/forest:2002022>.
- Thomas, F. M., Blank, R., Hartmann, G. (2002). Abiotic and biotic factors and their interactions as causes of oak decline in Central Europe. *Forest Pathology*, 32(4-5) : 277-307. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0329.2002.00291.x>.
- Thorpe, H. C., Thomas, S. C., Caspersen, J. P. (2007). Residual-tree growth responses to partial stand harvest in the black spruce (*Picea mariana*) boreal forest. *Canadian journal of forest research*, 37(9), 1563-1571. <http://dx.doi.org/10.1139/x07-148>.
- Touaba, C., Alatou, D. (2018). Valorisation du Pin pignon (*Pinus pinea* L.) dans la région de Djebel Ouahch-Constantine. Thèse de doctorat en Gestion Durable des Écosystèmes et Protection de L'environnement, Université Frères Mentouri-Constantine 1. 2020 p.
- Tran-Ha, M., Perrotte, G., Cordonnier, T., Duplat, P. (2007). Volume tige d'un arbre ou d'une collection d'arbres pour six essences principales en France. *Revue forestière française*, 59(6) : 609-624. <https://dx.doi.org/10.4267/2042/16781>.
- Truvé, R., Bontemps, J. D., Seynave, I., Collet, C., Lebourgeois, F. (2015). Stand density, tree social status and water stress influence allocation in height and diameter growth of *Quercus petraea* (Liebl.). *Tree physiology*, 35(10), 1035-1046. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpv067>.

- Trumbore, S., Brando, P., Hartmann, H. (2015). Forest health and global change. *Science*, 349 : 814–818. <https://doi.org/10.1126/science.aac6759>.
- Tutin, T.G., Burges, N.A., Chater, A.O., Edmondson, J.R., Heywood, V.H., Moore, D.M., Valentine, D.H., Walters, S.M. and Webb, D.A. (eds) 1993. Flora Europaea Volume 1. Psilotaceae to Platanaceae. Cambridge University Press. *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, 445 p. [https://www.persee.fr/doc/revue\\_02497395\\_1993\\_num\\_48\\_4\\_2461\\_t1\\_0445\\_0000\\_3](https://www.persee.fr/doc/revue_02497395_1993_num_48_4_2461_t1_0445_0000_3).
- Vallauri, D., André, J., Génot, J.C, De Palma, J-P, Eynard-Machet, R. (2010). Biodiversité, naturalité, humanité, Pour inspirer la gestion des forêts. Éditions Lavoisier, 474 p.
- Vander Wall, S. B. (2001). The evolutionary ecology of nut dispersal. *The Botanical Review*, 67 : 74-117. <https://doi.org/10.1007/BF02857850>.
- Vander Wall, S. B. (2001). The evolutionary ecology of nut dispersal. *The Botanical Review*, 67, 74-117. <https://doi.org/10.1007/BF02857850>.
- Varo-Martínez, M. Á., Navarro-Cerrillo, R. M. (2021). Stand delineation of *Pinus sylvestris* L. plantations suffering decline processes based on biophysical tree crown variables: A necessary tool for adaptive silviculture. *Remote Sensing*, 13(3) : 436. <https://doi.org/10.3390/rs13030436>.
- Vasquez -Piqué, J., Naranjo, F. P., Martín, R. T., Pérez, M. A. G., Muñoz, E. A., Martín-Pérez, D. (2008). Análisis de la influencia de parámetros edáficos y climáticos en el crecimiento del alcornoque en un área de Huelva (España). «Actas de la II Reunión sobre Suelos Forestales». *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.*, 25: 431-437. [https://secforestales.org/publicaciones/index.php/cuadernos\\_secf/article/view/9717](https://secforestales.org/publicaciones/index.php/cuadernos_secf/article/view/9717).
- Victor, A. D., Valery, N. N., Louis, Z. (2019). Vegetation structure, root biomass distribution and soil carbon stock of Savannah Agrosystems in Sudano-Sahelian zone of Cameroon. *J. Bot. Res.*, 2 : 71-80. : <https://doi.org/10.36959/771/563>.
- Vuillermet, F. (2019). Dépérissement de la végétation et production de biomasse morte des forêts méditerranéennes françaises : rôle des conditions topographiques et climatiques. *Sciences de l'environnement*. 77p. <https://hal.inrae.fr/hal-02609690>.
- Wang, Y., Solberg, S., Yu, P., Myking, T., Vogt, R. D., Du, S. (2007). Assessments of tree crown condition of two Masson pine forests in the acid rain region in south China. *Forest ecology and management*, 242(2-3) : 530-540. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.065>.
- Wargo, P. M. (1996). Consequences of environmental stress on oak: predisposition to pathogens. *Annales des sciences forestières*. EDP Sciences, 53 : 359-368.
- WCSP, W. (2017). World checklist of selected plant families. Facilitated by the Royal Botanic Gardens, Kew. London. Published on the Internet. [http://apps.kew.org/wcsp/prepareChecklist.do;jsessionid=ECDDCE112435111F231BD58DBBB31444?checklist=selected\\_families%40%40322181120151045335](http://apps.kew.org/wcsp/prepareChecklist.do;jsessionid=ECDDCE112435111F231BD58DBBB31444?checklist=selected_families%40%40322181120151045335).
- Weiskittel, A. R., Hann, D. W., Kershaw Jr, J. A., Vanclay, J. K. (2011). Forest growth and yield modeling. *John Wiley & Sons*. 432 p.

- Wiegand, T., Gunatilleke, S., Gunatilleke, N., Okuda, T. (2007). Analyzing the spatial structure of a Sri Lankan tree species with multiple scales of clustering. *Ecology*, 88(12) : 3088-3102. <https://doi.org/10.1890/06-1350.1>.
- Yahi, D., (2021). Contribution à l'utilisation de la méthode ARCHI et l'indice de biodiversité potentielle (IBP) en région méditerranéenne. Mémoire Master, Université Larbi Ben M'hidi. 50 p.
- Yao, J., Zhang, C., De Cáceres, M., Legendre, P., Zhao, X. (2019). Variation in compositional and structural components of community assemblage and its determinants. *Journal of Vegetation Science*, 30(2) : 257-268. <https://doi.org/10.1111/jvs.12708>.
- Yengoh, G. T., Dent, D., Olsson, L., Tengberg, A. E., Tucker III, C. J. (2015). Use of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to assess Land degradation at multiple scales: current status, future trends, and practical considerations. Springer. 110 p.
- Zaïme A. et Gautier J. Y., (1982). Comparaison des régimes alimentaires de trois espèces sympatriques de Gerbillidae en milieu saharien au Maroc. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, 44 (3) : 153-163.
- Zarnoch, S. J., Bechtold, W. A., Stolte, K. W. (2004). Using crown condition variables as indicators of forest health. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(5), 1057-1070. <https://doi.org/10.1139/x03-277>.
- Zeller, L., Baumann, C., Gonin, P., Heidrich, L., Keye, C., Konrad, F., Larrieu, L., Meyer, P., Sennhenn-Reulen, H., Müller, J., Schall, P., Ammer, C. (2022). Index of biodiversity potential (IBP) versus direct species monitoring in temperate forests. *Ecological Indicators*, 136 : 108692. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108692>.
- Zerrouki, A., Rached-Kanouni, M., Redjaimia, L., Kara, K., Touafchia, B., Ababsa, L. (2022). Evaluation de l'état sanitaire de la chêne vert (*Quercus ilex* L., 1753) de la forêt de Chettaba (Constantine). *Revue des bio ressources*, 12(1) : 23-35. <https://journals.univ-ouargla.dz/index.php/RBR/article/view/1677>
- Zerrouki, A., Kara, K., Rached-Kanouni, M., Redjaimia, L., Touafchia, B. Contribution to the Study of the Health State of Holm Oak in the Chettaba Forest (Algeria). *Ecological Engineering & Environmental Technology (EEET)*, 25(2). 17–30. <https://doi.org/10.12912/27197050/174219>
- Zerrouki, A., Kara, K., Rached-Kanouni, M., Redjaimia, L., Touafchia, B., Ababsa, L., Rahab, R. Caractéristiques structurales de chêne vert (*Quercus ilex* L.) de la forêt de Chettaba. *Revue des bio ressources*, 13(1) : 41 - 51. <https://journals.univ-ouargla.dz/index.php/RBR/article/view/2118>

# *Annexes*







## Annexe I

**Tableau 1** : Localisation et dates des sorties des parcelles de chêne vert.

| Parcelle   |           | Latitude      | Longitude    | Date       |
|------------|-----------|---------------|--------------|------------|
| <b>P1</b>  | <b>X1</b> | 36°18'16,65"N | 6°26'58,10"E | 7/04/2021  |
|            | <b>X2</b> | 36°18'16,49"N | 6°26'56,90"E |            |
|            | <b>X3</b> | 36°18'15,56"N | 6°26'57,09"E |            |
|            | <b>X4</b> | 36°18'15,65"N | 6°26'58,24"E |            |
| <b>P2</b>  | <b>X1</b> | 36°20'58,93"N | 6°29'32,05"E | 14/06/2021 |
|            | <b>X2</b> | 36°20'59,26"N | 6°29'30,86"E |            |
|            | <b>X3</b> | 36°20'58,43"N | 6°29'30,34"E |            |
|            | <b>X4</b> | 36°20'57,83"N | 6°29'31,58"E |            |
| <b>P3</b>  | <b>X1</b> | 36°20'3,17"N  | 6°28'21,68"E | 28/06/2021 |
|            | <b>X2</b> | 36°20'2,35"N  | 6°28'21,68"E |            |
|            | <b>X3</b> | 36°20'2,82"N  | 6°28'19,58"E |            |
|            | <b>X4</b> | 36°20'3,86"N  | 6°28'20,55"E |            |
| <b>P4</b>  | <b>X1</b> | 36°20'5,87"N  | 6°29'47,34"E | 05/07/2021 |
|            | <b>X2</b> | 36°20'5,74"N  | 6°29'48,40"E |            |
|            | <b>X3</b> | 36°20'4,56"N  | 6°29'48,76"E |            |
|            | <b>X4</b> | 36°20'4,82"N  | 6°29'47,52"E |            |
| <b>P5</b>  | <b>X1</b> | 36°18'9,60"N  | 6°26'24,50"E | 06/07/2021 |
|            | <b>X2</b> | 36°18'10,22"N | 6°26'25,43"E |            |
|            | <b>X3</b> | 36°18'9,84"N  | 6°26'26,53"E |            |
|            | <b>X4</b> | 36°18'9,21"N  | 6°26'25,55"E |            |
| <b>P6</b>  | <b>X1</b> | 36°19'2,07"N  | 6°27'20,06"E | 12/07/2021 |
|            | <b>X2</b> | 36°19'2,11"N  | 6°27'18,98"E |            |
|            | <b>X3</b> | 36°19'2,85"N  | 6°27'18,16"E |            |
|            | <b>X4</b> | 36°19'3,59"N  | 6°27'19,18"E |            |
| <b>P7</b>  | <b>X1</b> | 36°18'38,09"N | 6°26'55,14"E | 13/07/2021 |
|            | <b>X2</b> | 36°18'37,26"N | 6°26'56,07"E |            |
|            | <b>X3</b> | 36°18'36,93"N | 6°26'54,74"E |            |
|            | <b>X4</b> | 36°18'37,63"N | 6°26'53,96"E |            |
| <b>P8</b>  | <b>X1</b> | 36°20'15,08"N | 6°29'4,63"E  | 14/07/2021 |
|            | <b>X2</b> | 36°20'15,55"N | 6°29'3,69"E  |            |
|            | <b>X3</b> | 36°20'14,28"N | 6°29'4,09"E  |            |
|            | <b>X4</b> | 36°20'14,46"N | 6°29'3,06"E  |            |
| <b>P9</b>  | <b>X1</b> | 36°19'22,34"N | 6°30'1,31"E  | 14/06/2022 |
|            | <b>X2</b> | 36°19'21,65"N | 6°30'0,43"E  |            |
|            | <b>X3</b> | 36°19'22,51"N | 6°29'59,83"E |            |
|            | <b>X4</b> | 36°19'23,22"N | 6°30'0,65"E  |            |
| <b>P10</b> | <b>X1</b> | 36°17'44,97"N | 6°27'43,54"E | 28/06/2022 |
|            | <b>X2</b> | 36°17'45,68"N | 6°27'44,13"E |            |
|            | <b>X3</b> | 36°17'46,41"N | 6°27'43,41"E |            |
|            | <b>X4</b> | 36°17'45,68"N | 6°27'42,68"E |            |
|            | <b>X1</b> | 36°18'32,17"N | 6°27'13,62"E |            |

|            |           |               |              |            |
|------------|-----------|---------------|--------------|------------|
| <b>P11</b> | <b>X2</b> | 36°18'32,28"N | 6°27'12,29"E | 12/10/2022 |
|            | <b>X3</b> | 36°18'31,30"N | 6°27'11,89"E |            |
|            | <b>X4</b> | 36°18'30,90"N | 6°27'13,50"E |            |
| <b>P12</b> | <b>X1</b> | 36°19'6,69"N  | 6°27'54,86"E | 27/10/2022 |
|            | <b>X2</b> | 36°19'5,90"N  | 6°27'55,54"E |            |
|            | <b>X3</b> | 36°19'5,22"N  | 6°27'54,73"E |            |
|            | <b>X4</b> | 36°19'6,06"N  | 6°27'53,96"E |            |
| <b>P13</b> | <b>X1</b> | 36°20'35,97"N | 6°28'39,23"E | 28/10/2022 |
|            | <b>X2</b> | 36°20'35,68"N | 6°28'38,22"E |            |
|            | <b>X3</b> | 36°20'36,61"N | 6°28'37,85"E |            |
|            | <b>X4</b> | 36°20'37,03"N | 6°28'38,94"E |            |

**Tableau 2 : Matériels utilisés.**

|   |   |   |   |
|---|---|---|---|
| <p><b>Mètre ruban, décamètre</b></p> <p>Pour mesurer la circonférence et le point de chute de l'arbre. On mesure la circonférence sur l'écorce à 1,30 m au-dessus du sol.</p>   |    |   |   |
| <p><b>Smartphone+ Application Mesure height</b></p> <p>L'application utilise la caméra d'un smartphone pour mesurer les distances et les hauteurs d'une cible à l'aide d'équations trigonométriques, en dirigeant la caméra vers la base de l'arbre et en soufflant verticalement vers la cime.</p> |   |  |  |
| <p><b>Smartphone+ Application GPS Test</b></p> <p>Pour le positionnement et l'indication des Coordonnées des lieux de relevés.</p>  |  |   |   |



**Tableau 3 : Fiche terrains**

| <b>FICHE N° 1 : DESCRIPTION DE LA STATION</b>    |        |     |             |               |      |                        |   |                                 |   |             |   |                     |                              |   |   |   |   |           |   |   |                |   |   |             |   |   |   |
|--|--------|-----|-------------|---------------|------|------------------------|---|---------------------------------|---|-------------|---|---------------------|------------------------------|---|---|---|---|-----------|---|---|----------------|---|---|-------------|---|---|---|
| <b>Relevé n° :</b>                               |        |     |             |               |      | <b>Lieu :</b>          |   |                                 |   |             |   | <b>Exposition :</b> |                              |   |   |   |   |           |   |   |                |   |   |             |   |   |   |
| <b>Prospecteur :</b>                             |        |     |             |               |      | <b>Type de forêt :</b> |   |                                 |   |             |   |                     |                              |   |   |   |   |           |   |   |                |   |   |             |   |   |   |
| <b>Date :</b>                                    |        |     |             |               |      | <b>Altitude (m) :</b>  |   |                                 |   |             |   |                     |                              |   |   |   |   |           |   |   |                |   |   |             |   |   |   |
| <b>Surface (m²) :</b>                            |        |     |             |               |      | <b>Pente (%) :</b>     |   |                                 |   |             |   |                     |                              |   |   |   |   |           |   |   |                |   |   |             |   |   |   |
| <b>Coordonnées géographiques</b>                 |        |     |             |               |      | <b>X1 :</b>            |   |                                 |   |             |   |                     |                              |   |   |   |   |           |   |   |                |   |   | <b>Y1 :</b> |   |   |   |
|  |        |     |             |               |      | <b>X2 :</b>            |   |                                 |   |             |   | <b>Y2 :</b>         |                              |   |   |   |   |           |   |   |                |   |   |             |   |   |   |
|  |        |     |             |               |      | <b>X3 :</b>            |   |                                 |   |             |   | <b>Y3 :</b>         |                              |   |   |   |   |           |   |   |                |   |   |             |   |   |   |
|  |        |     |             |               |      | <b>X4 :</b>            |   |                                 |   |             |   | <b>Y4 :</b>         |                              |   |   |   |   |           |   |   |                |   |   |             |   |   |   |
| <b>FICHE N° 2 : DESCRIPTION DES PEUPELEMENTS</b> |        |     |             |               |      |                        |   |                                 |   |             |   |                     |                              |   |   |   |   |           |   |   |                |   |   |             |   |   |   |
| N°   | Espèce | Cir | Hauteur (m) |               |      | D. Houppier (m)        |   | Coordonnées                     |   | Observation |   |                     |                              |   |   |   |   |           |   |   |                |   |   |             |   |   |   |
|  |        |     | H. tot      | H. fût        | H. c | x                      | y | X                               | Y |             |   |                     |                              |   |   |   |   |           |   |   |                |   |   |             |   |   |   |
| 1  |        |     |             |               |      |                        |   |                                 |   |             |   |                     |                              |   |   |   |   |           |   |   |                |   |   |             |   |   |   |
| 2  |        |     |             |               |      |                        |   |                                 |   |             |   |                     |                              |   |   |   |   |           |   |   |                |   |   |             |   |   |   |
| 3  |        |     |             |               |      |                        |   |                                 |   |             |   |                     |                              |   |   |   |   |           |   |   |                |   |   |             |   |   |   |
| 4  |        |     |             |               |      |                        |   |                                 |   |             |   |                     |                              |   |   |   |   |           |   |   |                |   |   |             |   |   |   |
| 5  |        |     |             |               |      |                        |   |                                 |   |             |   |                     |                              |   |   |   |   |           |   |   |                |   |   |             |   |   |   |
| 6  |        |     |             |               |      |                        |   |                                 |   |             |   |                     |                              |   |   |   |   |           |   |   |                |   |   |             |   |   |   |
| <b>FICHE N° 3 : ICP</b>                          |        |     |             |               |      |                        |   |                                 |   |             |   |                     |                              |   |   |   |   |           |   |   |                |   |   |             |   |   |   |
| Visibilité                                       |        |     |             | Statut social |      |                        |   | Indice d'ombrage<br>Concurrence |   |             |   |                     | Décoloration des<br>feuilles |   |   |   |   | Gourmands |   |   | Fructification |   |   | Défoliation |   |   |   |
| 1  | 2      | 3   | 4           | 1             | 2    | 3                      | 4 | 1                               | 2 | 3           | 4 | 5                   | 1                            | 2 | 3 | 4 | 5 | 1         | 2 | 3 | 1              | 2 | 3 | 1           | 2 | 3 | 4 |
| 1  |        |     |             |               |      |                        |   |                                 |   |             |   |                     |                              |   |   |   |   |           |   |   |                |   |   |             |   |   |   |





