

Ministère de l'enseignement Supérieur et de la recherche Scientifique
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Université de Batna 1
Institut des Sciences Vétérinaires et des
Sciences Agronomiques
Département de sciences agronomiques
Laboratoire d'Amélioration des Productions
Agricoles et Protection des Ressources en
Zones Arides (LAPAPEZA)



جامعة باتنة 1
معهد العلوم البيطرية والعلوم الفلاحية
قسم العلوم الفلاحية
مخبر تحسين الإنتاج الزراعي وحماية الموارد في
المناطق الجافة (LAPAPEZA)

Thèse

Présentée pour obtenir le diplôme de

Doctorat

Filière : Sciences Agronomiques

Spécialité: Sciences forestières

Thème:

**Problème de l'ailante (*Ailanthus altissima*) au niveau
du parc National de Chréa**

Présentée par : Mme KACIMI YAMINA

Soutenu le : 11 /01/2024

Devant le jury :

Président :	Mr. BEGHAMI Yassine	Professeur	Université Batna 1
Directeur de thèse :	Mr. SBABDJI Mohamed	Maître de conférences A	ENSA, El Harrach
Examineurs :	Mme. KHERCHOUCHE Dalila	Professeur	Université Batna 1
Examineurs :	Mme. BELOUAHEM-ABED Djamila	Professeur	INRF, EL TARF

Année universitaire : 2023-2024

Problème de l'ailante (*Ailanthus altissima*) au niveau du parc National de Chréa

Résumé

  l'échelle mondiale, les espèces exotiques envahissantes représentent la deuxième menace majeure pour la biodiversité, engendrant des impacts négatifs graves et souvent irréversibles sur les habitats et les espèces indigènes. Cette thèse se concentre sur le problème de propagation causé par une plante envahissante, l'ailante (*Ailanthus altissima*), dans le parc national de Chréa. L'objectif principal de cette étude est d'identifier et de localiser les sites d'envahissement. Des mesures de diamètre et de positionnement ont été effectuées pour déceler la tendance de propagation de l'envahissement des formations végétales.

La diversité floristique a été évaluée en utilisant une méthode comparative entre la végétation des parcelles envahies par l'ailante et celles des parcelles témoins afin d'étudier son impact sur la flore indigène du parc. Cette étude vise également   examiner les influences allélopathiques directes et indirectes de l'ailante sur la germination des graines du cèdre de l'Atlas, dans cette démarche, les graines ont été soumises   un traitement avec des concentrations variées d'extrait aqueux d'ailante (20% et 80%), en tenant compte du type de sol (témoin/envahi). Les résultats révèlent que cette espèce est répartie sur 47 sites, et sa présence remonte aux années 1965. Les facteurs environnementaux tels que l'altitude, l'ombrage, le ravinement et la proximité des routes jouent un rôle crucial dans son établissement et sa propagation vers d'autres sites. De plus, la présence d'ailante est associée   une végétation significativement moins riche (richesse totale = 60 espèces) par rapport aux sites dépourvus d'ailante, où la composition floristique est nettement différente et plus diversifiée (richesse totale = 128 espèces).

Les résultats indiquent que le sol envahi renferme d'importantes quantités de toxines qui agissent efficacement pour réduire le taux de germination du cèdre, pour un sol envahi ce taux est de 68,75%, comparativement   celui du témoin qui est de 93,23%. Par ailleurs, l'effet de l'extrait aqueux a eu une incidence négative sur la germination, et cette toxicité a augmenté avec la répétition du traitement atteignant son maximum après la phase de germination.

La présente étude soulève une préoccupation liée   l'invasion d'un site naturel classé par une espèce présentant un fort potentiel invasif. Ces résultats pourraient constituer une base pour des suivis futurs, intégrant notamment la surveillance de la dynamique de la biodiversité, et contribuer   l'élaboration éventuelle d'un programme de lutte.

Mots clés : Invasion – *Ailanthus altissima*- Parc National de Chréa – Propagation – Inventaire -Germination.

Problem of the Tree of Heaven (*Ailanthus altissima*) at the level of Chr ea National Park

Abstract

Globally, invasive exotic species represent the second major threat to biodiversity, causing severe and often irreversible negative impacts on habitats and native species. This thesis focuses on the issue of spread caused by an invasive plant, the Tree of Heaven (*Ailanthus altissima*), in Chr ea National Park. The main objective of this study is to identify and locate invasion sites. Diameter and positioning measurements were taken to detect the trend of the spread of vegetation invasion.

Floristic diversity was assessed using a comparative method between the vegetation of plots invaded by the Tree of Heaven and those of control plots to study its impact on the park's native flora. This study also aims to examine the direct and indirect allelopathic influences of the Tree of Heaven on the germination of Atlas cedar seeds. In this regard, seeds were treated with varying concentrations of aqueous Tree of Heaven extract (20% and 80%), taking into account the type of soil (control/invaded).

The results reveal that this species is distributed across 47 sites, and its presence dates back to the year 1965. Environmental factors such as altitude, shading, erosion, and proximity to roads play a crucial role in its establishment and spread to other sites. Furthermore, the presence of the Tree of Heaven is associated with significantly less rich vegetation (total richness = 60 species) compared to sites without the Tree of Heaven, where the floristic composition is markedly different and more diversified (total richness = 128 species).

The results indicate that invaded soil contains significant quantities of toxins that effectively reduce the germination rate of cedar seeds; for invaded soil, this rate is 68.75%, compared to the control, which is 93.23%. Moreover, the effect of Tree of Heaven aqueous extract had a progressively negative impact on germination, and this toxicity increased with repeated treatments, reaching its maximum after the germination phase.

This study raises a concerning issue related to the invasion of a classified natural site by a species with a high invasive potential. These results could serve as a basis for future monitoring, including the surveillance of biodiversity dynamics, and contribute to the possible development of a control program.

Keywords: Invasion - *Ailanthus altissima* - Chr ea National Park - Spread - Inventory - Germination.

مشكل شجرة الإيلونت (*Ailanthus altissima*) على مستوى

الحظيرة الوطنية للشريعة

الملخص:

على الصعيد العالمي، تعد الأنواع النباتية الغريبة الغازية ثاني أخطر تهديد للتنوع البيولوجي، مع آثار سلبية خطيرة في كثير من الأحيان على مختلف أنواع النباتات المحلية. تتناول هذه الأطروحة مشكلة الانتشار التي يمثلها نبات غازي الإيلونت على مستوى الحظيرة الوطنية للشريعة، بحيث كان هدفنا من خلالها تحديد مواقع الغزو و تمركزها، أين أجريت قياسات القطر وتحديد المواقع الخاصة بها بهدف الكشف عن اتجاه إنتشار غزو التكوينات النباتية. هذا بالإضافة إلى القيام بعملية الجرد والتي سمحت لنا بدراسة تأثير الإيلونت على النباتات الأصلية في الحظيرة باستخدام طريقة مقارنة بين الغطاء النباتي للأراضي التي غزتها شجرة الإيلونت مع تلك الخالية منها. وتهدف هذه الدراسة أيضا إلى دراسة التأثيرات المباشرة وغير المباشرة للتركيبات السامة للإيلونت على إنبات بذور الأرز الأطلسي. وفي هذا الصدد، عولجت البذور بتركيزات متفاوتة من مستخلص شجرة الإيلونت المائية (20٪ و 80٪)، مع مراعاة نوع التربة (المرجعية/المغزوة).

أظهرت النتائج بأن توزيع شجرة الإيلونت كان على مستوى 47 موقعا، بحيث يعود بداية وجودها إلى سنة 1965، أين لعبت العوامل البيئية (الارتفاع والظل والأخدود وجانب الطريق) دورا مهما في تركيبها وانتشارها إلى مواقع أخرى. وأشارت النتائج أيضا إلى أن الغطاء النباتي كان أفقر بشكل ملحوظ في مكان وجود أشجار الإيلونت (الثراء الكلي = 60 نوعا) مقارنة بأنواع الأشجار الأخرى حيث يكون التركيب الزهري مختلفا بشكل كبير وأكثر تنوعا في غياب الإيلونت (الثراء الكلي = 128 نوعا).بالإضافة إلى أن التربة المغزوة تحتوي على كميات كبيرة من السموم التي تقلل بشكل فعال من معدل إنبات بذور الأرز والتي تمثل نسبة إنتاش 68.75٪ مقارنة بالتربة الغير مغزوة التي تمثل 93.23٪. وعلاوة على ذلك، كان لتأثير المستخلص المائي من شجرة السماء تأثير سلبي تدريجي على الإنبات، وزادت هذه السمية مع تكرار العلاجات، لتصل إلى أقصى حد لها بعد مرحلة الإنبات.

يثير العمل الحالي قلقا يتعلق بغزو موقع طبيعي مصنف من قبل نوع ذي إمكانية عالية للغزو. ويمكن أن تكون هذه النتائج أساسا للرصد في المستقبل، بما في ذلك مراقبة ديناميكيات التنوع البيولوجي، وأن تسهم في إمكانية وضع برنامج للمراقبة.

الكلمات المفتاحية: الغزو؛ شجرة الإيلونت؛ الحظيرة الوطنية للشريعة - الانتشار - الجرد - الإنتاش.

Remerciements

Je remercie le bon Dieu de m'avoir donné le courage et la volonté pour réaliser ce modeste travail.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à mon enseignant et directeur de thèse Monsieur **Sbajji Mohamed** qui m'a soutenu et orienté tout au long de mon travail. Il a suivi et veillé sur le bon déroulement du travail avec ses conseils et ses remarques constitutives, et surtout pour sa compréhension et son encouragement, Qu'il trouve ici l'expression de mon respect et de ma reconnaissance.

J'adresse aussi mes vifs remerciements à Monsieur **BEGHAMI Yassine**, professeur à l'Université de Batna 1, pour m'avoir fait l'honneur de présider le jury. Qu'il trouve ici l'expression de mon profond respect.

Je remercie chaleureusement **Mme KHARCHOUCHE Dalila** professeur à l'Université de Batna 1; **Mme BELOUAHAM-ABED Djamila** professeur à l'Institut National de Recherches Forestières EL TARF qui ont accepté d'examiner et d'évaluer ce travail. Je tiens à leur exprimer ici toute ma reconnaissance.

Je saisis cette occasion pour remercier vivement tous ceux qui m'ont aidé à l'accomplissement de cette thèse et plus précisément Monsieur **ABDESLAM Salah** directeur du laboratoire d'Amélioration des productions Agricoles et Protection des Ressources en Zones Arides Université Batna 1 pour l'aide qu'il m'a apportée.

Je suis très reconnaissante à tous les enseignants qui ont veillé au bon déroulement de notre formation tout au long de mon cursus, qu'ils trouvent ici l'expression de mes sentiments les plus respectueux.

Dédicace

Je dédie ce travail à :

Mes très chers parents

A mon mari et mes enfants

A mes sœurs et frère

A ma belle famille

A tous ceux qui m'ont aidé de près ou de

loin à la réalisation de ce travail.

A tous ceux que j'aime

Table des matières

Liste des abréviations.....	vi
Liste des figures	vii
Liste des tableaux	ix
Introduction générale	1
Chapitre 1 - Analyse bibliographique	5
Introduction	5
1. Aperçu historique sur les invasions biologiques	5
1.1 Qu'est-ce qu'une espèce exotique envahissante ?.....	6
1.2. Les critères des espèces invasives	6
1.3 Caractéristiques d'une espèce exotique envahissante	7
1.4 Mécanismes de l'invasion biologique.....	7
1.5 Impacts des invasions biologiques	9
2. Généralités sur l'ailante	10
2.1 Origine et historique	10
2.2. Aire de répartition	11
2.3. Caractéristiques botaniques	12
2.4. Propagation et mode de dissémination	15
2.5. Habitat et exigences écologiques	17
2.6. Utilisations de l'ailante	17
2.7. Impacts de l'ailante	18
2.8. Comment contrôler l'ailante ?.....	19
3. Généralités sur l'activité allélopathique	21
3-1-Définition de l'allélopathie	21
3.2. Les substances allelopathiques ou allelochimiques	22
3.3. L'allelopathie et l'arbre d'ailante.....	23
Conclusion	24
Chapitre 2 - Cadre d'étude, le Parc National de Chréa	26
Introduction	26
1. Généralités sur le massif forestier de Chréa	26
1.1. Localisation géographique	26
1.2. Relief	27
1.3 Géologie	27
1.4. Pédologie	27
2. Caractéristiques climatiques de la zone d'étude	28
2.1. Les précipitations	28
2.2. Les températures	29
3. Synthèse climatique	31
3.1. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausсен	31
3.2. Le climagramme d'Emberger	31

4. Couvert végétal du parc national de Chréa	32
4.1 Etagement de la végétation	33
5. Richesse faunistique	34
Conclusion	34
Chapitre 3 - Matériel et Méthodes	36
Introduction	36
1. Répartition de l'ailante (<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swing.) au niveau du Parc National de Chréa	36
1.1. Site d'étude	36
1.2. Méthode Cartographique des sites envahis	38
1.3 Méthode d'analyse de propagation	38
1.4. Méthode d'évaluation de la prolifération à l'intérieur des peuplements naturels	41
2. Appréciation des effets de l'ailante sur la diversité floristique	42
2.1. L'échantillonnage et choix des stations	43
2.2. Réalisation des relevés floristiques.....	44
2.3. Evaluation de la diversité floristique	47
3. Phytotoxicité de l'ailante (<i>Ailanthus altissima</i>) sur la germination du cèdre de l'Atlas ...	49
3.1. Récolte et préparation du matériel végétal	49
3.2. L'expérimentation-au laboratoire.....	49
3. 3. Traitement	50
3. 4. Paramètres calculés	51
Conclusion	53
Chapitre 4 - Résultats et Discussions	55
Introduction	55
1. Répartition de l'ailante (<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swing.) au niveau du Parc National de Chréa	55
1.1. Répartition des sites envahis.....	55
1.2. Historique de propagation à travers les sites	57
1.3. Propagation à l'intérieur des sites (par rapport à l'axe routier et au ravin).....	58
1.4. Prolifération à l'intérieur du peuplement.....	60
1.5. Discussion.....	62
2. Appréciation des effets de l'ailante sur la diversité floristique	65
2.1. Diversité floristique de la station de Beni Ali	65
2.2. Diversité floristique de la station Source de Beni Ali	67
2. 3. Diversité floristique de la station des Glacières.....	68
2.4. Évaluation quantitative de la diversité floristique de différentes stations	70
2.5. Discussion	71
3. Phytotoxicite de l'ailante (<i>Ailanthus altissima</i>) sur la germination du cèdre de l'Atlas	73
3.1. Analyse des résultats.....	73
3.2. Effet du sol sur le taux de germination (TG%) du cèdre	74

3.3. Effet de l'extrait aqueux d'ailante sur la germination du cèdre	75
3.4. Effet du sol et le taux de mortalité.....	75
3.5. Effet du traitement par l'extrait aqueux et le taux de mortalité	76
3.6. Taux d'inhibition	77
3.7. Discussion	78
Conclusion	79
Conclusion générale	82
Références bibliographiques	85
Annexe	95

Liste des abréviations

UICN	Union internationale pour la conservation de la nature
O.G.E	Office de Génie Ecologique
PNC	Parc National de Chréa
AME	Agence méditerranéenne de l'environnement.
VIH	Virus de l'Immunodéficience Humaine
IAS	International Allelopathy Society
EEE	Espèce Exotique Envahissante
W-SW	Ouest-Sud-Ouest
E-NE	Est-Nord Est
OEPP	Organisation Européenne et méditerranéenne pour la Protection des Plantes
GPS	Global Positioning System

Liste des figures

Figure 1.1 - Etapes conduisant à une invasion biologique.....	8
Figure 1.2 - La règle des 3X10 d'après Williamson1996.....	9
Figure 1.3 - Espèce d'ailante (<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle).....	10
Figure 1.4 – Aire de répartition de l'ailante.....	12
Figure 1.5- Forme de l'arbre de l'ailante.....	12
Figure 1.6- Les feuilles.....	13
Figure 1.7 - Le tronc et l'écorce de l'ailante.....	14
Figure 1.8 - Les fleurs d'ailante.....	14
Figure 1.9 - Graines ailées de l'ailante.....	15
Figure 1.10 - Reproduction végétative chez <i>Ailanthus altissima</i>	16
Figure 2.1 -Carte de localisation du parc National de Chréa.....	26
Figure 2.2 - Répartition des précipitations moyennes mensuelles 1967-2007.....	29
Figure 2.3 - Températures moyennes mensuelles 1967-2007.....	30
Figure 2.4 -Diagramme de BAGNOULS et GAUSSEN de la zone d'étude (2004-2013).....	31
Figure 2.5 - Localisation de la station d'étude sur le Climagramme d'Emberger.....	32
Figure 3.1 -Localisation de la zone d'étude	37
Figure 3.2 -Logiciels utilisés (Google Earth pro, global Mapper v15, ArcMap10.8).....	38
Figure 3.3 -Micromètre oculaire (x10)	39
Figure 3.4 -Planchettes de bois renfermant les carottes.....	39
Figure 3.5 -Schéma de mesures effectuées dans le site n°1	40
Figure 3.6 -Schéma des mesures effectuées dans le site n°43	40
Figure 3.7 -Schéma indiquant la méthode d'évaluation de la prolifération.....	41
Figure 3.8 -Schéma de la méthodologie adopté.....	42
Figure 3.9 -Station d'échantillonnage.....	44
Figure 3.10 - Schéma indiquant la méthode d'évaluation de la diversité floristique.....	45

Figure 3.11 -Quelques photos d'espèces inventoriées.....	47
Figure 3.12 -Préparation d'extrait aqueux à base d'un mélange de (feuille, écorce et graine).....	50
Figure 3.13 -Schéma détaillant le processus de traitement des graines de cèdre.....	52
Figure 4.1 Répartition des sites envahis par formation végétale	57
Figure 4.2 -Nombre de sites envahis par décennie.....	58
Figure 4. 3 -Ordre chronologique des sites d'envahissement.	59
Figure 4.4 -Régression du diamètre des individus d'ailante en fonction de l'éloignement de la route, site 1 et site 43 (côté amont et aval).....	60
Figure 4.5 -Répartition de la richesse totale dans les trois stations d'étude.....	66
Figure 4.6 - Richesse floristique dans la station Bni Ali (S1P1E).....	67
Figure 4.7 - Richesse floristique de la station Bni Ali (S1P2T).....	68
Figure 4.8 - Richesse floristique de la station Source Bni Ali (S2P1E).....	68
Figure 4.9 - Richesse floristique de la station Source Bni Ali (S2P2T).....	69
Figure 4.10 - Richesse floristique de la station Glacières (S3P1E).....	70
Figure 4.11 - Richesse floristique de la station Glacières (S3P2T).....	71
Figure 4.12 -(a) Graines de cèdre en germination dans les alvéoles et (b) courbe de germination des semences de cèdre après trois semaines	74
Figure 4.13 - schéma illustratif des taux de germination des graines du cèdre dans l'extrait aqueux d'ailante à différentes doses et dans le sol témoin/envahi.....	75
Figure 4.14 - Effet de l'extrait aqueux d'ailante sur la germination du cèdre.....	76
Figure 4.15 - schéma illustratif des taux de mortalité des graines du cèdre dans le sol témoin/envahi.....	77
Figure 4.16 - Variation des taux de mortalité des graines de cèdre pendant la germination et au début de croissance des plantules en fonction du traitement avec l'extrait aqueux d'ailante.....	78
Figure 4.17 - Variation de taux d'inhibition de la germination du cèdre dans le sol en fonction de l'extrait aqueux de 20%, 80%.....	78

Liste des tableaux

Tableau 2.1 - Répartition des précipitations moyennes mensuelles et annuelles [Données ANRH, période (1967-2007)].....	28
Tableau 2.2 - Répartition mensuelle et annuelle des températures [période (1967-2007) ; (Halimi, 1980)].....	29
Tableau 2.3 - Correspondance des valeurs de « m » aux variantes thermiques.....	30
Tableau 2.4 - Valeurs du climagramme pluviothermique d'Emberger de la station.....	32
Tableau 2.5- Présentation des strates du Parc National de Chréa.....	33
Tableau 4.1 - Valeurs de la densité de chaque côté (gauche, droit, en dehors).....	60
Tableau 4.2 - Récapitulatif de la prolifération à l'intérieur du couvert naturel à partir de la route (côté aval).....	61
Tableau 4.3 - Récapitulatif de la prolifération à l'intérieur du couvert naturel à partir de la route (côté amont).....	61
Tableau 4.4 - Présentation des indices écologiques.	70
Tableau 4.5 - Effet du sol sur le taux de germination du cèdre.....	74
Tableau 4.6 - Taux de mortalité des graines du cèdre	76

Introduction générale

Introduction générale

Les invasions biologiques sont reconnues comme l'une des causes majeures de dégradation des écosystèmes et de perte de biodiversité à l'échelle mondiale (Lorena & Charles, 2008). Les plantes exotiques envahissantes représentent une préoccupation significative dans le contexte du changement global en raison de leurs impacts négatifs sur l'environnement, les activités humaines, la santé et les paysages. Elles entrent en compétition avec les espèces autochtones, menaçant souvent des espèces rares, protégées ou à forte valeur patrimoniale (Anonyme, 2003).

Sur le plan international, la problématique des espèces invasives est abordée dans plusieurs conventions, accords et traités. Quatre conventions internationales traitent spécifiquement de ce sujet, notamment la Convention de Ramsar de 1971, la Convention CITES de 1973, la Convention de Bonn de 1979 et la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) (Mercier et al., 2013).

En Algérie, 211 plantes vasculaires exotiques ont été recensées, principalement originaires d'Amérique du Nord (31,3 %) et du bassin méditerranéen (19,4 %) (Meddour et al., 2020). Les auteurs rapportent 50 plantes exotiques considérées comme envahissantes (Anonyme, 2020). L'ailante glanduleux (*Ailanthus altissima*), faisant partie de ces espèces, est répertorié sur la liste des espèces végétales envahissantes de l'OEPP (Organisation Européenne et Méditerranéenne pour la Protection des Plantes) et depuis 2019 sur la "liste des espèces exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union européenne" (Knüsel et al., 2020). Il représente une menace réelle ou potentielle pour la flore indigène, produisant des composés chimiques allélopathiques ayant des effets inhibiteurs sur de nombreuses espèces indigènes, y compris celles d'intérêt économique (Kowarik & Säumel, 2007; Anonyme, 2003; Gomez-Aparicio & Canham, 2008; Heisey, 2010). Le fort potentiel de reprise par différentes voies (graines, boutures, drageons, rejets) impose la répétition du traitement sur plusieurs années, ce qui conduit à des coûts de gestion très importants (Anonyme, 2012). En effet, son éradication nécessite une main-d'œuvre importante et du matériel spécifique. C'est ainsi que le développement de la lutte contre cette espèce est l'un des objectifs majeurs de l'actuelle stratégie européenne pour la biodiversité (Radtke et al. 2013). Bien qu'elle colonise visiblement un large éventail d'habitats (Kowarik & Säumel 2007), peu d'informations sont disponibles

dans le bassin méditerranéen sur les effets interactifs des facteurs anthropiques, écologiques et géographiques sur sa capacité à devenir envahissante (Motti et al. 2021).

À l'échelle du continent africain, l'ailante est introduit dans six pays, dont trois où il est actuellement naturalisé (Afrique du Sud, Lesotho et Algérie). En Algérie, le problème de l'ailante ne réside pas seulement dans sa vitesse de propagation (Lefeuvre, 2006; Castro-Diez et al., 2014), mais également dans sa propagation au sein d'aires protégées, comme les Parcs nationaux de Chréa et de Gouraya (Meddour et al., 2020).

Le Parc national de Chréa, avec sa superficie importante de 26,587 hectares, son emplacement dans une région fortement arrosée (plus de 900 mm/an) et sa topographie tourmentée, est une zone d'importance majeure pour la biodiversité en Algérie. Il abrite plus de 1000 espèces végétales et environ 700 espèces animales, faisant de lui une réserve de biosphère depuis 2002. Cependant, ces richesses sont confrontées à diverses menaces, notamment l'invasion par l'ailante.

En plus des différentes pressions (flux touristique important, tendance expansive de l'urbanisme, les incendies ...) résultant de sa situation dans une région très peuplée, ce parc est exposé également à des véritables menaces liées à l'invasion par l'ailante. On constate à première vue sa forte présence et en conséquence la nécessité de l'exploration que suscite sa progression jusqu'à 1200 m d'altitude en pleine cédraie. Aujourd'hui, sa prolifération rapide lui a permis de s'étendre en supplantant les espèces indigènes.

En Algérie, les travaux sur les EEE sont encore peu avancés si l'on juge par le nombre de publications. Ces dernières sont limitées et se sont intéressées à des signalements de présence d'espèces lors de prospections botaniques ou d'observations d'infestations (Sakhraoui et al, 2019). Les travaux existants sont limités, se résumant essentiellement aux études de Meddour et al. (2020) sur la flore exotique algérienne, de Sakhraoui et al. (2020) portant sur la flore endémique du Nord-Est algérien face à la menace des espèces envahissantes, de Soltani-Amri (2014) se concentrant sur l'écologie de l'ailante dans la région de Constantine, et de Ben Meddour (2010) examinant le pouvoir allélopathique de l'ailante sur la germination de mauvaises herbes des céréales. Malgré ces études, aucune synthèse globale n'a été réalisée jusqu'à présent, soulignant l'urgence de mener des recherches approfondies pour comprendre et contrôler l'invasion de cette espèce, souvent négligée voire ignorée.

La présente recherche s'inscrit dans le cadre de l'étude de la biodiversité et de la surveillance de la végétation au sein du Parc National de Chréa, visant à évaluer l'évolution des espèces invasives au fil du temps. L'objectif principal de cette investigation est d'acquérir des connaissances sur la dynamique spatiale de l'ailante en Algérie, en particulier dans une zone forestière de grande importance patrimoniale comme le Parc National de Chréa. L'analyse se concentre sur la diversité floristique de l'ailante (*Ailanthus altissima*) et son impact sur les espèces autochtones, en particulier son effet allélopathique sur la germination d'une essence noble de la forêt algérienne, à savoir le cèdre de l'Atlas.

Cette étude revêt une importance particulière pour la préservation de la biodiversité et la gestion de l'aire protégée, fournissant des informations cruciales aux responsables pour élaborer des mesures visant à minimiser ou stopper la prolifération de l'ailante. La localisation et l'identification des conditions propices à la propagation aideront à détecter précocement de nouvelles populations, permettant ainsi leur éradication dès les premiers stades de développement.

La présente étude se scinde en deux parties, la première est bibliographique incluant deux chapitres, le premier chapitre aborde les notions générales liées à l'invasion biologique, en mettant particulièrement l'accent sur l'espèce d'ailante et les effets allélochimiques, Quant au deuxième chapitre, il se focalise sur les caractéristiques du site d'étude.

La deuxième partie de l'étude est dédiée à la présentation du travail expérimental et est également subdivisée en deux chapitres. Le troisième chapitre expose en détail les expérimentations menées ainsi que la méthodologie adoptée tant sur le terrain qu'au laboratoire. Les résultats obtenus et leurs interprétations seront discutés dans le quatrième chapitre.

Chapitre1- Analyse bibliographique

Introduction	5
1. Aperçu historique sur les invasions biologiques	5
1.1 Qu'est-ce qu'une espèce exotique envahissante ?.....	6
1.2. Les critères des espèces invasives	6
1.3 Caractéristiques d'une espèce exotique envahissante	7
1.4 Mécanismes de l'invasion biologique.....	7
1.5 Impacts des invasions biologiques	9
2. Généralités sur l'ailante	10
2.1 Origine et historique	10
2.2. Aire de répartition	11
2.3. Caractéristiques botaniques	12
2.4. Propagation et mode de dissémination	15
2.5. Habitat et exigences écologiques	17
2.6. Utilisations de l'ailante	17
2.7. Impacts de l'ailante	18
2.8. Comment contrôler l'ailante ?.....	19
3. Généralités sur l'activité allélopathique	21
3-1-Définition de l'allélopathie	21
3.2. Les substances allelopathiques ou allelochimiques	22
3.3. L'allelopathie et l'arbre d'ailante.....	23
Conclusion	24

Analyse bibliographique

Introduction :

Ce chapitre est consacré au cadre théorique et à la définition des concepts de base liés à notre recherche. Trois sections composent l'essentiel de ce chapitre. La première section offre une perspective globale sur l'invasion biologique. À cet effet, on va examiner le contexte des invasions biologiques et les espèces exotiques envahissantes.

La deuxième section va concentrer sur une description approfondie de l'espèce d'ailante en tant qu'exemple d'espèce envahissante, ses caractéristiques botaniques, ses exigences de croissance, sa propagation, ses impacts à différents niveaux, ainsi que des méthodes de contrôle et de gestion associées. De plus, en considérant l'ailante comme ayant des propriétés allélochimiques, la troisième section va aborder la compréhension de l'allélopathie, des substances et de l'activité allopathique.

1. Aperçu historique sur les invasions biologiques

Depuis longtemps, les déplacements humains ont été accompagnés d'introduction, volontaire ou fortuite des espèces. Plus récemment, le développement des voies de navigation, aériennes et terrestres, a favorisé un flux croissant de personnes et de marchandises entre les pays et les continents. Des espèces exotiques sont importées à des fins commerciales ou comme espèces d'ornement. Elles peuvent également être introduites de manière involontaire. La reproduction et l'expansion de certaines de ces espèces en dehors de leurs aires de répartition naturelles peuvent engendrer de nombreux impacts, et notamment des impacts sur le milieu naturel. Les espèces exotiques envahissantes sont d'ailleurs considérées comme l'une des principales causes de l'érosion de la biodiversité mondiale (UICN, 2015). Les espèces exotiques envahissantes constituent la deuxième menace pour la biodiversité dont les impacts sur les habitats et les espèces indigènes sont graves et souvent irréversibles (Cléroux, 2013).

«Le coût économique des plantes introduites envahissantes est énorme. Elles sont également dommageables pour l'environnement car elles changent la diversité, la structure et le fonctionnement d'un écosystème. Leurs répercussions négatives touchent aussi notre société, provoquant des problèmes de santé chez les êtres humains et les empêchant de profiter pleinement des aires naturelles.» (Agence canadienne d'inspection des aliments 2008).

En effet, en raison de leurs caractéristiques (capacité de reproduction élevée, résistance aux maladies, croissance rapide, faculté d'adaptation...) les espèces invasives peuvent avoir des conséquences catastrophiques sur les espèces locales (Guerder, 2011).

Bien qu'il existe plusieurs définitions des espèces envahissantes, elles sont toujours basées sur quatre critères principaux : l'origine de l'espèce, la capacité de l'espèce à se reproduire en milieu naturel, la dispersion géographique de l'espèce et son impact environnemental (Anonyme, 2012).

1.1 Qu'est-ce qu'une espèce exotique envahissante ?

L'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature) définit une espèce invasive comme « une espèce exotique dont l'introduction, l'installation et la propagation menacent les écosystèmes, les habitats ou les espèces indigènes avec des conséquences environnementales et/ou économiques et/ou sanitaires négatives » (IUCN 2000).

On l'appelle également espèce exotique envahissante, est une espèce exotique (allochtone, non indigène) dont l'introduction par l'homme (volontaire ou fortuite), l'implantation et la propagation menacent les écosystèmes, les habitats ou les espèces indigènes avec des conséquences écologiques et/ou économiques et/ou sanitaires négatives (Soubeyran, 2008).

Selon Richardson et al. (2000), une espèce invasive est une espèce exotique qui, ayant franchi les barrières successives qui limitaient sa reproduction, sa naturalisation et sa dispersion, connaît une phase importante d'expansion dans sa nouvelle aire d'introduction.

1.2. Les critères des espèces invasives

D'après (Mathys et al, 2012) les scientifiques ont défini les plantes invasives selon des critères précis. Une espèce végétale est dite invasive si elle réalise trois conditions :

- C'est une espèce introduite, intentionnellement ou non, dans un territoire qui se situe hors de son aire de répartition naturelle
- Une espèce qui se multiplie sur ce territoire, sans intervention de l'homme, et y forme une population pérenne.
- C'est une espèce qui constitue un agent de perturbation des activités humaines ou nuit à la diversité biologique. Une espèce invasive est donc une espèce introduite, envahissante et perturbatrice.

Les espèces qui répondent à tous ces critères peuvent être qualifiées d'invasives.

1.3 Caractéristiques d'une espèce exotique envahissante

D'après (UICN, 2015), certaines espèces exotiques envahissantes semblent avoir des traits biologiques communs :

- Une capacité de reproduction ou de multiplication importante ;
- Un développement rapide les rendant très compétitives par rapport aux autres espèces ;
- Une capacité d'adaptation forte et une résistance importante aux perturbations ;
- Une absence ou un nombre restreint de prédateurs naturels.

1.4 Mécanismes de l'invasion biologique

Il est aussi possible de définir une invasion biologique en se basant sur la chronologie des événements successifs conduisant à sa réalisation, et on pourra ainsi dire qu'une espèce est envahissante si elle réussit à passer toutes les étapes. La grande majorité des espèces introduites ne deviennent pas envahissantes. Toutes ces étapes successives visibles sur la (Figure 1.1) agissent comme des filtres sélectifs ; l'ordre de grandeur est qu'en moyenne, sur 1000 espèces importées, 100 peuvent être considérées comme introduites, 10 s'installent et perdurent de façon pérenne et une seule sera éventuellement assez compétitive pour devenir envahissante et perturber les écosystèmes concernés (figure 1. 2) (Williamson, 1996). La plupart des autres espèces ne seront jamais naturalisées, ou bien seront capables de se maintenir mais sans avoir d'impact sur les écosystèmes, elles seront alors dites exotiques (Blackburn et al, 2011).

Ces mécanismes ont été regroupés dans un modèle conceptuel proposé par Planty-Tabacchi (1993) qui distingue 4 phases principales :

a) L'introduction

Les vecteurs d'introduction depuis la patrie d'origine vers la patrie d'accueil, ou vecteurs de migration, sont sous influence anthropique directe (consciente ou non). La patrie d'origine définit une grande partie du potentiel d'adaptation d'une espèce vis-à-vis de sa patrie d'accueil.

b) La colonisation

La colonisation d'un système dit naturel par une étrangère peut se faire directement (l'homme est directement impliqué.) ou par le biais d'un vecteur secondaire de migration: l'espèce est introduite dans un milieu anthropisé puis colonise le milieu dit naturel.

c) **Le développement :**

L'installation d'une espèce dans une communauté naturelle découle des conditions abiotiques ambiantes et des propriétés intrinsèques à l'espèce ainsi que de la « capacité d'accueil » de la communauté « contaminée ». Deux cas de figure peuvent alors se produire : soit l'élimination souvent rapide de l'espèce étrangère en cas de conditions environnementales hostiles, d'une compétition importante ou d'une pression de prédation élevée, soit l'intégration lorsque l'espèce étrangère est nettement avantagée du point de vue compétitif (absence de prédateur et de parasite par exemple). On peut alors parler d'invasion au sens strict du terme. Le développement peut s'accompagner d'un réajustement génétique.

d) **L'extension**

L'espèce envahissante est capable d'occuper d'autres communautés et migre même vers d'autres types d'écosystèmes.

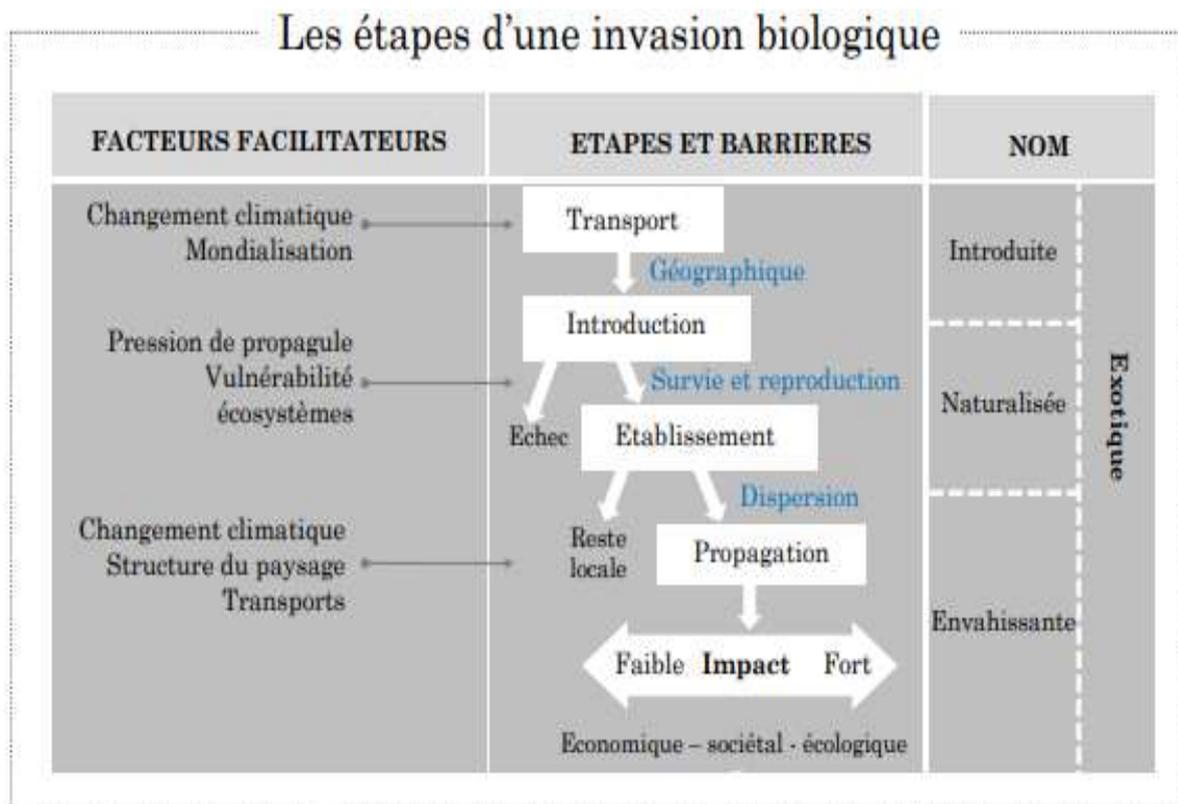


Figure 1.1 -étapes conduisant à une invasion biologique, filtres et barrières successifs, terminologie des états de l'espèce et exemples de facteurs des changements globaux pouvant interagir avec et faciliter le passage de certaines barrières. Figure adaptée à partir de (Blackburn et al., 2011).

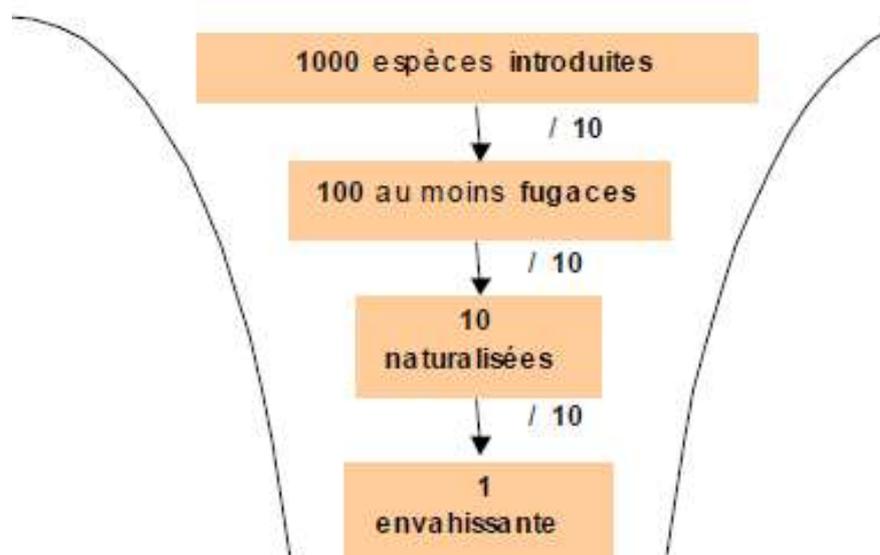


Figure 1.2 -La règle des 3X10 d'après Williamson1996.

1.5 Impacts des invasions biologiques

Les préjudices causés par les invasions sont habituellement classés en trois ordres, selon qu'ils sont économiques, sanitaires ou environnementaux. Ces impacts ne sont pas exclusifs et des espèces particulièrement proliférantes peuvent à la fois poser problème vis-à-vis des activités humaines et de l'environnement (Maurel, 2010).

a) Impacts économiques

Selon (Poggi, 2013) Les espèces exotiques envahissantes peuvent potentiellement diminuer les rendements de l'agriculture, de la sylviculture ou de la pêche. La plupart d'entre elles altèrent également la valeur esthétique des paysages à cause de l'uniformisation des habitats et de la dégradation des sols, pouvant alors engendrer une réduction de l'attractivité touristique du site considéré. Dans le cadre sanitaire, les coûts financiers médicaux ou pharmaceutiques sont tout aussi considérables. D'autre part, les organismes qui répandent des maladies continuent à tuer ou à handicaper des millions de personnes par an, avec des implications sociales et économiques lourdes. Les espèces envahissantes sont aussi capables d'endommager les infrastructures telles les chaussées, les vestiges ou les murs avec leur système racinaire ou par le biais de leur comportement. D'autres perturbent aussi les systèmes d'irrigation ou les barrages, occasionnant des pertes économiques. L'ensemble des mesures de gestion des espèces envahissantes et de restauration des milieux envahis entraîne un coût financier, coût d'autant plus important que ces espèces sont abondantes. Dans l'Union européenne, ces coûts sont estimés à 12 milliards d'euros par an.

b) Impacts sanitaires

Souvent transportés de manière tout à fait accidentelle, certains organismes exotiques indésirables sont d'importants vecteurs de maladies et provoquent l'émergence de nouvelles pathologies. Certaines plantes invasives comme l'ambroisie, la berce du Caucase et le faux vernis du Japon sont en outre responsables du développement de fortes réactions allergiques et inflammatoires (Branquart, 2010).

c) Impacts environnementaux

Les impacts écologiques des invasions biologiques s'exercent à différentes échelles depuis le niveau génétique (hybridation avec des espèces indigènes) jusqu'à celui des écosystèmes (modification de leur fonctionnement). L'un des moyens pour appréhender cet impact est la densité des populations. Le facteur densité permet de sous-entendre qu'une espèce formant des populations denses dans un habitat a un impact sur l'abondance des populations et la diversité spécifique de la communauté végétale envahie (Wegnez, 2018).

2. Généralités sur l'ailante**2.1 Origine et historique**

Ailanthus altissima (Mill.) Swingle est originaire du sud de la Chine (figure 1.3). Introduit en Europe au XVIII^e siècle par Pierre d'Incarville qui expédia en France des graines entre 1743 et 1757, il est potentiellement arrivé dès 1751 à Paris, où il pourrait avoir été semé par Bernard de Jussieu, ou plus tardivement en 1771 depuis l'Angleterre. Largement cultivé, il s'acclimate rapidement dans presque toute l'Europe. Il est également présent sur le continent américain, en Australie et en Afrique (Collin et al., 2009).



Figure1.3 -Espèce d'ailante (*Ailanthus altissima* (Mill.) swingle).

Le nom du genre *Ailanthus* provient du mot « aylanto », le nom d'un arbre (*Ailanthus integrifolia*) originaire des îles Moluques dans le Sud- Est asiatique et signifiant « arbre du paradis » repris d'ailleurs par sa dénomination en anglais, «tree of heaven » (Gauvrit et al, 2003).

a) 1 Identité :

- Nom scientifique : *Ailanthus altissima* (Miller) Swingle
- Nom vernaculaire : ailante, Faux vernis du Japon
- Type biologique : Phanerophyte
- Famille : Simaroubaceae (Manche., 2007).

b) Autres noms communs

- Ailante glanduleux
- Faux Vernis du Japon
- Vernis de Chine.

2.2. Aire de répartition

Ailanthus altissima Mill. Swingle (Simaroubaceae; arbre du ciel) a été introduite sur tous les continents à l'exception de l'Antarctique. Certaines études ont ajouté le nord du Vietnam à l'aire de répartition de l'espèce (Kowarik et Säumel, 2007), mais la plupart des publications et des bases de données en ligne délimitent la gamme indigène en Chine (voir Miller, 1990;Knapp et Canham, 2000; Ding et al., 2006). L'espèce a été largement déplacée le monde et est maintenant introduit dans au moins 51 pays (figure 1.4). *Ailanthus altissima* est une espèce envahissante très largement répandue en Europe (25 pays et 54% de l'aire de répartition totale introduite). Viennent ensuite l'Asie (y compris Israël, la Turquie, l'Arménie et la Palestine au Moyen-Orient) avec 13 pays. Cette espèce est inscrite en tant qu'espèce introduite dans six pays africains (Afrique du Sud, Lesotho, Algérie, Tunisie, Maroc et Libye), dans deux pays d'Amérique du Sud (Chili et Argentine) et en Australie et en Nouvelle-Zélande. L'espèce a été introduite dans trois pays d'Amérique centrale et du nord: le Canada, le Mexique et les États-Unis.

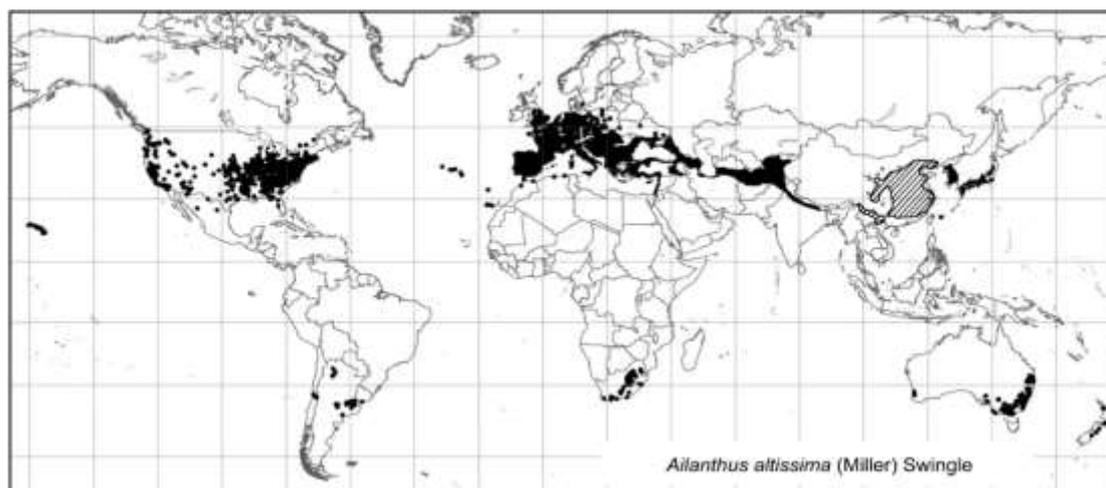


Figure 1.4 –Aire de répartition de l'*Ailanthus altissima*, avec une différenciation de l'aire d'origine chinoise (hachurée; y compris d'éventuelles expansions précoces de l'aire de répartition en Chine), et de la distribution mondiale secondaire (noir) résultant de l'expansion de l'aire depuis l'introduction d'*Ailanthus* en Europe dans les Années 1740 (Kowarik et Säumel, 2007).

2.3. Caractéristiques botaniques

L'ailante glanduleux (*Ailanthus altissima* (Miller) Swingle), une espèce arborescente à feuilles caduques de la famille des Simaroubacées, c'est un arbre dioïque pouvant atteindre 30 m de haut (Mouillefert, 1892) (figure 1.5).



Figure 1.5 Forme de l'arbre de l'ailante.

a) Feuille

Les feuilles sont alternées, de 45 à 60 cm, imparipennées, composées de 6 à 12 paires de folioles lancéolées de 7 à 12 cm chacune (figure1.6). Folioles dont la base est tronquée, munies de 1 à 4 dents se terminant par une glande noire mellifère terminées par une glande noire mellifère, d'où son ancien nom *Ailanthus glandulosa* (ailante glanduleux). Face supérieure vert-foncé, face inférieure plus claire, pubescente et glanduleuse (Costa, 2005).



Figure 1.6 -Les feuilles d'ailante et détail des glandes situées sur la face inférieure des dents d'une foliole de feuille.

b) Ecorce et tige

La tige est droite et l'écorce est lisse de couleur gris-brun, parfois avec de pâles rayures (figure1.7).



Figure1.7 -Le tronc et l'écorce de l'ailante.

c) Fleurs

Les fleurs sont regroupées en inflorescences terminales de 10 à 20 cm de long, de forme pyramidale (figure1.8). Fleurs de petite taille (diamètre de 5 à 7 mm), de couleur jaune-verdâtre. Individus mâles et femelles distincts (plante dioïque). Les fleurs des pieds mâles sont 3 à 4 fois plus abondantes et ont une odeur déplaisante. Floraison de juin à juillet (Anonyme, 2003).



Figure 1.8 -Les fleurs d'ailante.

d) Fruits

Ils sont des samares torsadées et ailées de 3 à 4 cm de long, rougeâtres, contenant 1 graine en leur centre, ils mûrissent en août-septembre, jusqu'à un million de graines par arbre (figure1.9), dispersion par le vent et l'eau d'octobre au printemps suivant (Wunder et al, 2014).



Figure1.9 -Graines ailées de l'ailante.

2.4. Propagation et mode de dissémination

La formation des peuplements d'ailante est basée sur une double stratégie de reproduction :

a) Reproduction sexuée

Les fleurs apparaissent au printemps. La forte odeur émise par les nombreuses fleurs attire les abeilles, les coléoptères et autres insectes qui les pollinisent. Ces dernières peuvent aussi être pollinisées par le vent. Il est capable de produire des graines viables dès l'âge de 3 à 5 ans La durée de vie des graines d'ailante dans la nature ne semble pas importante, de l'ordre d'un an et de 3 à 5 ans en conditions contrôlées. La germination nécessite une température supérieure à 15 °C et le taux de germination peut être élevé dans certains cas (jusqu'à 98 %). Il est favorisé par un fort niveau d'éclairement (Kowarik et Säumel, 2007). Les nombreuses graines produites (300 000 graines par arbre et par an) sont ensuite disséminées et germent facilement une fois arrivées sur le sol (Anonyme, 2003). Elles peuvent parfois être transportées par l'eau lorsqu'elles colonisent des habitats humides (Anonyme, 2012).

La samare possède une extrémité plus ou moins torsadée qui influence la trajectoire suivie lors de sa chute. Le parcours suivi peut être presque vertical, hélicoïdal, en spirale ou en pente douce rectiligne lorsque l'extrémité du fruit n'est pas torsadée. C'est dans ce dernier cas que la distance de dissémination est la plus grande (jusqu'à 70m). Mais lors de tempêtes ou en présence de sols lisses tels qu'en ville, la distance de dissémination peut atteindre plusieurs centaines de mètres. L'hydrochorie ou la zoochorie sont aussi des modes de dissémination pour l'ailante (Collin et Dumas, 2009).

b) Reproduction asexuée

La plante présente une capacité de reproduction végétative à partir des racines (figure 1.10). Chaque fragment de racine peut donner naissance à un nouvel individu. Ces nombreux drageons et rejets de souche sont produits en quantité notamment quand la plante est stressée (taille, blessure, coupe...) et lui permettent de conquérir de nouveaux territoires. Ils peuvent en effet apparaître jusqu'à 15 m du pied mère. Cet arbre a une grande vitesse de croissance (jusqu'à 1,5 m par saison) et forme un tapis racinaire dense (Manche, 2007).

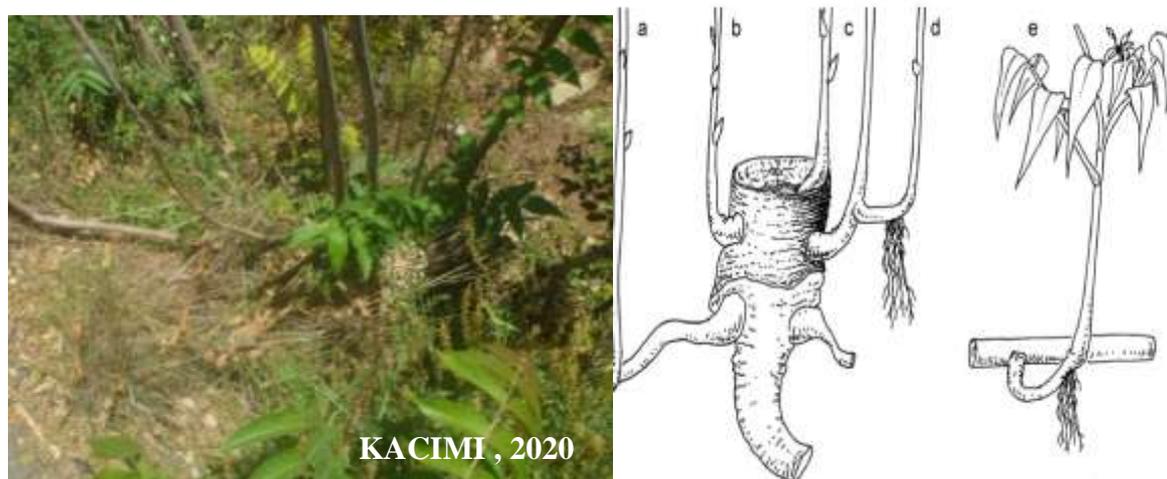


Figure 1.10 - reproduction végétative chez *Ailanthus altissima* à partir de (a) racines, (b) bourgeons adventifs, (c) bourgeons adventifs sur une section coupée, (d) bourgeons axillaires de cataphylles présent à la base des nouvelles pousses, et (e) à partir de fragments de tige (Bory et al., 1980).

2.5. Habitat et exigences écologiques

L'ailante c'est une espèce peu exigeante, elle a la capacité de croître dans des sols pauvres et sous des conditions stressantes de l'environnement, dans des situations sèches. Elle préfère toutefois les sols acides aux sols calcaires et est capable de croître sur des sols à faible teneur en phosphore, sur des sols argileux lourds avec peu de nutriments et d'oxygène (Anonyme, 2012).

Selon (Collin et Dumas, 2009), cet arbre se rencontre fréquemment sur des sols plutôt secs de l'étage collinéen, mais il trouve toutefois son optimum de développement sur des sols plutôt riches en bases et en azote avec un pH neutre à légèrement acide (Rameau et al., 1989). Il se rencontre :

- Soit en milieux naturels tels que les ripisylves, trouées forestières, forêts claires et sèches (garrigues) et les pelouses,
- Soit en milieu anthropisé tels que friches industrielles, terrains vagues, etc., d'où elle peut ensuite se propager dans les milieux naturels environnants.

2.6. Utilisations de l'ailante

L'ailante est aussi utilisé pour son bois, ses propriétés médicinales et comme plante hôte pour nourrir les chenilles du Bombyx de l'ailante *Samia cynthia*, un papillon qui produit une sorte de soie plus résistante et moins chère que la vraie soie mais avec une brillance et une texture inférieures. Ce type de soie est connu sous divers noms : « soie pongée », « soie tussah » ou « soie de Shantung » (Anonyme, 2012).

L'ailante fut en outre planté pour fournir de l'ombre dans les carrières de pierre (par exemple dans la région de Biasca, au Tessin) ou comme protection contre l'érosion et le vent (par exemple en Autriche orientale). De plus, il est très apprécié des apiculteurs car le miel qu'en tirent les abeilles est aujourd'hui considéré comme une spécialité en Europe. Il tient également une place importante dans la médecine chinoise traditionnelle, par exemple pour le traitement de l'asthme, de l'épilepsie et des maladies de l'œil. La recherche pharmacologique teste actuellement son efficacité contre le paludisme, le cancer et le VIH. De par sa densité, le bois de l'ailante est d'une qualité presque égale à celle du frêne. Il est utilisé comme bois d'œuvre et bois-énergie, surtout en Chine (Wunder et al, 2014).

2.7. Impacts de l'ailante

Les ailantes sont des arbres à croissance rapide formant des peuplements monospécifiques denses qui ont un effet sur :

a) Sur l'économie et les activités humaines

L'ailante glanduleux peut nuire aux activités liées à la sylviculture en freinant, voir en empêchant, la régénération naturelle des ligneux. Il tend en effet à former des peuplements denses, en particulier au niveau de la strate inférieure des peuplements forestiers et en lisière. La plante peut dégrader les infrastructures publiques grâce à sa capacité à germer et à se développer dans les interstices des chaussées et des trottoirs. De même, son expansion sur les réseaux et les dépendances ferroviaires peut entraîner des coûts de gestion non négligeables (Levy et al., 2015).

b) Sur la santé humaine

Le pollen d'ailante peut déclencher des allergies notamment par des réactions croisées avec d'autres types de pollens. Le contact avec la sève, l'écorce ou les feuilles peut provoquer des dermatoses allergiques (réaction cutanée à l'ailantine) lors de l'élagage ou de la coupe de l'arbre. Une exposition longue à la sève peut produire une myocardite due à la présence de certaines protéines végétales (Anonyme, 2012).

c) Sur l'écosystème

L'arbre rentre en compétition avec les espèces indigènes vis-à-vis de en lumière et l'espace, il croit extrêmement vite, les nombreux rejets qui apparaissent gagnent de l'espace et forment des peuplements denses assurant un fort taux de recouvrement Il produits en parallèle des substances toxiques qui s'accumulent dans le sol et inhibent le développement d'autres espèces. En conséquence, les espèces indigènes sont inhibées dans leur croissance, voire éliminées. Ces toxines sont tellement efficaces qu'elles sont actuellement testées pour produire un herbicide naturel (Costa, 2005).

L'ailante libère de l'ailanthone et d'autres toxines dans le sol, responsables d'une dégradation rapide de la microflore du sol et inhibant le développement d'autres espèces. Son système racinaire contribue à la quasi-mono-spécificité des peuplements, du fait de son pouvoir concurrentiel (Lisan, 2014).

2.8 Comment contrôler l'ailante ?

Une intervention rapide permet de restreindre les moyens mis en place pour contrôler l'ailante glanduleux : plus un foyer de colonisation est traité rapidement, moins il faudra mobiliser de ressources pour le gérer. Il est important d'éliminer la totalité de la plante, car chaque fragment de racine peut redonner naissance à un nouvel individu.

Lorsque les individus sont stressés (taille, coupe, blessure...), ceux-ci rejettent vigoureusement à partir de la souche.

Étant donné son potentiel de propagation et sa forte multiplication végétative, l'ailante est difficile à contrôler. Pour la gestion sylvicole de l'espèce, une synthèse des méthodes de contrôle a été publiée aux États-Unis où l'espèce pose de nombreux problèmes (Knüsel et al, 2020).

a) Précautions

L'écorce et les feuilles pouvant provoquer des irritations allergiques, il est préférable que les manipulations de l'ailante glanduleux se fassent avec des gants.

Tous les débris végétaux d'ailante devront être brûlés et non compostés et encore moins laissés simplement en l'état, de façon à ne pas favoriser la dissémination des graines ou la reproduction végétative à partir de fragments de racines.

b) Méthodes physiques

▪ Arrachage

Les germinations de l'année et les jeunes individus peuvent être facilement arrachés après une période de pluie, de préférence fin juin. Attention à bien prélever la plupart du système racinaire pour éviter la repousse. Il faut intervenir si possible avant le développement des racines latérales.

▪ Coupe et débroussaillage

Ce type d'action est un élément important et souvent un premier pas dans une stratégie globale de lutte contre l'ailante. La coupe est par contre très peu efficace voire contre-productive si elle est réalisée sans suivi : les repousses nombreuses qui apparaîtront alors entraîneront une situation pire que la précédente. En effet, le couvert risque d'être plus dense et la libération de molécules allélopathiques plus intense.

- **Cerclage**

Il s'agit de détruire l'écorce et les tissus du cambium tout autour de la tige. La période la plus favorable est la fin du printemps, lorsque la plante a puisé dans ses réserves pour élaborer son feuillage et avant qu'elle n'en ait photosynthétisé de nouvelles. Certaines espèces, dont l'ailante, produisent cependant un certain nombre de rejets juste en dessous du cerclage, il convient alors d'accompagner le cerclage d'un traitement à l'herbicide. La technique semble plus efficace sur les arbres âgés. Il est indispensable d'agir à la base du tronc, dans la région du collet qui possède un grand pouvoir organogène.

- **Feu**

Il est possible de brûler à l'aide d'un engin adapté la base des troncs de jeunes individus. Néanmoins des repousses sont régulièrement observées après coup et plusieurs passages sont nécessaires là aussi. La technique du brûlis à l'échelle de la parcelle n'est pas du tout souhaitable. L'appareil racinaire étant à l'abri du feu, il est probable que de très nombreuses repousses seraient produites après une telle action. En outre, le risque pour la biodiversité en milieu sensible fait que cette technique n'est pas recommandable

c) Méthodes biologiques

- **Pâturage :**

Il est surtout efficace sur les jeunes individus mais l'appétence de l'ailante n'est pas bonne en raison notamment des nombreux composés amers que l'on rencontre dans l'écorce et les feuilles. Le pâturage ne semble donc pas une mesure de gestion appropriée au contrôle de l'espèce, même si des exemples d'abrouissement s'observent localement, notamment en période de sécheresse.

- **Lutte biologique :**

La consommation par les animaux sauvages et encore largement inconnue, seuls quelques insectes mangent les feuilles et les tiges de l'ailante ; leur utilisation à des fins de lutte biologique n'est pour l'instant pas envisageable dans la mesure où aucune expérience n'a été réalisée. Il est d'ailleurs probable que des animaux introduits pour lutter contre l'ailante préfèrent consommer d'autres espèces plus appétantes. L'ailante semble également bien résister à des maladies cryptogamiques (Heisey, 1997).

- **Compétition :**

Les caractéristiques physiologiques de l'ailante et en particulier sa vitesse de croissance font qu'il n'est pas envisageable de compter sur son élimination par une compétition avec d'autres

espèces autochtones. Celles-ci pourront toutefois réduire efficacement sa croissance et tout traitement devrait avoir pour objectif d'épargner autant que possible les espèces voisines.

d) Méthodes chimiques (herbicides)

L'avantage de ces méthodes est qu'elles vont atteindre les racines, pour peu que l'on utilise un herbicide systémique (Burch et Zedaker, 2003 ; Gover et al., 2004 ; Dumas et Gama, 1998). La meilleure époque de traitement est la pleine période de croissance, lorsque les feuilles sont totalement étalées et qu'elles synthétisent de nombreux composés qui sont entreposés dans les racines. Cette période s'étale de mi-juin à mi-août. Les différents herbicides susceptibles d'être utilisés ont comme substances actives le glyphosate, le sulfosate ou le triclopyr (Gama et al, 2006).

3. Généralités sur l'activité allélopathique

3-1-Définition de l'allélopathie

L'allélopathie se définit comme « tout effet direct ou indirect, positif ou négatif, d'une plante (micro-organismes inclus) sur une autre par le biais des composés biochimiques libérés dans l'environnement (atmosphère et sol) » (Rice, 1984).

Le terme allélopathie a été présenté pour la première fois par Molisch en 1937. Ce terme est dérivé du mot grec «allelo» les uns des autres et de «patheia» de souffrir et indique l'effet préjudiciable de l'une sur l'autre, c'est à dire l'inhibition de la croissance d'une plante par une autre grâce à la production et la libération de substances chimiques toxiques dans l'environnement (Heisey, 1997).

En 1996, la société internationale d'allélopathie (The International Allelopathy Society, IAS) définit l'allelopathie comme suit: « Tout processus impliquant des métabolites secondaires produits par les plantes, micro-organismes, virus et champignons qui ont une incidence sur la croissance et le développement de l'agriculture et les systèmes biologiques (à l'exclusion des animaux), y compris les effets positifs et négatifs » (Torres et al., 1996).

3.2. Les substances allelopathiques ou allelochimiques

a) Allélopathie et compétition

Les substances chimiques synthétisés par les plantes allélopathiques qui exercent des influences sur d'autres plantes sont appelées allélochimiques (Corcuera, 1993 ; Niemeyer, 1988). Les allélochimiques sont libérés dans l'environnement par l'exsudation racinaire, la lixiviation par la surface des différentes parties, la volatilisation et/ou par la décomposition des matières végétales (Rice, 1984).

L'exposition des plantes sensibles aux allélochimiques peut affecter leur germination, leur croissance et leur développement. En effet, la germination des graines est alors retardée ou le développement des plantes est inhibé. Les variations morphologiques sont observées le plus souvent aux premiers stades de développement : des effets sur l'allongement de la tigelle et de la radicule (coléoptile et coléorhize des poacées). Ces variations peuvent être observées aux stade post-levée sur le développement des pousses et des racines (Kruse et al., 2000).

c) Les allélochimiques dans les différents organes de la plantes

Les allélochimiques sont généralement sécrétées par les racines. Cependant, ils sont également présents en quantités variables dans les tiges, les feuilles et les fruits (Bubel, 1988). Tous les principaux organes de la plante ont le potentiel de stocker les composés alléchimiques. En tant que métabolites secondaires, les allélochimiques ne sont pas répartis dans tous les organes de la plante. Ils sont typiquement produits dans un organe, tissu ou type cellulaire spécifique à des stades particuliers du développement. Par exemple durant le développement de la fleur, du fruit, de la graine ou de la plantule). Les composés allélopathiques sont produits à différents endroits de la cellule et emmagasinés surtout dans les vacuoles. Ils sont souvent synthétisés dans une partie de la plante et stockés dans une autre. En outre leur concentration dans la plante varie souvent dans des grandes proportions au cours d'une période de 24 heures (Raven et al., 2003).

Dans les interactions plantes-plantes, les substances allélochimiques ou chimio-allélopathiques sont généralement inhibiteurs de la croissance des racines, des tiges, des feuilles et de la croissance globale de la plante. Plusieurs composés sont des inhibiteurs de la germination.

Toutefois, l'allélopathie ne se manifeste que lorsque la quantité critique des composés allélochimiques atteint la plante ou la graine cible. Ainsi, l'effet allélopathique des différents organes des plantes agressives peut être différent selon les espèces végétales (Friedman, 1995).

d) Voies de libération des composés allélopathiques

Tous les organes végétaux contiennent des quantités variables de substances potentiellement allélopathiques qui sont libérées dans l'environnement par des voies diverses, actives ou passives ; volatilisation, exsudation racinaire, lessivage ou décomposition des résidus végétaux incluant les racines. On appelle exsudats racinaires toutes les substances organiques solubles et insolubles libérées dans le sol par les racines saines ou lésées. L'exsudation racinaire présente un intérêt particulier pour les phénomènes allélopathiques parce qu'il s'agit d'une voie de libération directe des toxines dans la rhizosphère, pouvant ainsi potentiellement influencer la composition de la flore microbienne (Bertin et al., 2003). Le lessivage de tissus végétaux, principalement des feuilles, par la pluie, le brouillard ou la neige conduit à la dissolution et au transport des constituants solubles vers le sol.

3. 3. L'allelopathie et l'arbre d'ailante

L'allélopathie explique en partie le caractère invasif de certaines espèces, et la gestion des mauvaises herbes peut se faire au moyen de ces espèces allélopathiques. L'effet néfaste des résidus des herbicides sur l'environnement et l'apparition des mauvaises herbes résistantes ont élargi la demande pour les cultures biologiques. Ceci exige des systèmes agricoles alternatifs qui sont moins dépendants des pesticides ou basés sur des composés naturels (Singh et al., 2003), en permettant la stimulation ou l'inhibition sélective de la germination et de la croissance des plantes intéressantes pour l'homme. Parmi les arbres allélopathiques, l'ailanthe (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swing.). Cet arbre contient un ou plusieurs composés phytotoxiques dans les racines et les feuilles. L'ailanthone est la toxine majeure qui a été isolée et identifiée à partir de ces différentes parties en 1960 par Gasinovi et al. (1964). Heisey (1999) a testé l'ailanthone sur champ pour sa capacité à contrôler les mauvaises herbes dans les cultures légumières, il a démontré que ce composé réduit la population de mauvaises herbes quelques semaines après l'application mais l'activité herbicide a été de courte durée.

Conclusion

Ce chapitre se distingue par la richesse d'informations qui nous a permis d'élargir notre champ de connaissances et de clarifier notre compréhension des problèmes liés aux espèces envahissantes. Il aborde les caractéristiques de ces espèces, ainsi que leur mode de propagation. De plus, une description approfondie de la plante ailante a été fournie.

Grâce à cette section théorique, nous avons pu appréhender ses propriétés écologiques, le considérant comme peu exigeant et capable de coexister avec divers environnements. Nous avons également acquis une compréhension des diverses méthodes de reproduction qui lui permettent de coloniser différents endroits, tout en identifiant ses effets néfastes à plusieurs niveaux. D'autre part, cette plante est réputée être l'une des espèces envahissantes difficiles à maîtriser, selon notre perspective dans ce contexte.

Chapitre 2 - Cadre d'étude, le Parc National de Chr ea

Introduction	26
1. Généralités sur le massif forestier de Chr�ea	26
1.1. Localisation géographique	26
1.2. Relief	27
1.3 Géologie	27
1.4. Pédologie	27
2. Caractéristiques climatiques de la zone d'étude	28
2.1. Les précipitations	28
2.2. Les températures	29
3. Synthèse climatique	31
3.1. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussens	31
3.2. Le climagramme d'Emberger	31
4. Couvert végétal du parc national de Chr�ea	32
4.1 Etagement de la végétation	33
5. Richesse faunistique	34
Conclusion	34

Le Parc National de Chr ea

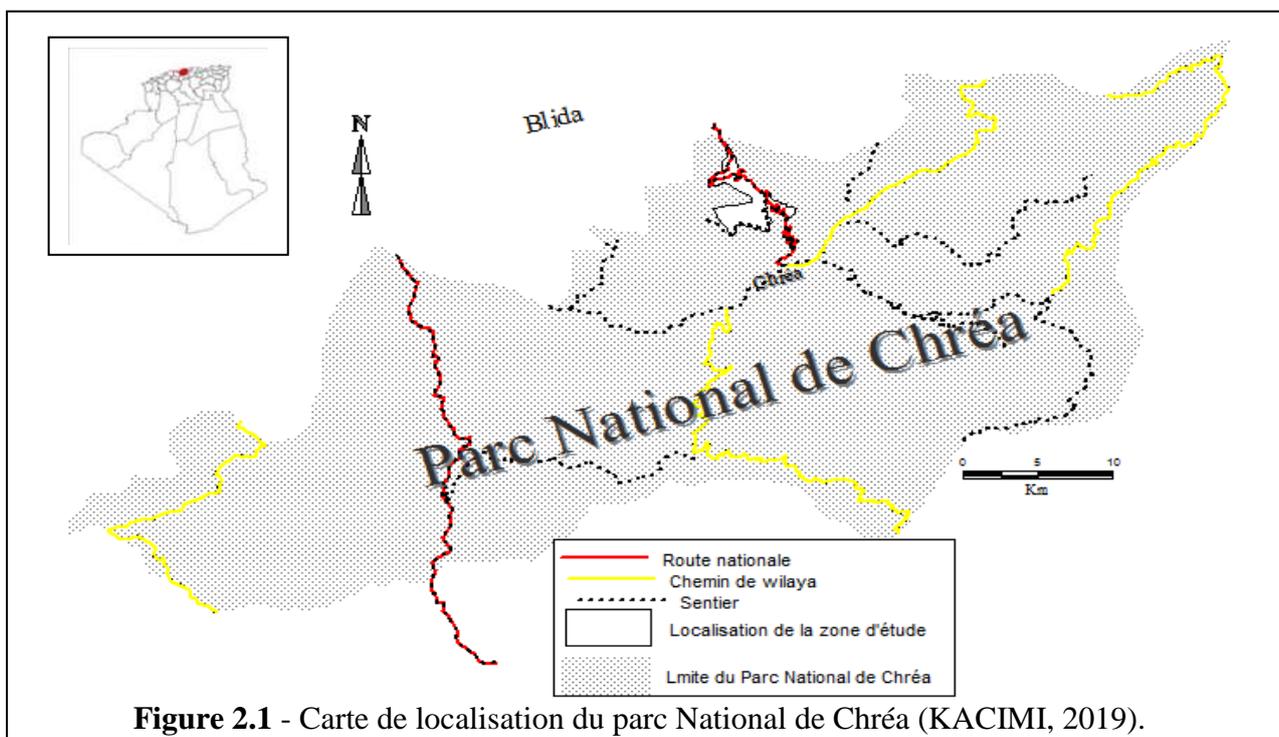
Introduction

Le Parc National de Chr ea (PNC) constitue le cadre physique et biotique de notre r egion d' etude et pour lequel nous allons pr esenter dans ce chapitre les principaux  el ements qui le caract erisent, et qui ont une grande importance dans l' etude de la v eg etation, tels que l'hydrographie, la p edologie, la g eologie, et surtout le climat (temp erature, pluviom etrie, etc.), qui exerce une influence directe sur le d eveloppement et la croissance de la v eg etation.

1. G en eralit es sur le massif forestier de Chr ea

1.1. Localisation g eographique

La r eserve du Parc National de Chr ea repose sur les montagnes de Mouzaia (figure 2.1), de Guerroum ene et Feroukha, traversées par l'Oued Chiffa de direction Sud-Nord. Elle s' etend sur les flancs Nord et Sud de l'Atlas Blideen d'orientation S.O/N.E, entre les latitudes Nord $36^{\circ} 19'/36^{\circ}30'$ et les longitudes Est $2^{\circ}38'/3^{\circ}02'$. L'aire de ce massif forestier est de 26587 hectares et s' etire sur une longueur de 40 Kilom etres et une largeur variable de 7  a 14 kilom etres. Sa ligne de cr ete principale se localise entre 1400 et 1600 m etres d'altitude dont le point le plus  elev e culmine  a 1629 m d'altitude au pic de Sidi Abdelkader (Halimi ,1980).



1.2. Relief

Le Parc National de Chr ea est une r egion   aspect structural tr es accidentée (Meddour, 1994). Il regroupe le relief montagneux composée respectivement d'est en ouest des monts de Hammam Melouane, du massif de Chr ea et des monts de Mouzaia. Sa ligne de cr ete oscille entre 1400 et 1600 m d'altitude, sur une longueur d'environ 8km (Meddour, 2002). Il enregistre une d enivel ee tr es importante marqu ee par le point culminant   1627m   Koudiat Sidi-Abdel-Kader (Cr etes de Chr ea) et le point le plus bas 217 m (Chiffa) (Meddour, 2002 ;Yahi, 2007). L'orientation g en erale O.SO/E.NE entraine entre les deux versants principaux une dissym etrie tant climatique que phytoc enotique (Meddour, 2002).

1.3 G eologie

Le massif de Blida, sur lequel s'étend le Parc National de Chr ea, fait partie des zones externes de la chaîne alpine en Alg erie (Faurel, 1947 in Meddour, 2002). Il se situe au sud des massifs anciens kabyles et des massifs du Chenoua et de Bouzar eah dont il est s epar e par le synclinal plio-quaternaire de la Mitidja. Ce massif a  t e le th eatre de violents mouvements orog eniques datant de la derni ere partie du tertiaire, lui donnant surtout dans sa partie centrale un aspect tr es mouvementée. Il se compose presque enti erement de schistes d'âge cr etac e inf erieur sans fossiles, avec quelques affleurements de calcaires marneux (Faurel, 1947 in Meddour, 2002). Ces schistes se prolongent r eguli erement vers le sud sud-est sous des argiles variant entre 40 et 60% et forment la base sur laquelle se sont accumulées les d ep ots des terrains post erieurs: calcaires marneux, gr es, argiles sableuses et conglom erats.

1.4. P edologie

Selon Killian et Martin (1957) in Douaer et Selmane (1994), les sols du massif de Chr ea sont toujours tr es d ecalci es, m eme si la roche m ere est calcaire ; les pentes et les sommets pr esentent un sol maigre schisteux pr edominant avec un pH voisin de la neutralit e (6,2   7,2). Par contre, les sols des bas-fonds et des pentes douces sont plus épais, plus évoluées et riches en mati ere organique dans la zone Nord et Nord-Ouest.

Le r eseau hydrographique est tr es dense, formée d'une multitude de talwegs dont les principaux sont ceux de Oued Chiffa, Oued K ebir (Anonyme, 1984). Les sols sont caract eris es par divers endroits par des  l ements grossiers : cailloux et graviers de nature siliceuse tr es faible en proportion de calcaire, de phosphore, et de chlore, tr es perm eables, boueux en surface et durs apr es la s echeresse (Halimi, 1980). Par sa position g eographique, c' est un v eritable carrefour de nombreux int er ets naturels (Dahal, 2012).

2. Caractéristiques climatiques de la zone d'étude

L'Atlas Blidéen appartient au climat méditerranéen, « caractérisé par des pluies peu fréquentes, de courte durée et surtout par une longue sécheresse estivale » (Bidault et Debrach, 1948 in Djellouli, 1990).

- **Source des données climatiques**

Le choix s'est porté sur les données de l'A.N.R.H retenues pour les précipitations s'étendant sur une période de 40 ans (1967-2007) et de Halimi (1980) qui a fait une étude climatique exhaustive sur l'Atlas Blidéen.

2.1. Les précipitations

D'après HALIMI (1980), les précipitations sont la totalité de l'eau recueillie dans le pluviomètre quel que soit son origine. Le Parc National de Chréa est compris entre les isohyètes 760 et 1400 mm/ an.

Le tableau suivant (tableau2.1) présente les répartitions mensuelles et annuelles des précipitations en (mm) dans la station de Hakou Feraoun.

Tableau 2.1 : Répartition des précipitations moyennes mensuelles et annuelles (mm) [Données ANRH, période (1967-2007)]

Mois	J	F	M	A	M	J	JT	A	S	O	N	D	Moy Annuelle
Station Hakou Feraoun 950 m	150	112,5	127,5	123	87	37	4	10	55,5	98	147,5	160,5	1112.5

Ce tableau illustre les fluctuations des précipitations tout au long de l'année, avec une pluviosité moyenne annuelle atteignant 1112.5 mm. Décembre se distingue comme le mois le plus pluvieux, enregistrant un maximum de 160,5 mm de précipitations, tandis que le mois de juillet présente le minimum avec seulement 4 mm de pluie.

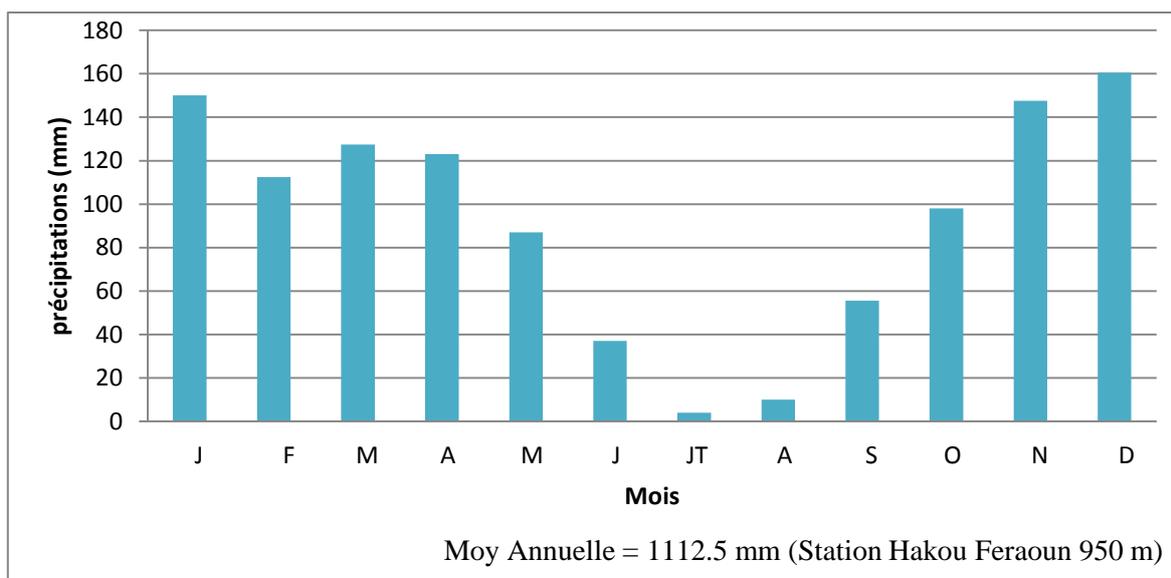


Figure 2.2 - Répartition des précipitations moyennes mensuelles (mm)

On constate que la période pluvieuse (saison froide) s'étend d'octobre   avril alors que la période sèche (saison chaude) s'étend du mai   septembre (figure 2.2).

2.2. Les températures

Selon EMBERGER (1971) ; la vie du végétal se déroule entre deux extrêmes thermiques, c'est- -dire entre des minima (m) et des maxima (M). Les températures moyennes annuelles dans l'Atlas Blidéen, sont globalement comprises entre les isothermes 11  et 18  C (Halimi, 1980 ; Meddour, 1994 ; Bouaoune, 1996). Le (tableau2.2) résume les variations mensuelles et annuelles des températures pour notre station d'étude, notons que :

- **M** : moyennes mensuelles des températures maximales.
- **m** : moyennes mensuelles des températures minimales.

Tableau 2.2 : Répartition mensuelle des températures [période (1967-2007) ; (Halimi, 1980)]

T (�C)	J	F	M	A	M	J	JT	A	S	O	N	D	Moy annuelle
m	4,4	5,3	6,1	8,6	12,4	15,1	19,6	19,4	17	11,7	8	15,5	11,92
M	9,2	10,5	13,2	15,3	20,2	23,2	28,5	28,6	25,7	18,9	13,4	11,1	18,15

Le tableau (tableau 2.3) montre que la moyenne des températures maximales la plus élevée est enregistrée en août, avec une valeur de **28,6  C**, et la moyenne des températures minimales la plus faible est enregistrée en Janvier avec **4,4  C**. La valeur de « m » est utilisée pour la détermination des variantes thermiques que selon Emberger (1930) et Sauvage (1963), les valeurs de (m) auxquelles coïncident les variantes thermiques sont :

Tableau 2.3: Correspondance des valeurs de « m » aux variantes thermiques

m�C	-3		0	3	7
Variantes	Très froid	Froid	Frais	Tempéré	Chaud
Station				Hakou Ferraoune	

La température "T" peut nous servir   la détermination de l'étage bioclimatique. En effet, cette valeur entre dans la détermination du quotient pluviothermique d'Emberger. Plus elle est élevée, plus le climat tend vers l'aridité (Brakchi, 1998). La figure montre que le mois de Janvier présente les basses valeurs de température moyenne mensuelle alors que le mois d'Août représente les valeurs les plus élevées (figure 2.3).

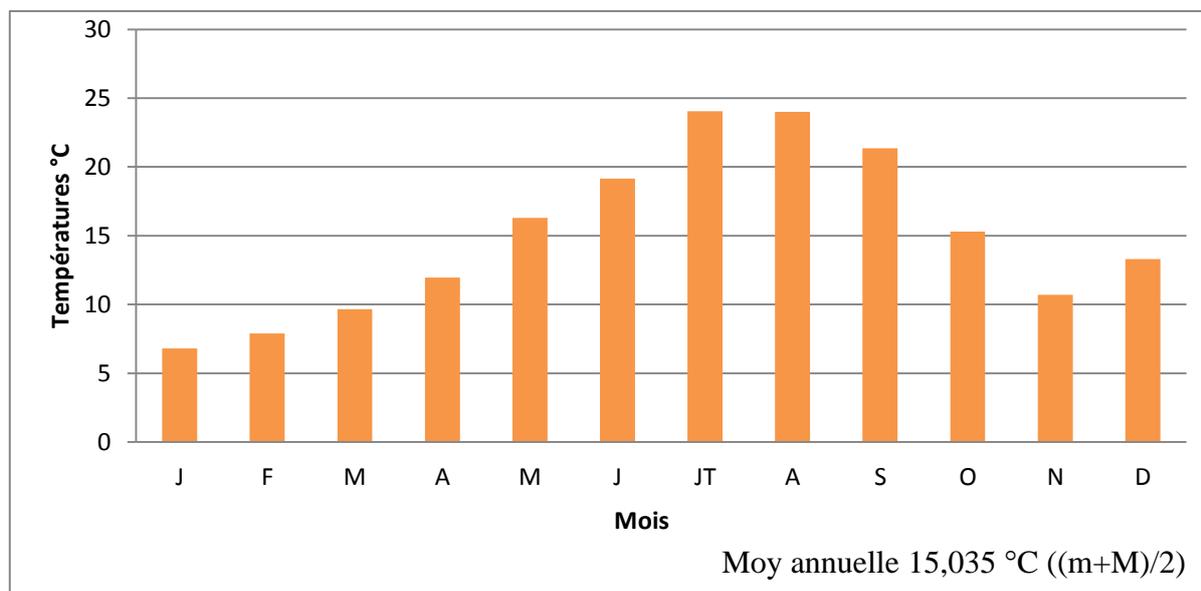


Figure 2.3- Températures moyennes mensuelles

3. Synthèse bioclimatique

3.1. Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gausson (1953)

Ce diagramme permet de calculer la durée de la saison sèche en portant les températures moyennes mensuelles (T en  C) et les précipitations moyennes mensuelles (P en mm) en ordonnées et les mois de l'année en abscisse, où l'échelle des précipitations est double de celle des températures $P = 2T$. Un mois est dit biologiquement sec si $P \leq 2T$.

Pour notre station, la période sèche débute   la mi-Juin et se termine au mois d'Août, alors que la période humide débute au mois de Septembre et s'achève   la mi-Juin (figure 2.4).

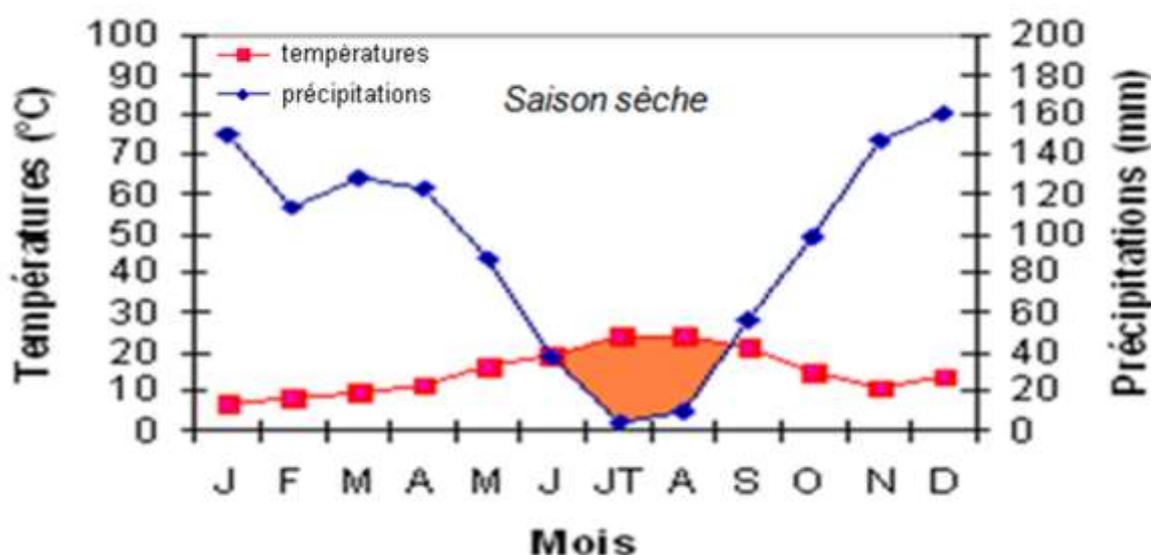


Figure 2.4- Diagrammes Ombrothermiques de la station d'étude

3.2. Quotient pluviothermique et climagramme d'Emberger (1930-1955)

Pour identifier le climat de la région d'étude, nous avons fait appel au quotient pluviothermique d'Emberger qui se base sur le régime des précipitations et des températures.

Le coefficient pluviothermique d'Emberger est calculé selon la formule de Stewart (1969).

- $Q2 = 3,43[P / (M - m)]$
- **P** : Pluviométrie annuelle exprimée en mm.
- **M** : Moyenne des températures maximales du mois le plus chaud exprimée en  C.
- **m** : Moyenne des températures minimales du mois le plus froid exprimée en  C.

La température moyenne minimale du mois le plus froid (4,4  C), placée en abscisses et la valeur du coefficient pluviothermique Q2 placée en ordonnées. La valeur de Q2 calculée est

de 156.38 ce qui permet de classer notre zone d'étude dans l'étage bioclimatique humide   variante thermique doux. (figure 2.5)

Tableau 2.4 : Valeurs du climagramme pluviothermique d'Emberger de la station

Station	P (mm)	M (�C)	m (�C)	Q2	Etage bioclimatique	Variante thermique
Hakou Feraoun	1112.5	28,6	4,4	156,38	Humide	Doux

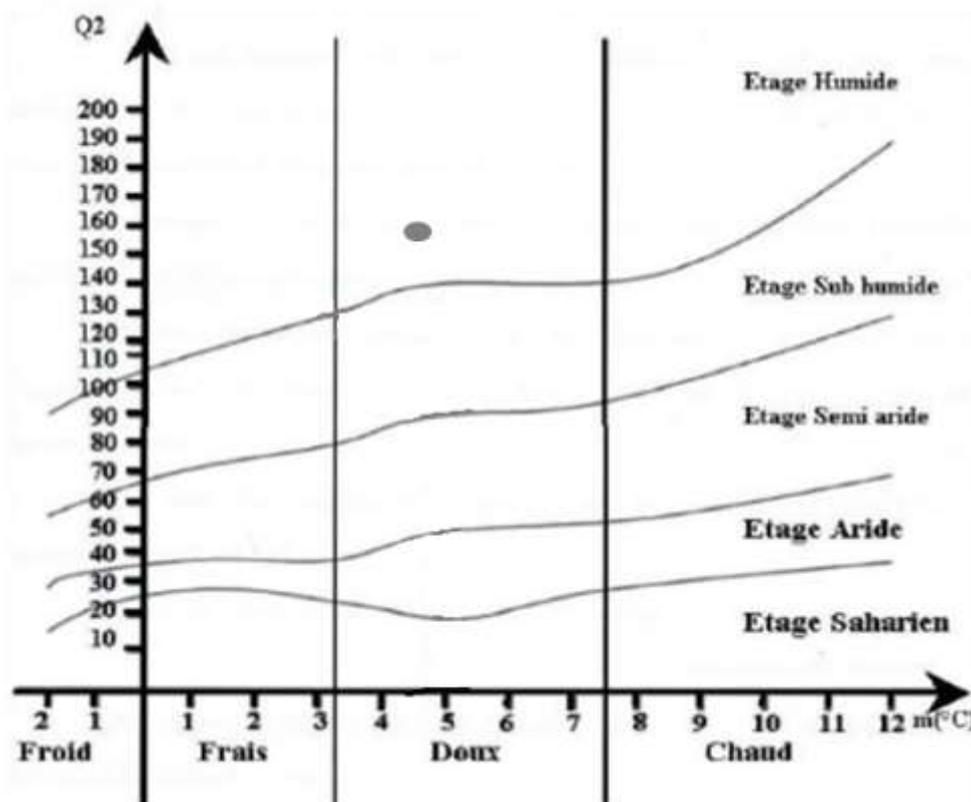


Figure 2.5- Localisation de la station d'étude sur le Climagramme d'Emberger.

4. Couvert végétal du parc national de Chréa

Une diversité floristique conséquente selon une distribution verticale caractérise la réserve du Parc National de Chréa. Les potentialités naturelles au niveau de ce massif forestier révèlent l'existence d'occupation (en strates) de type : arborescente, arbustive, Les terrains dénudés et les terrains occupés. Les caractéristiques des strates du Parc National de Chréa sont regroupées dans le (tableau 2.5).

Tableau 2.5 - Présentation des strates du Parc National de Chr ea

Occupations	Natures	Surfaces (ha)	Totaux
Strate arborescente	Cèdre	1292,95	4,86 %
	Chêne vert	172,80	0,6 %
	Pin d'Alep	3345,02	12,58 %
	Maquis arboré	588,85	2,21 %
TOTAL		5399,62	20,31%
Strate arbustive et herbacée	Maquis	16958,18	63,78 %
	Reboisement (� PA et CV)	218,85	0,8 %
	Pelouse	96,75	0,3 %
TOTAL		17273,78	64,97 %
Terrains dénudés	Terrains nus	2787,72	10,49 %
	Terrains rocheux	91,10	0,3 %
	Bad land	31,90	0,1 %
TOTAL		2910,72	10,95 %
Autres	Terrains cultivés	728,35	2,74 %
	Habitat	192,48	0,72 %
	TPF	56,35	0,10 %
	Lacs	26,10	0,92 %
TOTAL		1003,28	3,77 %
TOTAL GENERAL		26587	100 %

B.N.D.F, 1999

4.1. Etagement de la végétation

Selon Meddour (1994), la richesse végétale du Parc National de Chr ea est décrite de la manière suivante :

a) L'étage thermom diterran en

Il occupe une tranche altitudinale inférieure   600 mètres, le maquis présente le type de formation prépondérante de cet étage. Parmi les espèces arbustives présentes dans le maquis figurent : l'olivier (*Olea europea*), le lentisque (*Pistacia lentiscus*) et le caroubier (*Ceratonia siliqua*). Dans ces maquis peuvent s'associer le pin d'Alep (*Pinus halipensis*) et le thuya de

barbarie (*Tetraclinis articulata*). Cet étage se situe dans le bioclimat sub-humide   humide tempéré chaud.

b) L'étage m som dit ran en

Cet étage se caractérise par une tranche altitudinale comprise entre 600 et 1400 m. Cette aire est située au versant nord qui est caractérisé par un climat humide   variante fraîche. Les espèces, *Cytisus triflorus* et *Quercus ilex* sont les principales essences.

c) L'étage supram dit ran en

Il se caractérise par un climat humide, frais et aussi par de fortes chutes de neige et de températures basses. Le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*) est l'essence dominante.

5. Richesse faunistique

La réserve du Parc National de Chréa abrite une faune riche et variée, qui a fait l'objet de plusieurs études, notamment par Anonyme (1987), Bazi (1988), Meftah (1988), Larid (1989), Attal-Bedredine (1995) et Mazari (1995). Depuis l'année 2000, plusieurs autres études complémentaires sur la biodiversité ont été menées par Arabdiou (2005), Morsli (2005), et d'autres. Le patrimoine faunistique du parc est évalué   564 espèces ce qui représente 19,80 % de la richesse faunistique nationale.

Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons présenté notre zone d'étude, le parc national de Chréa, qui s'étend sur une vaste superficie de 26 587 hectares. L'étude climatique et bioclimatique, reposant sur des données anciennes de l'ANRH et Halimi (1980), révèle que notre zone d'étude se trouve dans l'étage bioclimatique humide   variante thermique doux. En raison de sa situation dans une région fortement arrosée, avec des précipitations dépassant les 900 mm par an, et de sa topographie accidentée, le parc national de Chréa constitue l'une des zones les plus importantes en Algérie en termes de biodiversité. Il abrite une richesse floristique et faunistique considérable, et sa valeur écologique a conduit   son classement au niveau mondial en tant que réserve de biosphère en 2002. Malheureusement, il est également confronté   de véritables menaces liées   l'invasion par l'ailante.

Le prochain chapitre sera consacré   la méthodologie de travail, en se basant sur la situation actuelle de cette espèce dans le parc. L'objectif sera d'étudier le risque que représente cette espèce sur les espèces floristiques limitrophes pour évaluer dans quelle mesure cette aire protégée est menacée.

Chapitre 3 - Matériel et Méthodes

Introduction	36
1. Répartition de l'ailante (<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swing.) au niveau du Parc National de Chréa	36
1.1. Site d'étude	36
1.2. Méthode Cartographique des sites envahis	38
1.3 Méthode d'analyse de propagation	38
1.4. Méthode d'évaluation de la prolifération à l'intérieur des peuplements naturels	41
2. Appréciation des effets de l'ailante sur la diversité floristique	42
2.1. L'échantillonnage et choix des stations	43
2.2. Réalisation des relevés floristiques.....	44
2.3. Evaluation de la diversité floristique	47
3. Phytotoxicité de l'ailante (<i>Ailanthus altissima</i>) sur la germination de cèdre de l'Atlas ...	49
3.1. Récolte et préparation du matériel végétal	49
3.2. L'expérimentation-au laboratoire.....	49
3. 3. Traitement	50
3. 4. Paramètres calculés	51
Conclusion.....	53

Matériel et Méthodes

Introduction

Ce chapitre est consacré aux matériel et méthodes, en se basant sur l'étude de trois aspects complémentaires, le premier consiste à cartographier les sites d'invasion au niveau du parc national de chréa et étudier la tendance de la propagation inter et intra sites. Le deuxième comporte une méthode d'appréciation de l'effet d'ailante sur la diversité floristique du parc national de Chréa. Le dernier aspect constitue une expérimentation sur l'effet des composés allélopathiques produits par l'ailante sur la germination du cèdre.

1. Répartition de l'ailante (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swing.) au niveau du Parc National de Chréa

1.1. Site d'étude

La zone d'étude se situe sur le versant nord de la partie centrale du parc entre 650 et 1150 m d'altitude sur une superficie de 223 ha. Elle regroupe de nombreux sites restreints connus par des appellations locales, à savoir **Bni Ali**, **Hakou Feraoune**, **Oued Blat** et **Glacières**. Cette partie du parc qui bénéficie d'un microclimat particulièrement favorable (exposition fraîche et altitude moyenne), est très réputée par sa riche biodiversité apparentée à travers plus de 5 formations végétales différentes (subéraie, yeuseraie, cédraie et des formations mixtes).

La zone est sillonnée par de nombreux ravins qui s'entrecroisent avec la route nationale N°37 reliant Blida à Chréa qui traverse la zone en forme serpentine (figure 3.1).

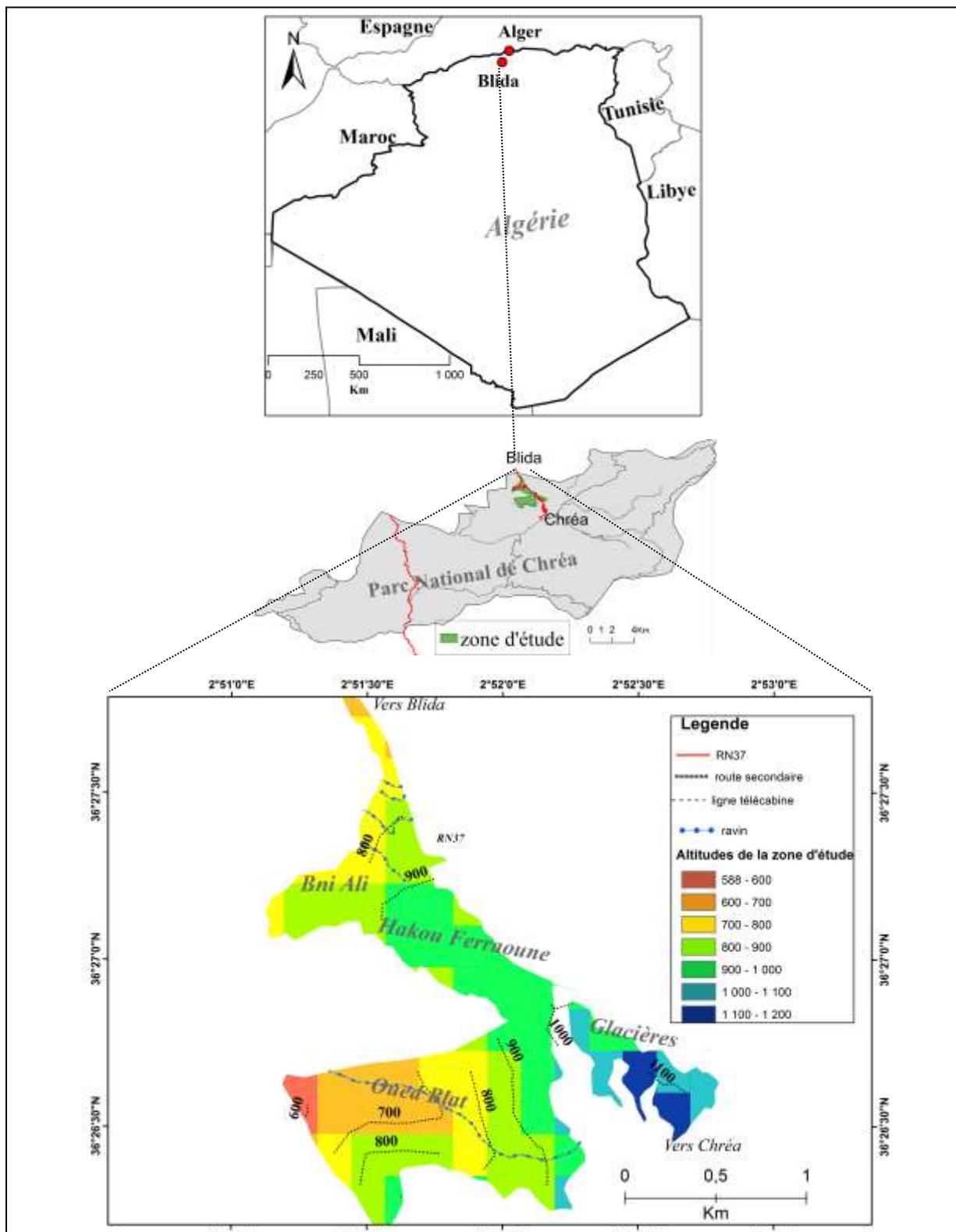


Figure 3.1- Localisation de la zone d'étude (Y. Kacimi).

1.2. Méthode cartographique des sites envahis

Le travail cartographique des sites envahis a été réalisé en trois étapes :

- Géoréférencement des sites envahis à l'aide du GPS
- Matérialisation des sites sur l'image Google Earth et conversion de cette dernière à l'aide de Global Mapper.
- Elaboration et mise en forme de la carte sur ArcMap10.8.

Cette démarche a été adoptée pour l'élaboration des différentes cartes de localisation. Les sites envahis ont été identifiés par numérotation selon l'altitude de 1 à 47.

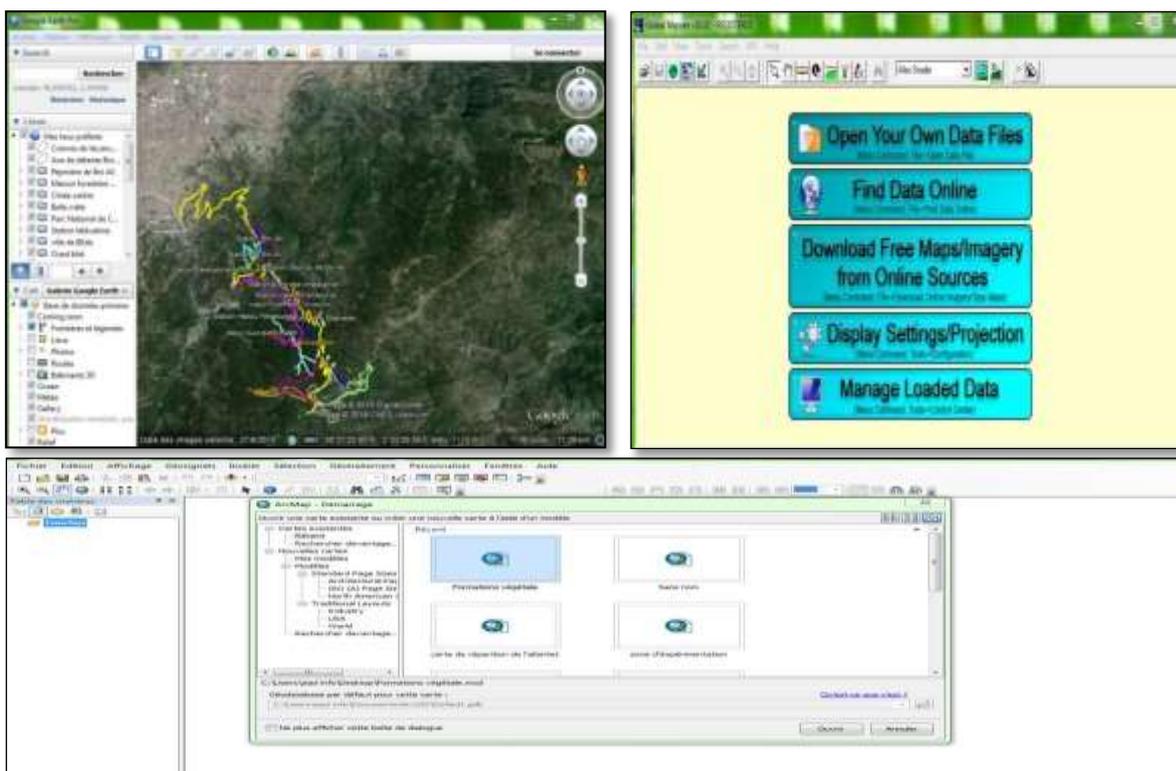


Figure 3.2- Logiciels utilisés (Google Earth pro, global Mapper v15, ArcMap10.8).

1.3. Méthode d'analyse de propagation

a) Propagation à travers les sites

Pour déterminer l'historique de propagation des sites, l'âge de chaque bouquet a été déterminé à travers le carottage du ou des plus gros individus de chaque site. Le prélèvement des carottes a été réalisé à l'aide d'une tarière de Presler. Après nettoyage et ponçage des carottes, le comptage des cernes a été effectué à l'aide d'un micromètre d'un agrandissement de 10x (figure 3.3 et 3.4). La détermination de l'âge du plus gros individu de chaque bouquet a permis de retracer la chronologie de l'apparition des sites envahis.



Figure 3.3- Micromètre oculaire (x10) **Figure 3.4** Planchettes de bois renfermant les carottes.

b) Propagation à l'intérieur des sites

Le choix des sites d'expérimentation (site envahis situé dans un ravin n°1 et site longeant la route en dehors du ravin n°43) s'est porté sur leur accessibilité. La méthodologie adoptée a été basée sur le positionnement des individus d'ailante au sein des sites envahis. Ceci a nécessité l'enregistrement des diamètres des individus et leurs distances d'éloignement par rapport à la route. Cet échantillonnage a été opéré pour décrire la dynamique spatiale d'ailante au sein du peuplement naturel.

Dans ce site où le bouquet d'ailante borde un ravin de bas en haut à partir de son point d'intersection avec la route RN°37 (figure 3.5), les mesures de propagation ont été effectuées selon des profils perpendiculaires à l'axe du ravin, espacés de 10 mètres, les mesures ont concerné uniquement les individus d'ailante les plus proches au profil de part et d'autre et ont porté sur deux grandeurs :

- La position et la densité des individus d'ailante par rapport au centre et aux limites externes du ravin.
- Le diamètre de chaque ailante prélevé, ainsi que sa distance par rapport à la route.

Ces mesures ont ensuite permis d'établir l'évolution du diamètre et de la densité des individus d'ailante à l'intérieur et au-delà du ravin.

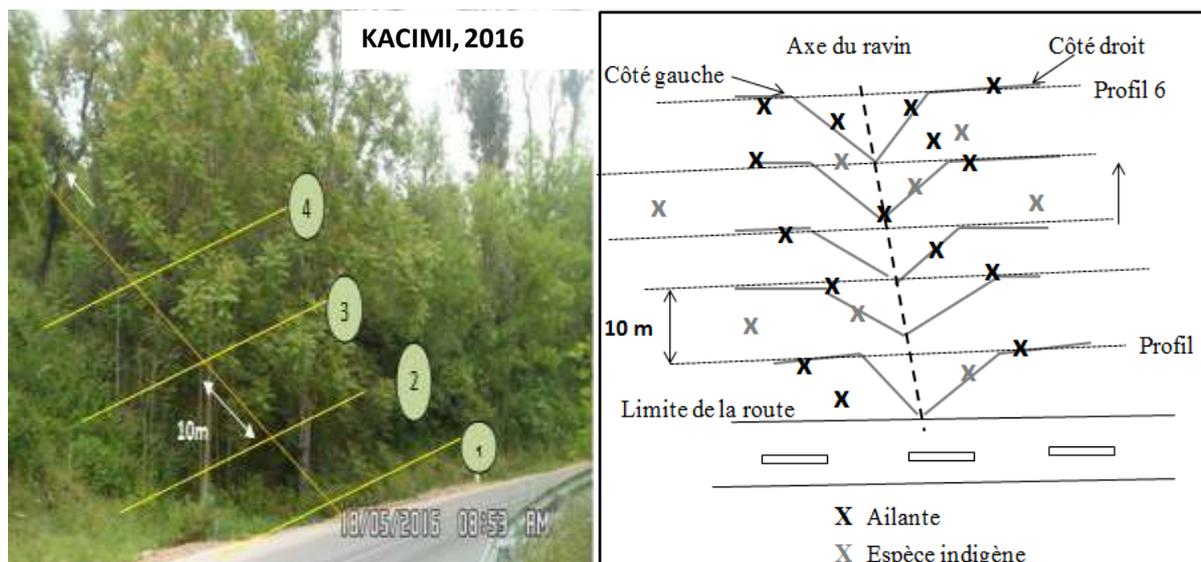


Figure 3.5- Schéma de mesures effectuées dans le site n°1

Dans le site n°43 où le peuplement de l’ailante longe de part et d’autre un tronçon de route traversant un taillis de chêne vert (*Quercus ilex* L.) renfermant d’autres essences éparpillées comme le cèdre de l’Atlas (*Cedrus atlantica* Manetti.) et le pin d’Alep (*Pinus halepensis* Mill.). Le même type d’échantillonnage a été effectué suivant des profils allant des bordures de la route perpendiculairement vers l’intérieur du peuplement. La longueur du profil correspond à la distance entre la bordure de la route et l’ailante le plus éloigné (figure 3.6). Chaque individu d’ailante situé de part et d’autre du profil à moins de 25 cm a été pris en compte en mesurant son diamètre et son éloignement de la route.

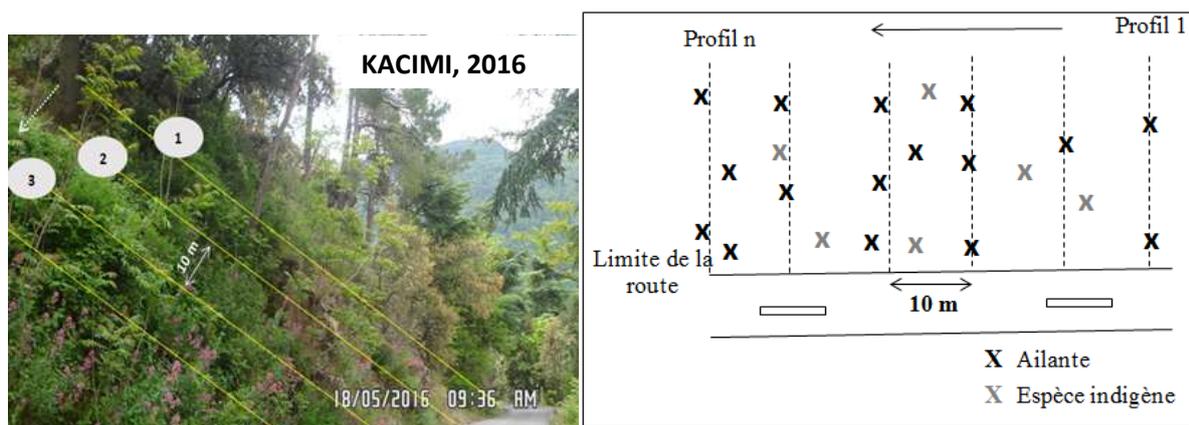


Figure 3.6- Schéma des mesures effectuées dans le site n°43.

1.4. Méthode d'évaluation de la prolifération à l'intérieur des peuplements naturels

La prolifération à l'intérieur des peuplements naturels a été évaluée au niveau du site n°43, un site bordant la route et couvert à 80 % d'un taillis de chêne vert (*Quercus ilex*) pur et dense. Afin de décrire la relation entre le positionnement d'ailante par rapport à la route goudronnée, des profils ont été pris tous les 10 m perpendiculairement à l'axe de la route. En parallèle, les individus de chêne vert les plus proches à la route sur le profil ont été également notés et positionnés par rapport à la limite de la route (figure 3.7). Cette partie du travail a pour objectif de déterminer la distribution des individus d'ailante en fonction de leur diamètre, leur éloignement par rapport à la route (c) et d'étudier la capacité de l'espèce à se proliférer dans de nouveaux espaces occupés actuellement par des formations ou peuplements naturels, d'où, l'indice de prolifération est calculé par la formule suivante ; $d = a - b$

- a = distance entre la limite de la route et l'individu d'ailante le plus éloigné
- b = distance entre la route et le chêne vert le plus proche
- c = distance entre la route et l'ailante le plus proche
- d = indice de prolifération
- e = indice de propagation = $a - c$

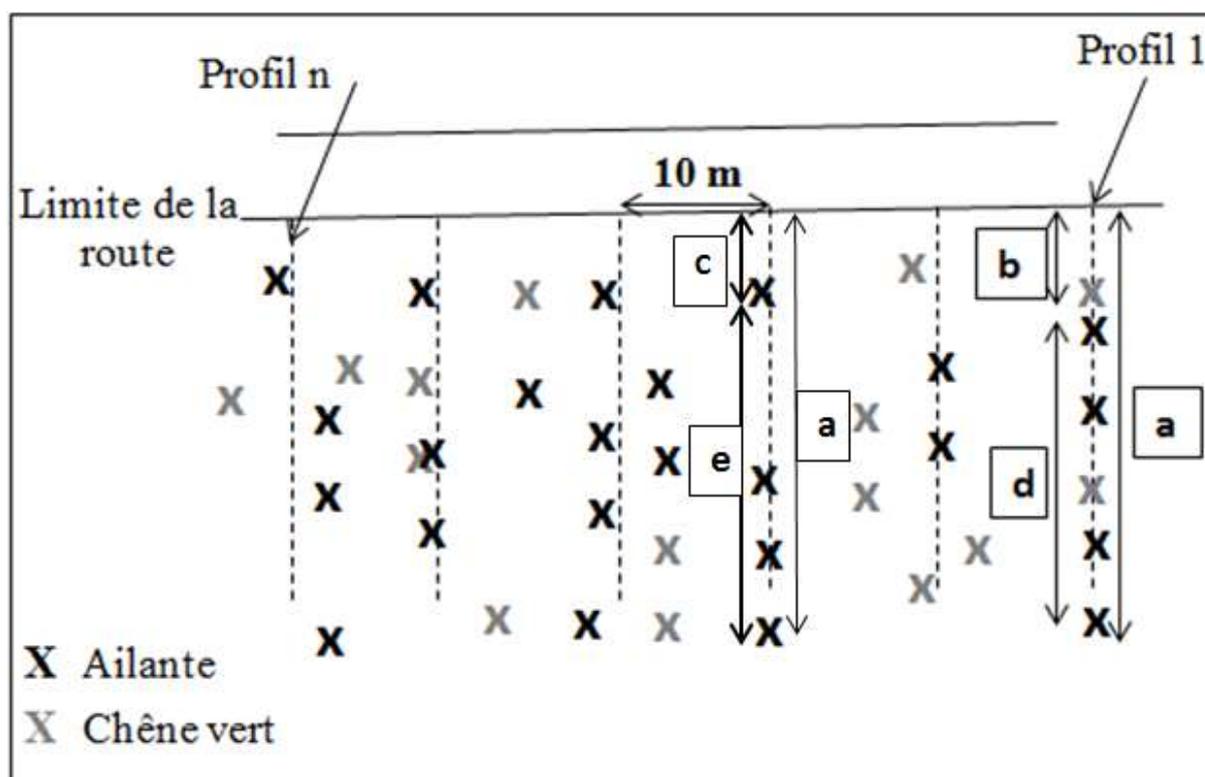


Figure 3.7- Schéma indiquant la méthode d'évaluation de la prolifération.

2. Appréciation des effets de l'ailante sur la diversité floristique

L'introduction d'une espèce exotique envahissante dans une communauté végétale peut entraîner une réorganisation de nombreuses interactions, entraînant ainsi des modifications dans le fonctionnement de l'écosystème envahi. Cela peut également induire des altérations et une réduction de la composition des communautés végétales envahies. De plus, cela peut générer des composés phytotoxiques allélochimiques, connus pour inhiber la croissance et le développement des espèces voisines.

À notre connaissance, aucune étude exhaustive sur l'impact de l'ailante n'a été entreprise en prenant en considération l'ensemble de la végétation forestière et ses éventuelles variations régionales. Il est essentiel de déterminer si cette espèce constitue une menace pour la végétation du parc national de Chréa, reconnu pour sa biodiversité exceptionnelle. Notre objectif est d'étudier l'impact de l'ailante sur la biodiversité en milieu forestier en comparant les parcelles envahies avec des parcelles témoins. À cet effet, nous avons adopté la méthodologie suivante: (figure 3.8)

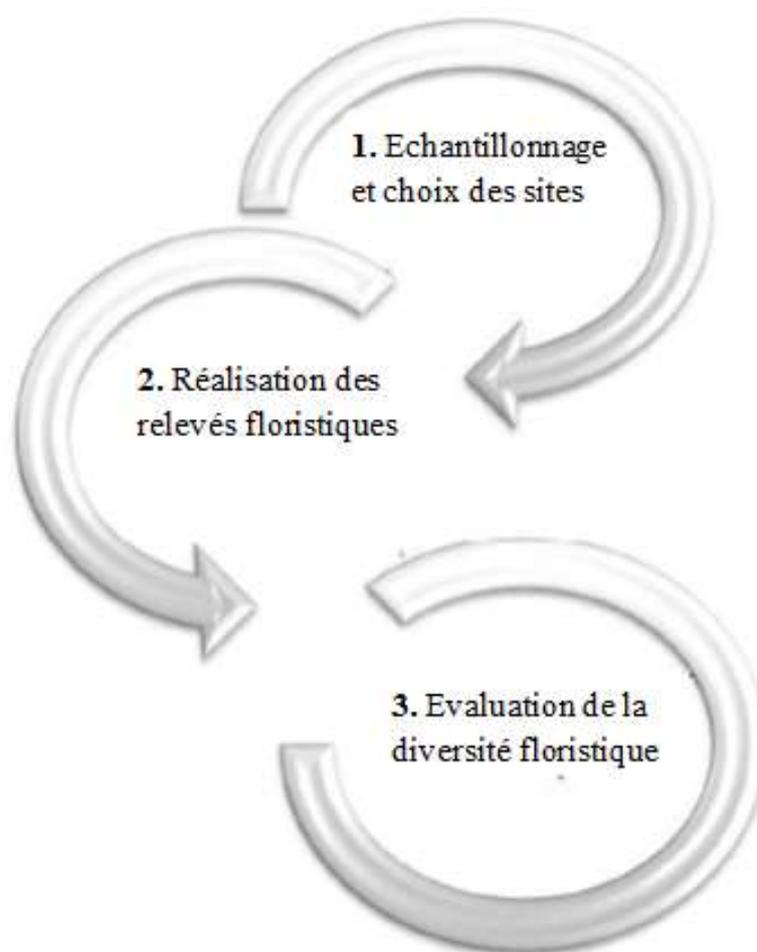


Figure 3.8- Schéma de la méthodologie.

2.1. Echantillonnage et choix des stations

L'échantillonnage a été réalisé au cours de la période printanière sur le versant nord de la partie centrale du parc national de Chréa. Les stations envahies présentent des variations dans les taux de recouvrement par l'ailante (figure 3.9). Nous avons choisi une méthode d'échantillonnage dite "subjective", qui consiste à sélectionner des échantillons semblant être les plus homogènes et représentatifs d'une zone particulière. Cette approche a été adoptée pour mener les relevés floristiques, conformément à la méthode décrite par Gounot (1969).

Station	Altitude/ Coordonnées géographiques
<p style="text-align: center;">Bni Ali</p> 	<p style="text-align: center;">706 m 36°27'31,66" N 2°51'32,14" E</p> <p style="text-align: center;">Taux de recouvrement par l'ailante 100 %</p>
<p style="text-align: center;">Source de Bni Ali</p> 	<p style="text-align: center;">875 m 36°27'13,62" N 2°51'37" E</p> <p style="text-align: center;">Taux de recouvrement par l'ailante 80 %</p>

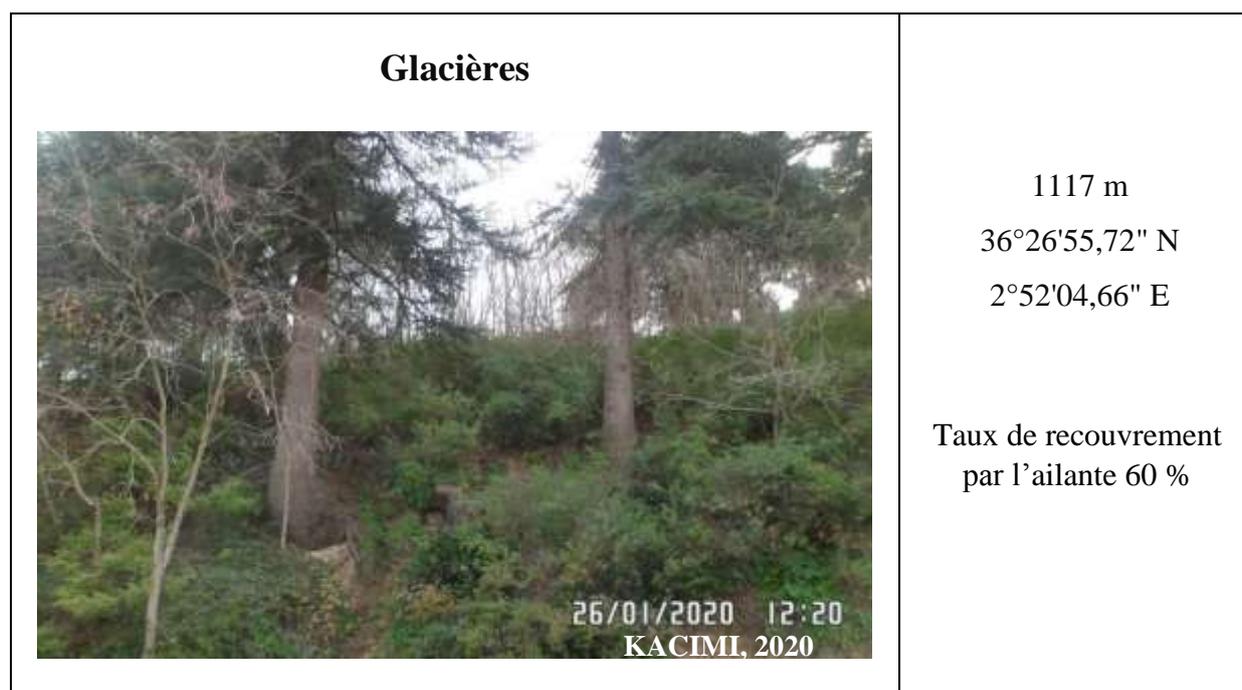


Figure 3.9- Stations d'échantillonnage

2.2. Réalisation des relevés floristiques

Afin d'acquérir une compréhension approfondie de la diversité floristique, des relevés phytoécologiques ont été réalisés sur des stations présentant une certaine homogénéité, aussi bien au sein des parcelles envahies que des parcelles témoins

- Pour chaque station, deux parcelles d'une superficie de 5 ares, présentant des conditions écologiques similaires telles que l'ombrage et l'influence du facteur anthropique, ont été établies avec un espacement de 10 m entre elles. L'une de ces parcelles était envahie par l'ailante, tandis que l'autre constituait une zone de contrôle où l'ailante était absent. Des relevés floristiques ont été réalisés dans les parcelles envahies. Sous chaque ailante mature (par exemple, sexuellement reproductrice, avec une circonférence de tronc d'environ 30 cm), toutes les espèces présentes poussant dans un carré de 16 m² centré sur le tronc de l'ailante ont été enregistrées. 15 relevés floristiques ont été effectués dans chaque parcelle, soit 90 relevés au total.
- Nous avons appliqué le même protocole d'échantillonnage aux parcelles témoins, effectuant l'inventaire sous les espèces d'arbres matures indigènes plutôt que sous l'ailante dans les parcelles envahies. Nous avons sélectionné des arbres dont les troncs avaient un diamètre approximatif à celui de l'ailante mature. Une comparaison a été ensuite menée entre la végétation des parcelles envahies et celle des parcelles témoins (figure 3.9).

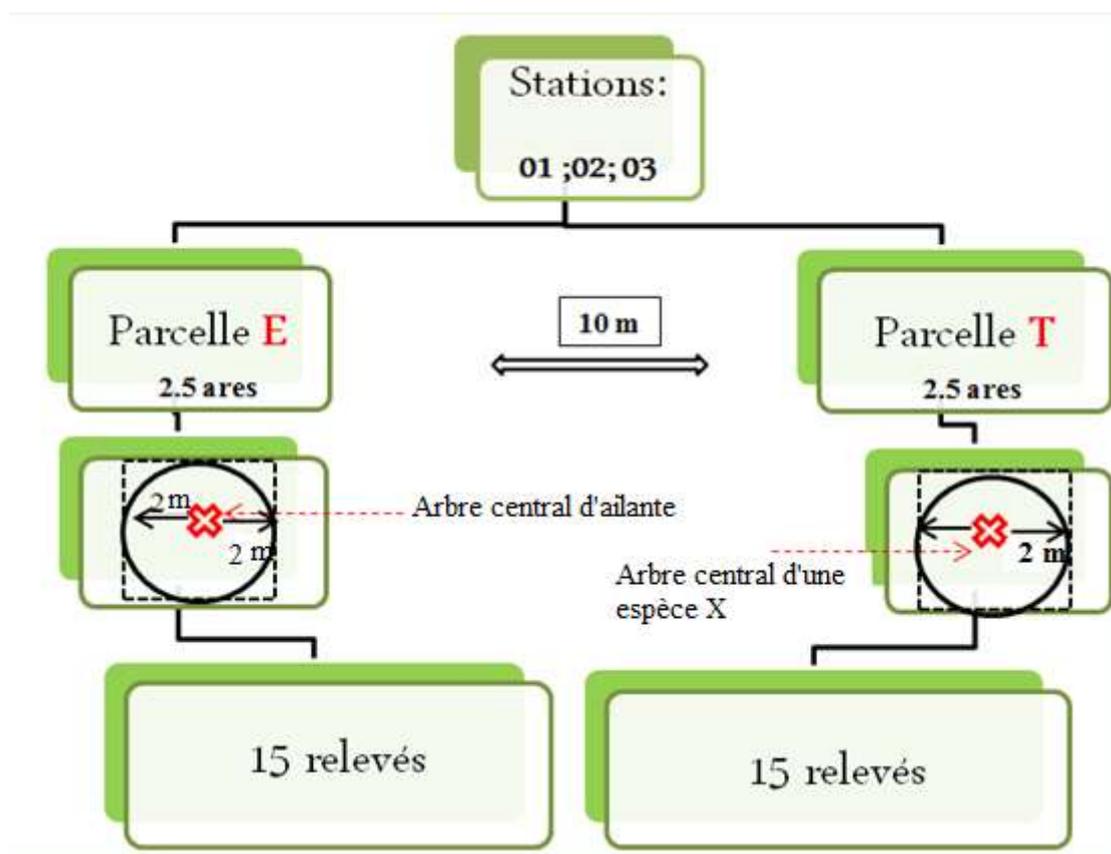


Figure 3.10- Schéma indiquant la méthode d'évaluation de la diversité floristique

Le relevé floristique a objet principale l'inventaire des espèces composantes d'une communauté. Selon Gehu et al. (1981), le relevé phytosociologique est « un inventaire floristique accompagné de coefficients quantitatifs et qualitatifs (abondance dominance, sociabilité) et de notations écologiques.

Trois conditions sont exigées pour la réalisation d'un relevé :

- Dimensions adéquates, pour contenir un échantillon d'espèces représentatives de la communauté. Selon Lippmaa (1935), la surface des relevés doit se situer entre 1 et 4 m² pour les associations herbacées, autour de 25 m² pour les associations arbustives de sous-bois, elle est plus importante dans les formations arborescentes mais ne dépasse généralement pas 100 m² (Guinochet, 1973).
- Chaque relevé phytoécologique est réalisé au sein d'une station qui est floristiquement uniforme et écologiquement homogène, cette surface correspond à l'aire minimale.
- Uniformité de l'habitat, le relevé ne débordera pas sur deux habitats différents.

Homogénéité de la végétation, en n'incluant qu'un stade successional ou qu'une phase dynamique (Ali Tatar, 2010).

Dans le relevé chaque espèce est accompagnée d'un coefficient d'abondance-dominance traduisant l'importance de chaque espèce dans la communauté étudiée. Depuis Braun-Blanquet (1938), on s'accorde sur l'échelle suivante (Lacoste et Salanon, 2001) :

- 5 : nombre d'individus quelconque, recouvrant plus des 3/4 de la surface du relevé.
- 4 : nombre d'individus quelconque, recouvrant entre les 3/4 et la moitié de la surface.
- 3 : nombre d'individus quelconque, recouvrant entre la moitié et le 1/4 de la surface.
- 2 : individus très abondants ou recouvrant au moins 1/4 de la surface.
- 1 : individus assez abondants, mais recouvrement faible.
- + : nombre d'individus et recouvrement très faible.

❖ **Composition d'un relevé phytoécologique** : Le relevé comporte trois catégories d'informations :

- **Géographiques** : date, localité, coordonnées (éventuellement par GPS), altitude, pente, exposition.
- **Environnementales** : lithologie, drainage, humidité, humus, sol, pH, facteurs biotiques (abrouissement par le gibier, défoliation, etc.), microclimat.
- **Spécifiques, ou floristiques** : liste des espèces végétales, éventuellement en fonction de la stratification des individus, avec des indications quantitatives d'abondance, de recouvrement, de biomasse ou, simplement qualitatives, de présence, de fréquence et de sociabilité (Nshimba, 2005). Au sein de chaque station des relevés phytoécologiques ont été réalisés sur une surface de 16 m² pour avoir un inventaire assez complet de la végétation.



Figure 3.11- Quelques photos d'espèces inventoriées.

Pour la composition floristique, une liste des espèces inventoriées dans les 3 stations (90 relevés) a été dressée. Le nombre de familles, de genres et d'espèces était évalué dans chaque parcelle et station.

Dans le cadre de ce travail, nous avons utilisé pour la détermination des espèces : Nouvelle flore de l'Algérie et de ses régions désertiques méridionales (Quezel et Santa, 1962-1963).

2. 3. Evaluation de la diversité floristique

a) Richesse totale

La richesse totale (S) est le nombre des espèces que comporte le peuplement pris en considération dans un écosystème donné (Ramade, 1984). Dans la présente recherche, la richesse totale est utilisée pour la détermination du nombre total des espèces recensées.

b) Indices écologiques de structure

Les indices écologiques de structure utilisés pour l'exploitation des résultats obtenus sont l'indice de diversité de Shannon-Weaver H' et l'indice d'équitabilité E .

❖ Indice de la diversité de Shannon-Weaver

Selon BLONDEL et al. (1973), l'indice de Shannon-Weaver est considéré comme le meilleur moyen pour traduire la diversité. Il est donné par la formule suivante :

- $H' = -\sum P_i \log_2 P_i$
- H' : indice de biodiversité de Shannon
- i : une espèce de milieu d'étude
- P_i : abondance relative de chaque espèce qui se calcule de la façon suivant
- $P_i = n_i/N$
- P_i : probabilité de rencontrer l'espèce i dans le groupement. Pour notre étude nous avons utilisé le recouvrement relatif de l'espèce dans le groupement au lieu de sa probabilité d'apparition.
- n_i : l'effectif de l'espèce i ou le recouvrement relatif de l'espèce i .
- N : l'effectif total ou le recouvrement relatif total d'individus.

❖ Equitabilité ou régularité (E) : Distribution des abondances

Selon Blondel (1979), l'équitabilité est le rapport de la diversité observée (H') à la diversité maximale ($H' \text{ max.}$).

- $E = H' / H' \text{ max.}$
- E : Indice d'équitabilité; H' : Indice de diversité de Shannon-Weaver
- $H' \text{ max.}$: Diversité maximale, donnée par : $H' \text{ max} = \log_2 S$ (bits)
- S : Richesse totale exprimée en nombre d'espèces.

Cette quantité varie de 0 à 1. Elle tend vers 0 quand la quasi-totalité des effectifs correspond à une seule espèce du peuplement et tend vers 1 lorsque chacune des espèces est représentée par un nombre semblable d'individus.

3. Phytotoxicité de l'ailante (*Ailanthus altissima*) sur la germination du cèdre de l'Atlas

Pour confirmer la toxicité de l'extrait aqueux préparé à base des différentes parties d'ailante (feuilles, fruits et écorce) sur la germination des graines du cèdre de l'Atlas plantées dans un sol envahi par l'ailante d'une part et dans un sol témoin d'autre part, nous avons suivi la méthodologie suivante:

3.1. Récolte et préparation du matériel végétal

Le prélèvement des différentes parties d'ailante a été effectué sur terrain au niveau du parc national de Chréa dans lieu-dit les Glacières à 1117m d'altitude (36°26'38,90" N 2°52'30,51" E), les feuilles, l'écorce et les graines ont été récoltées en septembre 2019, et les graines de cèdre en janvier 2020. Dans cette étude les feuilles, l'écorce et les graines ont été utilisées comme elles sont les plus accessibles et faciles à recueillir et la toxicité de leurs extraits est suffisante.

Le sol a été prélevé en janvier 2020 au sein de la même région à deux sites différents dont les conditions écologiques sont similaires, le premier est envahi et l'autre est témoin.

3.2. L'expérimentation-au laboratoire

Le matériel végétal d'*Ailanthus altissima* (écorces, graines et feuilles) fraîchement récolté a été lavé et séché dans une étuve à 40 °C pendant 92 heures puis coupé en petits morceaux (1 à 3 mm) et stocké dans des sacs en papier à la température ambiante pour préserver son pouvoir allelopathique et aussi éviter l'oxydation.

Il est ensuite broyé à l'aide d'un broyeur de graines et de paille de céréales (type RETSCH, Germany) jusqu'à leur réduction en poudre, puis le broyat a été conservé dans des sacs en papier, afin de l'utiliser pour la préparation des extraits aqueux (figure3.12).

L'extrait de cette espèce a été préparé à une température ambiante du laboratoire (18-20 °C). Une quantité de 50 g de poudre est diluée dans un litre d'eau distillée dans un bicher en verre pyrex. Nous déposons un barreau magnétique cylindrique dans le bécher et nous le couvrons hermétiquement afin d'éviter l'évaporation. L'agitation est réalisée immédiatement sur un agitateur magnétique. La durée de l'agitation est réalisée immédiatement pendant 2 heures avec une vitesse de 120 tr /min. Le mélange est laissé se décanter pendant 16 heures puis filtré

avec du papier Whatman. Le filtrat récupéré représente une solution initiale à 100 %, puis on a conservé la solution dans une bouteille bien fermée et étiquetée dans un réfrigérateur +4° C en notant la date de préparation, puis des dilutions de 20 % et 80 % ont été préparées par la suite en ajoutant de l'eau.



Figure 3.12- Préparation d'extrait aqueux à base d'un mélange de (feuille, écorce et graine)

3.3. Traitement

Les graines matures de cèdre ont été récoltées au sein du Parc National de Chréa au mois de janvier 2020, provenant d'arbres vigoureux et en bonne santé afin de garantir leur aptitude au semis. Ces graines ont été semées dans 12 plaques d'alvéoles, comprenant au total 384 alvéoles (32 alvéoles par plaque), à une profondeur d'environ 0,5 cm et remplies de sol, réparties entre un sol envahi (06 plaques) et un sol témoin (06 plaques).

Les deux premières plaques de germination pour chaque type de sol ont été arrosées avec de l'eau (0 %), les deuxièmes plaques avec une solution d'extrait à 20 %, et les troisièmes avec

une concentration de 80 % d'extrait aqueux d'ailante. L'arrosage a été réalisé trois fois par semaine (figure 3.13).

La germination s'est déroulée au laboratoire, avec le comptage des graines germées effectué tous les trois jours. Les plaques de germination ont été disposées dans une salle avec une température et une lumière contrôlées. Chaque jour, les graines ont été examinées pour vérifier leur germination. Une graine est considérée comme germée lorsqu'elle commence à se réhydrater et achève la sortie de sa radicule (Come, 1970).

Cette expérience de germination a été réalisée sous l'influence de deux facteurs : le type de sol et la concentration de l'extrait aqueux (0 %, 20 %, 80 %). Les résultats obtenus nous ont permis de calculer :

3.4. Paramètres calculés

Les données relatives à cet aspect nous ont permis d'effectuer le calcul des paramètres suivants;

- **Taux de germination (TG)** : qui représente le rapport du nombre de graines germées (G) à celui du nombre de graines semées (N), multiplié par 100.

$$\text{TG} = \text{Ni} \times 100 / \text{Nt}$$

- **Cinétique de germination :**

La cinétique de germination est une courbe de germination qui décrit la variation de taux de germination cumulés en fonction du temps exprimé en jour d'un lot de semences placé dans des conditions bien précises (Mguis et al., 2011).

- **Taux de mortalité des graines :**

La mortalité est le premier critère de jugement de l'efficacité d'un traitement chimique ou biologique. Le pourcentage de mortalité observé chez les graines de cèdre est estimé selon la formule suivante:

$$\text{Taux de mortalité} = [\text{nombre de graines mortes} / \text{nombre total de graines germées}] \times 100$$

- **Taux d'inhibition (TI %) :**

Le taux d'inhibition selon Come (1970), explique la capacité d'une substance d'inhiber la germination des graines. Il est estimé en calculant le rapport de nombre de graines germées dans le témoin par rapport au nombre de graines germées dans les différents traitements comme suit :

$$\text{TI \%} = [(\text{Témoin} - \text{Extrait}) / \text{Témoin}] \times 100$$

Avec :

- **TI % :** Taux d'inhibition par rapport au témoin
- **Témoin :** graines germées dans le témoin
- **Extrait :** graines germées dans l'extrait

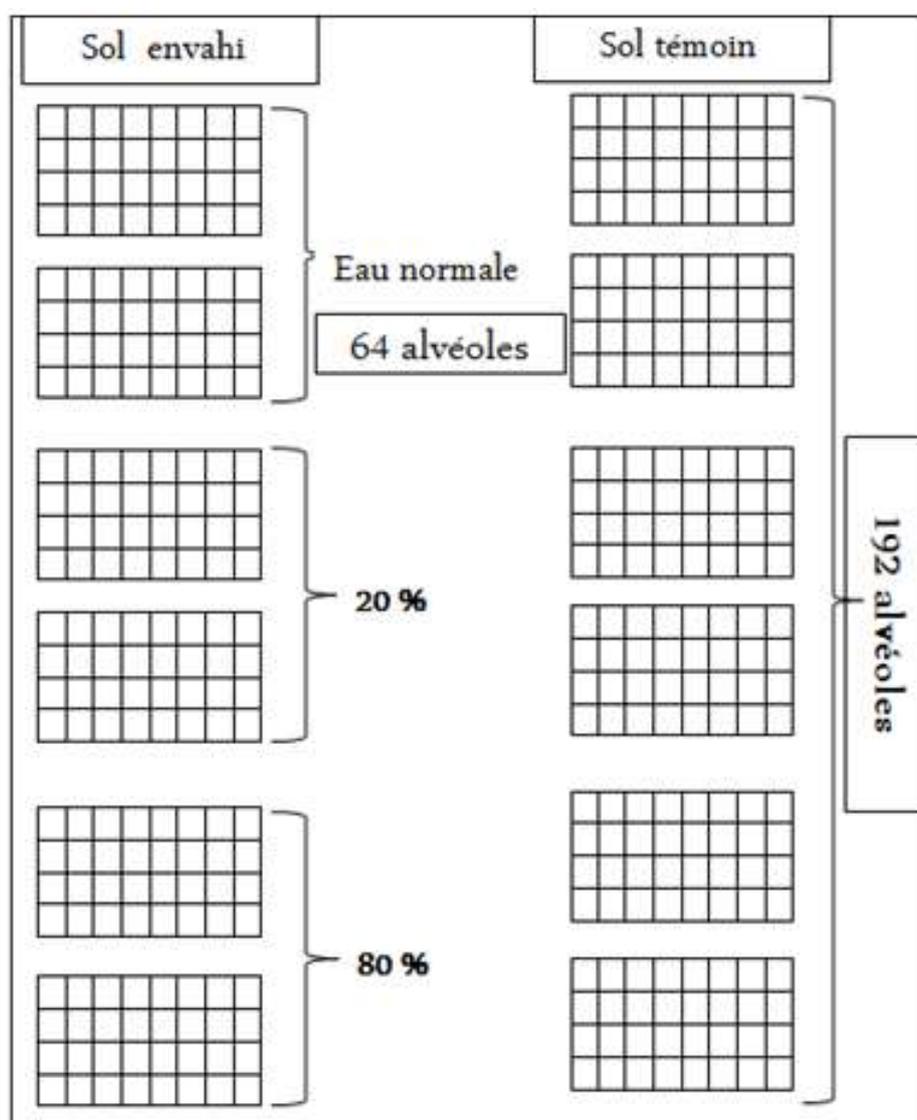


Figure 3.13- Schéma détaillant le processus de traitement des graines de cèdre.

Conclusion

Cette partie expérimentale couvre trois aspects différents et complémentaires. Dans cette optique, nous avons examiné la répartition de l'espèce au sein du parc national de Chréa en utilisant des outils cartographiques. En ce qui concerne la tendance de l'extension à travers différents sites et à l'intérieur d'un même site, aucune méthodologie n'a été trouvée dans la littérature, c'est pourquoi nous avons opté pour des mesures basées sur le positionnement des individus d'ailante en fonction de leurs diamètres.

Par ailleurs, nous avons évalué l'impact de l'ailante sur la diversité floristique du parc grâce à un inventaire phytoécologique réalisé dans des parcelles témoins et envahies. Les données de cet inventaire nous permettront de différencier les différentes familles, genres et espèces, facilitant ainsi le calcul de divers indices.

En outre, nous avons procédé à un test de germination visant à évaluer l'impact de l'ailante sur l'une des espèces à valeur patrimoniale, le cèdre de l'Atlas. Cela a été étudié en examinant la germination sous l'effet de deux facteurs (extrait aqueux d'ailante et types de sol). Les données de ce test de germination nous ont permis de calculer divers paramètres tels que le taux de germination, de mortalité et d'inhibition. La méthodologie adoptée pour les trois aspects se révèle très efficace, nous permettant ainsi d'obtenir des résultats fiables tout en clarifiant notre objectif de recherche et en répondant à notre problématique de manière approfondie.

Chapitre 4 - Résultats et Discussions

Introduction	55
1. Répartition de l'ailante (<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swing.) au niveau du Parc National de Chréa	55
1.1. Répartition des sites envahis.....	55
1.2. Historique de propagation à travers les sites	57
1.3. Propagation à l'intérieur des sites (par rapport à l'axe routier et au ravin).....	58
1.4. Prolifération à l'intérieur du peuplement.....	60
1.5. Discussion.....	62
2. Appréciation des effets de l'ailante sur la diversité floristique	65
2.1. Diversité floristique de la station de Beni Ali	65
2.2. Diversité floristique de la station Source de Beni Ali	67
2.3. Diversité floristique de la station des Glacières.....	68
2.4. Évaluation quantitative de la diversité floristique de différentes stations	70
2.5. Discussion	71
3. Phytotoxicité de l'ailante (<i>Ailanthus altissima</i>) sur la germination de cèdre du l'atlas.....	73
3.1. Analyse des résultats.....	73
3.2. Effet du sol sur le taux de germination (TG%) du cèdre	74
3.3. Effet de l'extrait aqueux d'ailante sur la germination du cèdre	75
3.4. Effet du sol et le taux de mortalité.....	75
3.5. Effet du traitement par l'extrait aqueux et le taux de mortalité	76
3.6. Taux d'inhibition	77
3.7. Discussion	78
Conclusion	79

Résultats et Discussion

Introduction

Ce chapitre expose les résultats obtenus ainsi que leurs interprétations. Nous avons commencé notre étude en explorant le premier aspect, qui se concentre sur une analyse cartographique des sites envahis, décrivant la propagation d'un site à un autre et à l'intérieur du même site. Par la suite, nous avons examiné l'impact de la présence de l'ailante sur la flore indigène du parc d'une part, et avons également confirmé son influence sur la germination du cèdre d'autre part.

1. Répartition de l'ailante (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swing.) au niveau du Parc National de Chréa

1.1. Répartition des sites envahis

Les résultats ont révélé la présence de 47 sites envahis, dont la majorité des sites inventoriés longent la route nationale 37 reliant Chréa à Blida et les chemins secondaires où ils occupent essentiellement des intersections entre chemins et ravins. Les dimensions des sites envahis présentaient une plus grande variation de densité avec une superficie variant de 10 à 2508 m² avec une moyenne de 400.47 m² et couvrant un total de 18822 m² soit 0,82% de la superficie étudiée (annexe 1).

Pour une grande proportion soit 11/15 des sites envahis situés à moins de 900 m d'altitude (zones de Bni Ali et Hakou Ferraoune), la répartition des sites se limite exclusivement aux ravins et aux milieux ombragés. En revanche, pour les sites de haute altitude, le positionnement ne concerne pas uniquement les ravins mais aussi les bordures des routes.

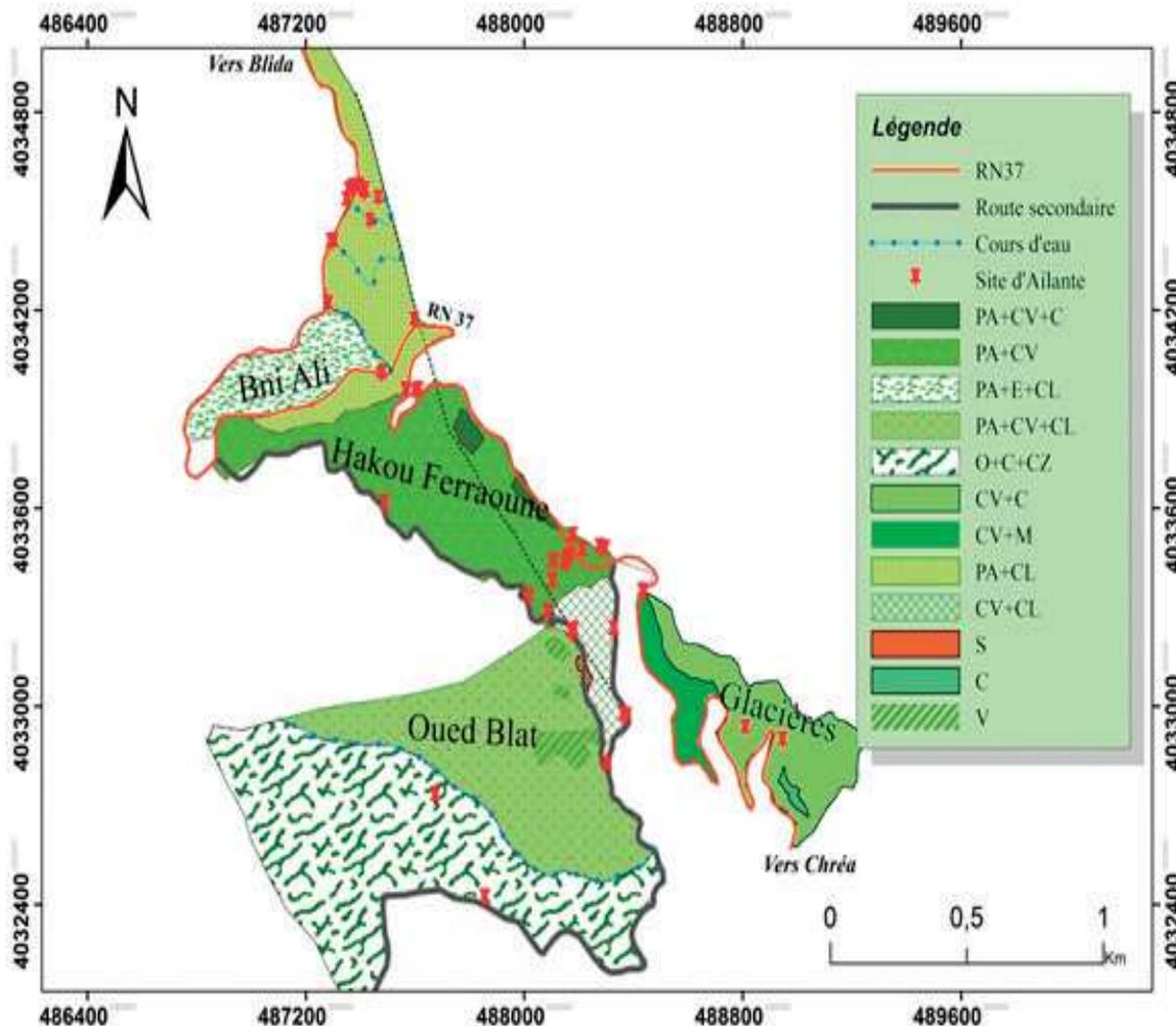


Figure 4.1- Répartition des sites envahis par formation végétale

PA : pin d'Alep ; **E :** eucalyptus ; **CL :** chêne-liège ; **CV :** chêne vert ; **M :** merisier sauvage ; **C :** cèdre de l'Atlas ; **O :** olivier sauvage ; **S :** sapin de Numidie ; **CZ :** chêne zéen ; **V :** vergers.

Il est constaté que la présence de cette espèce se localise sur une large tranche altitudinale allant de 706 à 1146 m, soit 440 m de dénivelé et plus de 2000 m de versant où plusieurs formations végétales se succèdent. L'invasion a touché donc la totalité des formations végétales (figure 4.1), les deux formations mixtes pin d'Alep (*Pinus halepensis*)-chêne liège (*Quercus suber* L.) (17/47 sites) et pin d'Alep-chêne vert (15/47) demeurant les plus touchées. En revanche les formations contenant le cèdre (*Cedrus atlantica*) et le sapin de Numidie (*Abies numidica* L.) sont moins affectées.

Néanmoins il est à signaler en particulier l'existence d'un site envahi en plein peuplement dominé par le cèdre au niveau des Glacières.

1.2. Historique de propagation à travers les sites

Les âges des plus gros individus des différents sites indiquent que l'individu le plus ancien datant de 1965 appartient au site n°18 (situé dans la zone de Hakou Ferraoune); il s'agit d'un individu de 57 cm de diamètre et 25 m de hauteur. L'historique de l'apparition des sites suggère que la vitesse de propagation a pris une tendance ascendante d'une décennie à l'autre (figure 4.2).

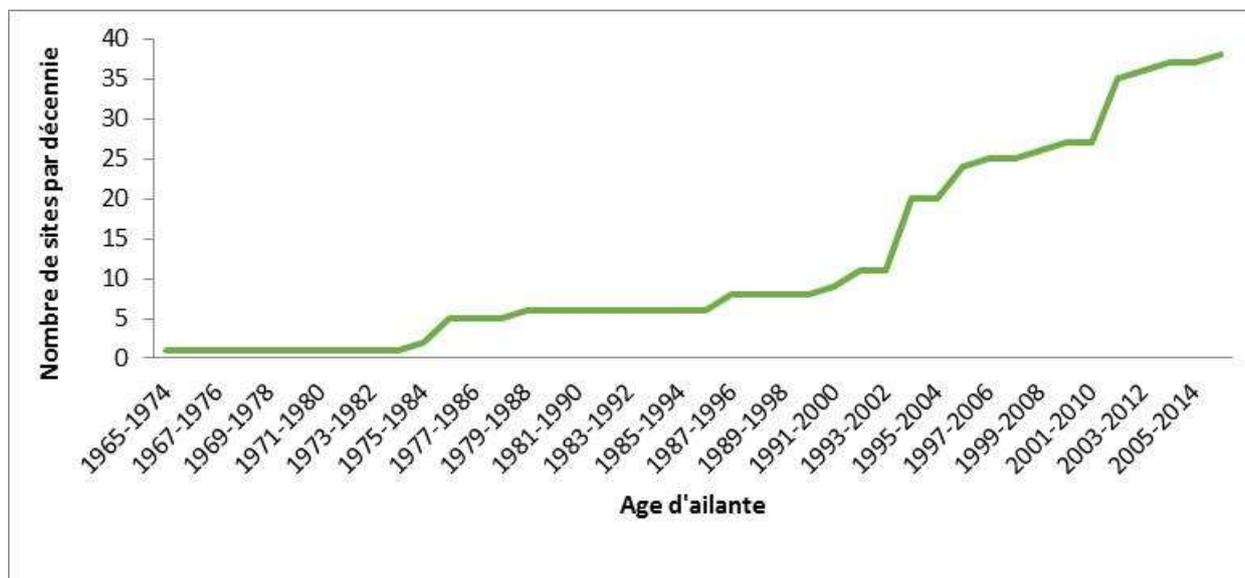


Figure 4.2- Nombre de sites envahis par décennie.

Après un rythme de propagation lent durant les 30 ans poursuivant l'installation, avec une moyenne de 0,2 sites/an, la propagation a marqué des sauts importants durant les dernières décennies, elle s'est passée de 0.26 site/an (moins de 3 sites chaque dix ans) à 1,7 site/an (17 nouveaux sites chaque décennie), soit une augmentation de la vitesse de propagation de six fois. L'ordre chronologique de l'invasion des sites montre que la propagation s'est produite d'une façon aléatoire (Figure 4.3). Autrement dit, le site classé le deuxième dans l'ordre chronologique n'est pas forcément le site adjacent au premier. Néanmoins, la carte de propagation laisse apparaître que cette dernière s'est produite pendant deux phases correspondantes dans des directions distinctes en fonction de l'altitude. La première phase correspond à la propagation vers les basses altitudes 2, 3 et 4 à Bni Ali et Oued Blat, la deuxième correspond à la propagation vers les hautes altitudes de Hakou Ferraoune 5 et 6 puis les Glacières où elle a atteint la cédraie 7 à 1150 m d'altitude.

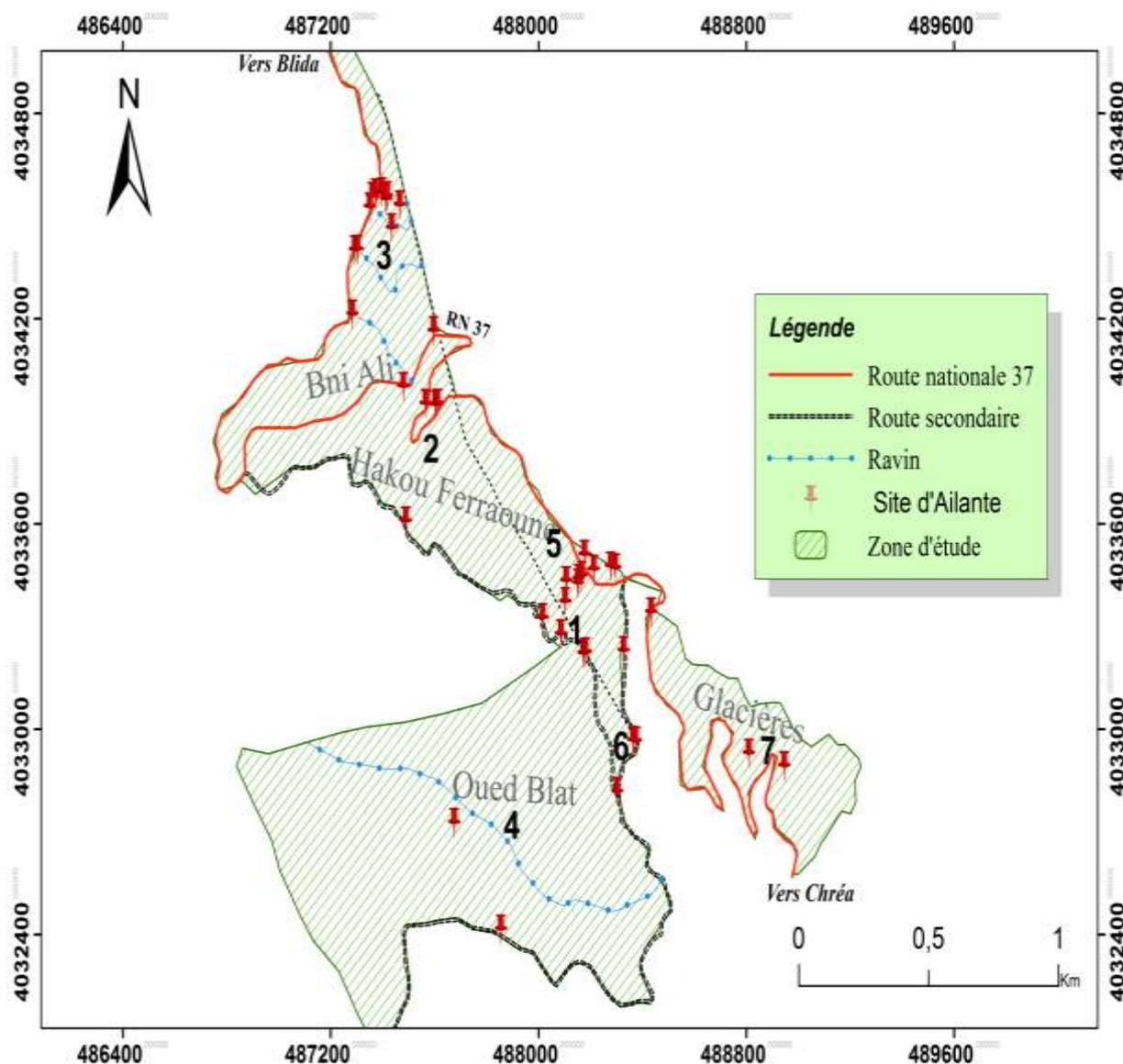


Figure 4.3- Ordre chronologique des sites d’envahissement.

1.3. Propagation à l’intérieur des sites

a) par rapport à l’axe routier

Les résultats indiquent que les bouquets d’ailante tendent à se propager à partir des lieux de leur naissance près de la route (à savoir le point d’intersection entre ravin et route pour le site n°1, et bord de la route pour le site n°43) pour s’enfoncer à l’intérieur du couvert boisé (Figure 4.4). Dans les deux cas, la plus grande partie des profils (83% pour le site n°1 et 61,53% pour le site n°43) reflète une tendance régressive de diamètre en fonction de l’éloignement du lieu de naissance du site.

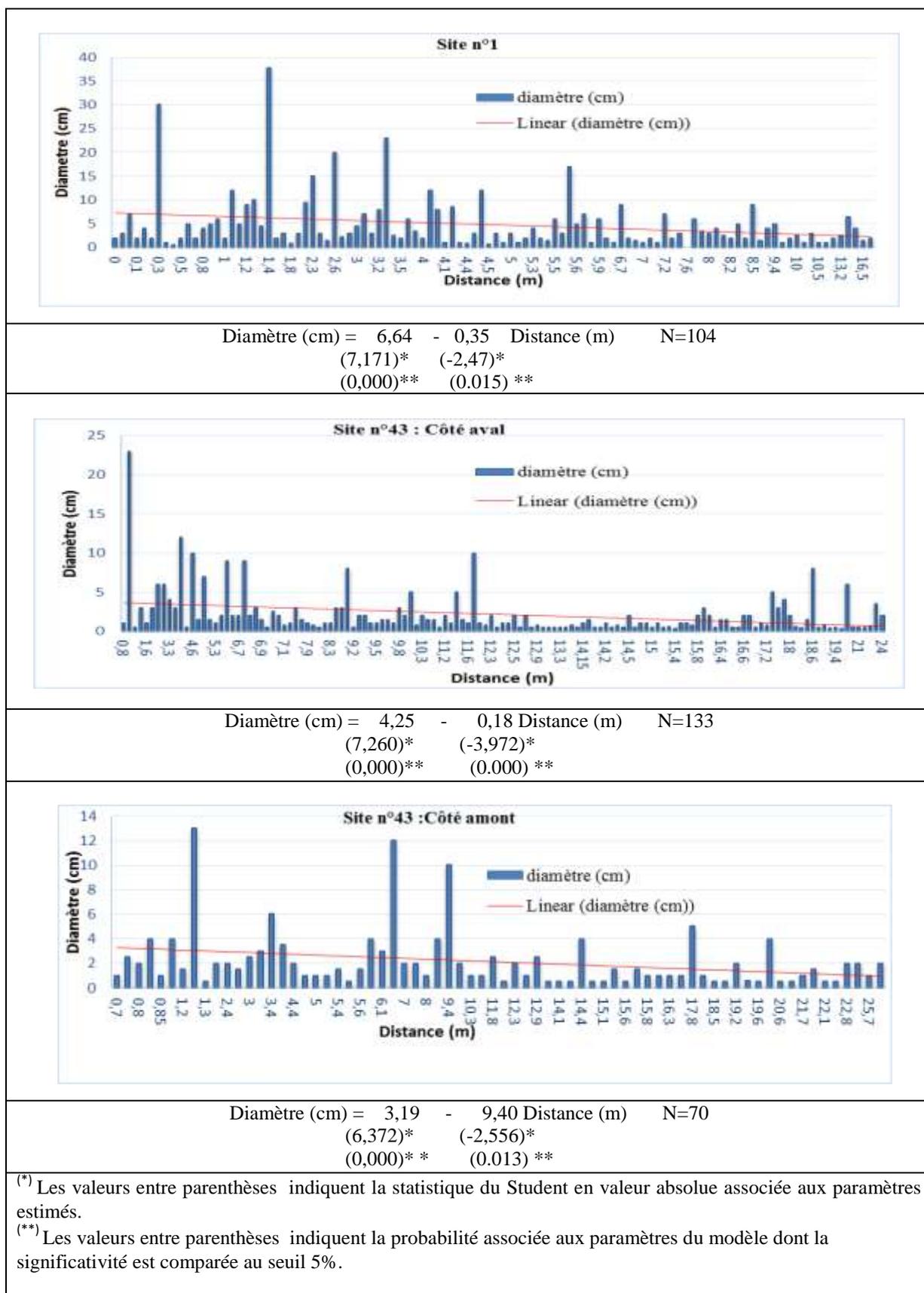


Figure 4.4- Régression du diamètre des individus d'ailante en fonction de l'éloignement de la route, site n° 1 et site n° 43 (côté amont et aval).

b) par rapport au ravin

La première constatation à faire à partir des profils réalisés sur la répartition d'ailante dans et au-delà du ravin (site n°1) montre que la propagation en dehors du ravin concerne le côté droit uniquement. Autrement dit, aucun individu d'ailante n'a été signalé au-delà du ravin du côté gauche (tableau 4.1).

Tableau 4.1- Valeurs de la densité de chaque côté (gauche, droit, en dehors)

Profil	Côté gauche			Côté droit			En dehors du ravin		
	Largeur du ravin (m)	Nombre d'ailantes	Densité	Largeur du ravin (m)	Nombre d'ailantes	Densité	Largeur du ravin (m)	Nombre d'ailantes	Densité
1	10.4	8	0.76	5.8	6	1.03	2.6	2	0.76
2	12.5	7	0.56	3.5	5	1.42	4.2	2	0.47
3	12.3	4	0.32	10	16	1.6	17	22	1.29
4	5	4	0.8	8	4	0.5	12.5	4	0.32
5	7	4	0.57	4.3	4	0.93	16.5	9	0.54
6	5	1	0.2	7.6	2	0.26	5.7	10	1.75
Moy	8.7	4.66	0.53	6.53	6.16	0.95	9.75	8.16	0.85

La tendance de propagation vers les endroits ombragés dans et au-delà du ravin est mieux indiquée par la densité linéaire des individus d'ailante. En effet, cette dernière s'approche de 1 sujet/m pour le côté droit dans et au-delà du ravin alors qu'elle ne dépasse pas 0.53 individu/m pour le côté gauche à l'intérieur du ravin et elle est nulle au-delà du ravin.

1.4. Propagation à l'intérieur du peuplement

Les positions des individus d'ailante les plus éloignés de la route (site n°43) et des individus de l'essence naturelle (chêne vert) les plus proches, laissent apparaître que l'ailante s'est développé profondément à l'intérieur du peuplement naturel, et ce, de part et d'autre de la route, côté amont et côté aval (tableau 4.2 et 4.3). Elle est beaucoup plus importante du côté aval dont elle dépasse 15 m en moyenne pour atteindre 24 m pour le maximum. Cette propagation correspond à une prolifération à l'intérieur du peuplement naturel dépassant 6 m en moyenne et atteignant 17 m.

Tableau 4.2- Récapitulatif de la prolifération à l'intérieur du couvert naturel à partir de la route (côté aval).

Transect	Distance (m) entre la route et :			Distance de prolifération à l'intérieur du peuplement (m)	distance totale de propagation (m)
	le sujet de l'ailante le plus proche	le sujet de l'ailante le plus éloigné	le sujet de chêne vert le plus proche		
1	0,8	11	10	1	10,2
2	1,5	26	9	17	24,5
3	5,3	18	10	8	12,7
4	2	12,4	7	5,4	10,4
5	4	16	13	3	12
6	7,8	21	12	9	13,2
7	1,4	24	20,5	3,5	22,6
Moy	3,26	18,34	11,64	6,70	15,40
Ecart	1,83	3,99	2,64	3,48	4,66

Tableau 4.3- Récapitulatif de la prolifération à l'intérieur du couvert naturel à partir de la route (côté amont).

Transect	Distance (m) entre la route et :			Distance de prolifération à l'intérieur du peuplement (m)	distance totale de propagation (m)
	le sujet de l'ailante le plus proche	le sujet de l'ailante le plus éloigné	le sujet de chêne vert le plus proche		
1	0,8	8	7	1	7,2
2	0,6	26	24,8	1,2	25,4
3	1,2	16,3	>16,3	0	15,1
4	5,5	14,3	12,5	1,8	8,8
5	1,2	16,8	2	14,8	15,6
6	0,6	1,2	>1,2	0	0,6
Moy	1,65	13,77	11,58	3,13	12,12
Ecart	1,10	5,24	5,66	3,33	5,64

Pour le côté amont, les valeurs de propagation correspondantes sont de 12 m en moyenne et plus de 25 m pour le maximum, celles de la prolifération à l'intérieur du peuplement dépassant 3 m en moyenne et atteignant 14,8 m.

1.5. Discussion

L'examen de l'âge des plus gros individus suggère que la présence de l'ailante dans la zone d'étude remonte à plus de 50 ans. En effet, l'individu le plus âgé datant de 1965 a été inventorié au niveau de la région Hakou Ferraoune dans une intersection entre un ravin et une piste forestière voisinant des vergers. Ce positionnement laisse supposer que cette invasion est en relation avec l'activité humaine liée aux populations riveraines et/ou aux travaux d'aménagement des pistes. Cette supposition est fondée sur la réputation de l'utilité de l'ailante dans la fixation des terrains (Wunder *et al.* 2014) et sur les affirmations des auteurs reliant la quasi-totalité des invasions à l'activité humaine (Pascal *et al.* 2010).

Actuellement, cette espèce colonise sous forme de bouquets d'une superficie de 18822 m², soit 0,82% de l'étendue prospectée. Bien que la proportion envahie demeure faible, la vitesse de propagation indiquée est rapide, il est possible que l'espèce soit en phase d'établissement, et le risque d'expansion peut être sévère voire aboutir à des conséquences écologiques, économiques et sociales (Dairain *et al.* 2012).

Pour la majorité des sites envahis, le positionnement longe les bordures des voies de communication. Cette distribution est en concordance avec celle constatée par Knusel *et al.* (2020) et Motti *et al.* (2021) qui mentionnent que cette espèce colonise le plus souvent les routes et les couloirs de transport, dont les routes combinent probablement une forte pression de propagules et des conditions de croissance favorables en termes de ressources disponibles, à savoir la lumière, l'eau et les nutriments minéraux, qui permettent à l'ailante de s'établir et de se propager le long des axes routiers.

La situation de la majorité des sites envahis dans les endroits ombragés et relativement humides, suscite un questionnement sur la capacité d'adaptation de l'ailante à des biotopes différents. En effet, ce positionnement est probablement en relation avec l'écologie de l'espèce. Bien que cette dernière soit décrite en Europe comme étant une espèce de lumière et d'ensoleillement (Kowarik et Säumel 2007), sa distribution à Chréa, suggère qu'elle préfère en revanche les endroits où l'humidité et la durée d'ombrage sont élevées. Cette hypothèse est appuyée encore davantage par l'existence de sites envahis en dehors des ravins, uniquement en altitude à plus de 1000 m, alors que l'ensemble des sites situés à basse altitude se trouvent exclusivement au niveau des lieux ombragés et frais. En effet, cette constatation est à attribuer au fait que l'ailante en altitude

trouve suffisamment de fraîcheur et d'humidité, alors qu'à basse altitude, ce microclimat ne peut être procuré qu'au niveau des ravins. Ce constat, indique probablement que l'espèce peut avoir des comportements de distribution adaptés suivant le climat de la région, cependant cette même relation positionnement-climat peut expliquer la différence du comportement de l'espèce entre l'Europe et l'Algérie. En effet, il est fort possible qu'en Europe où le climat est plus frais et humide, elle s'adapte à des sites ensoleillés. Par contre, à Chréa en Algérie, l'ensoleillement est plus intense et l'humidité relativement faible rend difficile sa survie en dehors des sites frais et ombragés. Cet aspect s'avère important, car il aide à apprécier les risques d'invasion des formations forestières en dehors des ravins.

La propagation à travers les formations pourra se produire par l'apparition de nouveaux sites (propagation par saut) ou par l'extension des sites actuels (propagation par rampe). L'analyse rétrospective de la chronologie de l'invasion des sites existants actuellement, montre que la propagation de cette espèce d'un site à l'autre a beaucoup accéléré. En effet, après avoir été lente au début durant 30 ans (entre 1965 et 1995), avec une vitesse de 0,2 sites/an soit deux sites par décennie, elle a atteint par la suite environ 2 sites/an, soit une augmentation de la vitesse de propagation de six fois.

La propagation en deux phases vers deux orientations distinctes, vers les altitudes basses au nord puis vers les hautes altitudes au sud, demeure difficile à expliquer, car elle implique deux influences non contrôlées. L'influence anthropique liée principalement aux déplacements quotidiens des propriétaires des vergers entre les vergers et la ville, a favorisé la propagation de l'espèce vers le nord à basse d'altitude (sites 1, 2 et 3). Il est probable que durant leurs déplacements, ils transportent involontairement les graines (anthropochorie) sur leurs véhicules, au sein de leurs objets ou de leurs productions qu'ils destinent au marché. De plus et à titre d'exemple, le site 2 dans la chronologie de propagation renferme une source d'eau, il est très convoité par les utilisateurs de la route y compris les propriétaires des vergers avoisinant le site mère, qui s'arrête au niveau de ce site pour s'approvisionner en eau. En parallèle, la propagation vers le haut était défavorisée durant les premières décennies par le climat de l'époque qui était plus frais et plus enneigé notamment en altitude au-delà de 900 ou 1000 m (Sbabdji, 2012). En revanche, le réchauffement climatique au cours des dernières décennies a favorisé sa progression en altitude jusqu'à 1100 m dont le plus jeune bouquet se trouvant en pleine cédraie (site 7). Toutefois, cet aspect nécessite plus d'investigation pour maîtriser le comportement de l'espèce par rapport au réchauffement climatique et les conséquences qu'en résulte quant à sa progression en altitude en pleine cédraie.

En ce qui concerne la propagation intrasite, les résultats indiquent qu'elle prend une orientation à partir des lieux d'origine à proximité des bordures de la route ou du lit du ravin vers l'intérieur des formations forestières naturelles. Néanmoins, l'amplitude des distances de propagation à l'intérieur des peuplements naturels reste limitée actuellement, le risque lié à son extension dans l'avenir demeure inquiétant. La majorité des profils ont révélé l'enfoncement de l'espèce à l'intérieur du peuplement naturel par l'apparition de jeunes individus. Différents auteurs qui s'accordent pour préciser que cette propagation conduit à la constitution de peuplements très denses qui éliminent la flore locale par compétition vis-à-vis de la lumière et l'espace en produisant des substances allélopathiques qui s'accumulent dans le sol et inhibent la croissance des autres végétaux (Poggi 2013 ; Lawrence *et al.* 1991).

Sur la base des résultats de ce travail, il est impératif de suivre les sites envahis sur plusieurs années, ciblant principalement l'élimination de toutes les jeunes plantules et les rejets d'ailante sur les surfaces de coupe avoisinantes, et le retrait préventif des individus femelles (les arbres semenciers), ces mesures servant à réduire la quantité excessive de graines pour empêcher la poursuite de la propagation.

2. Appréciation des effets de l'ailante sur la diversité floristique

Les résultats ont mis en évidence la présence de 188 espèces végétales au total, identifiées à partir d'un inventaire de 90 placettes, comprenant 45 placettes envahies (situées à la base d'arbres matures d'*Ailanthus altissima*), et 45 placettes témoins (situées à la base d'arbres matures indigènes). Après avoir effectué une comparaison des espèces floristiques dans les stations prospectées, nous avons identifié les espèces communes entre ces stations ainsi que les familles dominantes. Il est important de souligner que la richesse totale est maximale pour les parcelles témoins par rapport aux parcelles envahies (Figure 4.5). En effet, lors des inventaires réalisés dans les stations couvertes par l'ailante, nous avons recensé 60 espèces, tandis que dans les relevés effectués sous les arbres indigènes totalement dépourvus d'ailante (0%), la flore est beaucoup plus diversifiée, avec 128 espèces enregistrées.

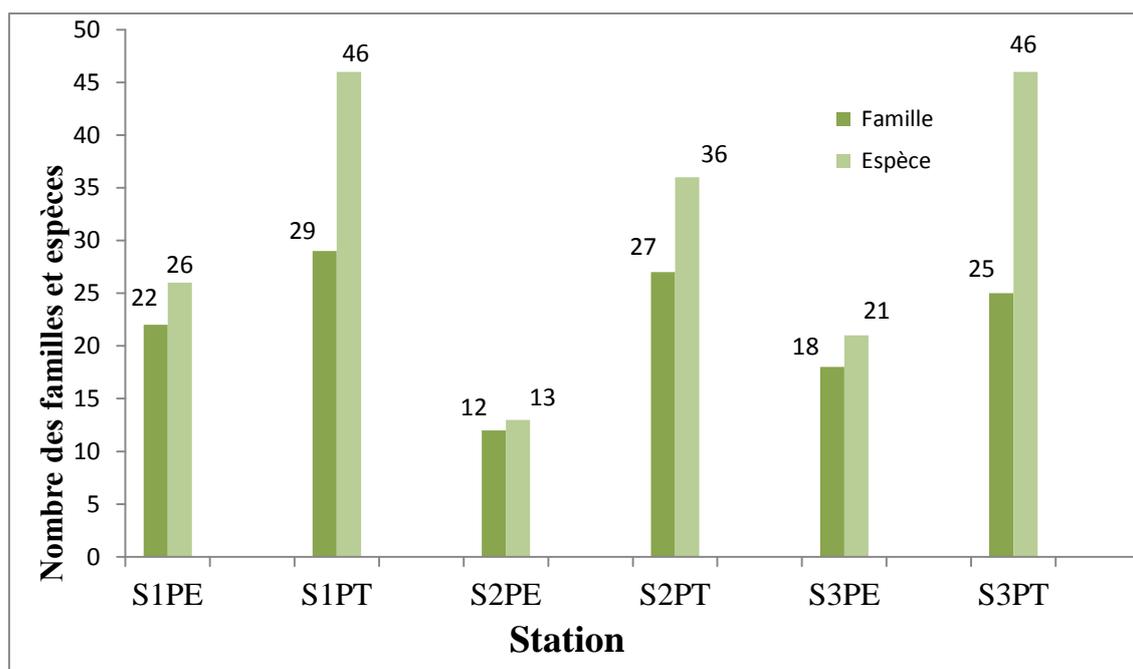


Figure 4.5- Répartition de la richesse totale dans les trois stations d'échantillonnage

S : station ; **P**: Parcelle; **E** : Envahi; **T**; Témoin.

2.1. Diversité floristique de la station Beni Ali

a) Parcelle 1 Envahie (S1P1E) : (Station 1 Parcelle 1 Envahie)

Dans cette parcelle, nous avons recensé la présence de 26 espèces réparties dans 26 genres et 22 familles (figure 4.6). La famille la plus représentée est celle des Rosaceae avec 3 espèces, parmi

lesquelles *Rubus ulmifolius* Schott se distingue comme l'espèce la plus dominante comptant 158 individus. Les autres familles ne comprennent qu'une seule espèce, telles que les Apiaceae et les Fabaceae, etc.

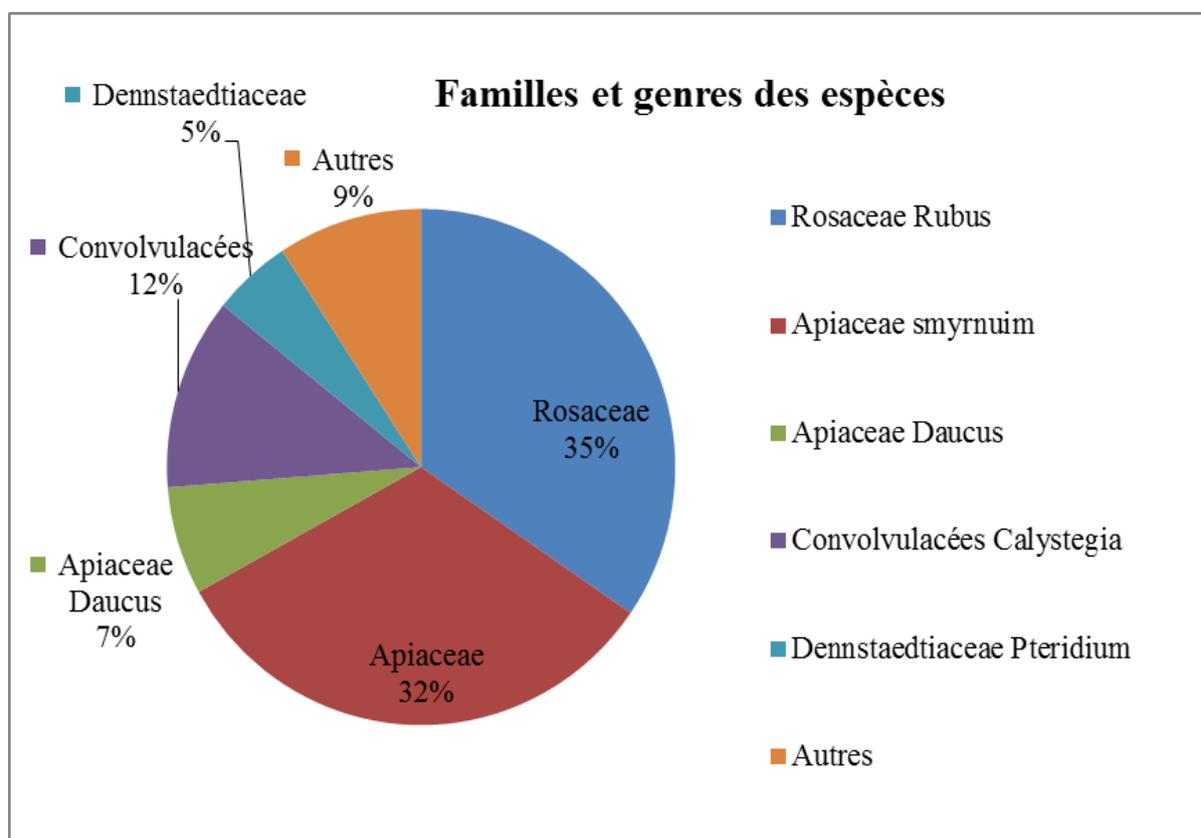


Figure 4.6- Richesse floristique dans la station Bni Ali (S1P1E)

b) Parcelle 2 Témoin S1P2T

La figure ci-dessous illustre la répartition des familles, genres et espèces au sein de la parcelle étudiée, démontrant une richesse floristique de 46 espèces réparties entre 44 genres et 29 familles.

On observe la prédominance de la famille Apiaceae avec 6 espèces, suivie de la famille Fabaceae avec 5 espèces, Apiaceae (3 espèces), ainsi que Rosaceae et Convolvulaceae avec 2 espèces chacune. Les espèces les plus dominantes sont *Daucus carota* L (423 individus), *Pteridium aquilinum* L (238 individus) et *Rubus ulmifolius* Schott (187 individus)

Les autres familles ne sont représentées que par une seule espèce, telles que les Fagaceae, les Pinaceae, etc. (figure 4.7).

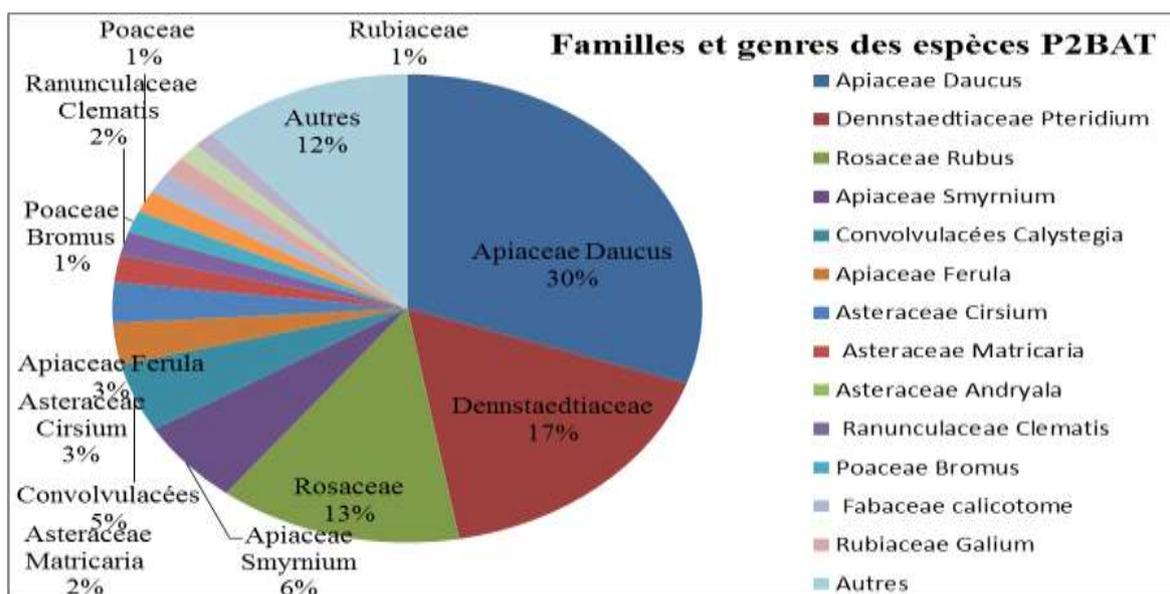


Figure 4.7- Richesse floristique de la station Bni Ali S1P2T.

2.2. Diversité floristique de la station Source de Beni Ali

a) Parcelle 1 Envahie S2P1E

Dans cette parcelle, nous avons marqué la présence de 13 espèces réparties dans 13 genres et 12 familles. La famille des Apiaceae se distingue par sa dominance avec 2 espèces, tandis que les autres familles, telles que les Rubiaceae, Poaceae, Euphorbiaceae, etc., ne comptent qu'une seule espèce (figure 4.8). De plus, dans cette parcelle, les espèces *Rubus ulmifolius* Schott (Rosaceae) et *Daucus carota* L. (Apiaceae) se caractérisent par un recouvrement significatif, avec respectivement 344 et 326 individus.

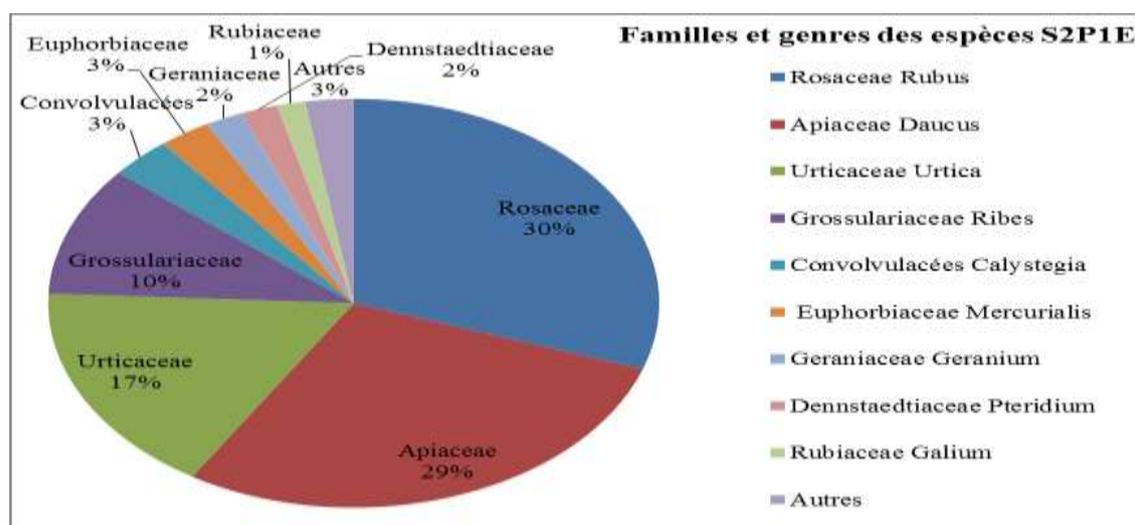


Figure 4.8- Richesse floristique de la station Source Bni Ali S2P1E.

b) Parcelle 2 Témoin S2P2T

Cette parcelle abrite une diversité de 36 espèces appartenant à 35 genres et 27 familles.

Les familles les mieux représentées sont les Poaceae, Asteraceae et Fabaceae, chacune avec 3 espèces, suivies des Rosaceae, Lamiaceae et Fagaceae, qui comptent 2 espèces chacune. Les autres familles ne comportent qu'une seule espèce, telles que les Apiaceae, Urticaceae, etc.

L'espèce la plus abondante est *Rubus ulmifolius* Schott (Rosaceae) avec 404 individus (figure 4.9).

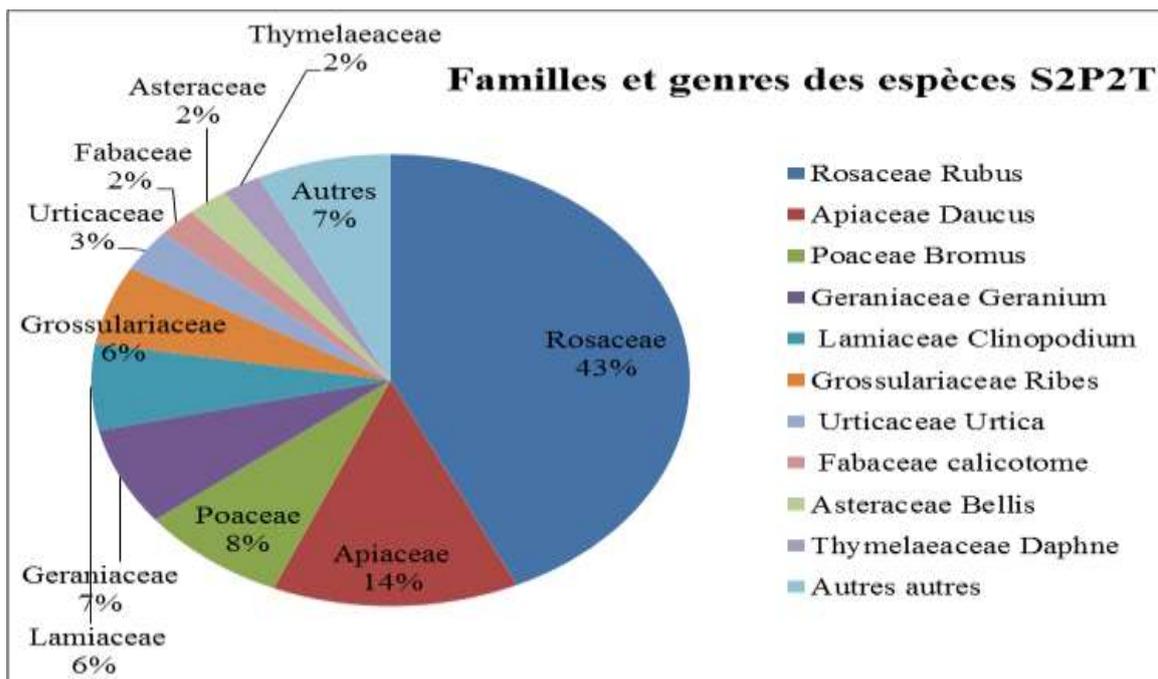


Figure 4.9- Richesse floristique de la station Bni Ali S2P2T.

2. 3. Diversité floristique de la station 3 (les Glacières) S3P1E

a) Parcelle 1 Envahie S3P1E

Le dénombrement des espèces dans cette parcelle s'élève à 21, réparties entre 21 genres et 18 familles. On observe la prédominance des familles Rosaceae, Apiaceae et Brassicaceae, chacune comptant 2 espèces. Les autres familles sont représentées par une seule espèce (figure 4.10). Il est également à noter que l'espèce *Rubus ulmifolius* Schott (Rosaceae) est la plus fréquente avec 660 individus.

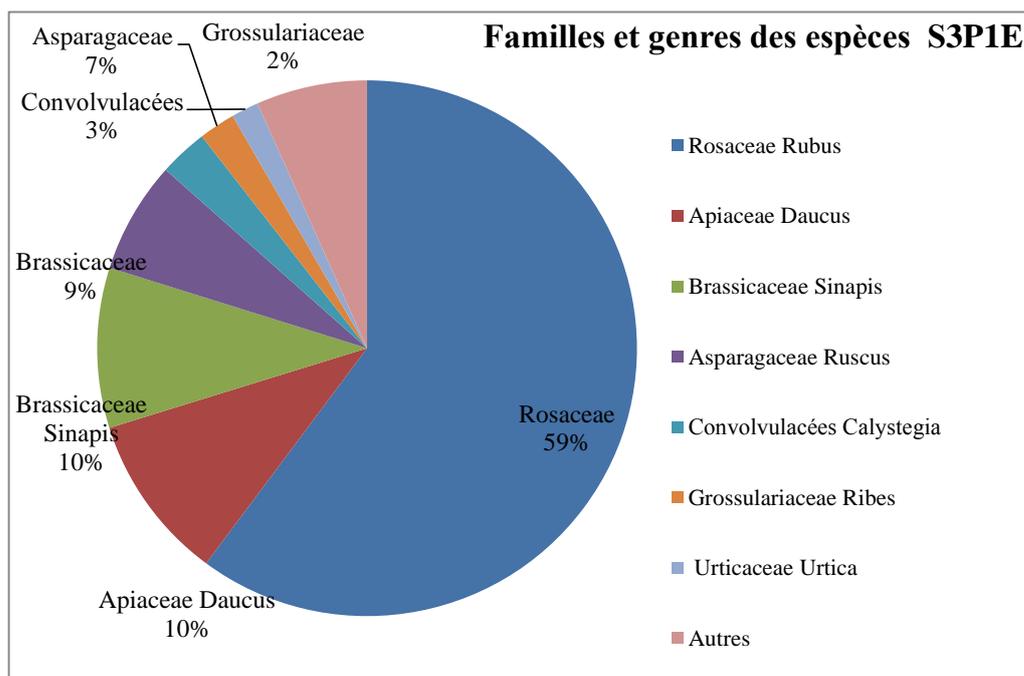


Figure 4.10- Richesse floristique de la station Glacières S3P1E.

b) Parcelle 2 Témoin S3P2T

Au sein de cette parcelle, l'inventaire réalisé a permis de répertorier 46 espèces appartenant à 45 genres et 25 familles. Les familles dominantes sont les Asteraceae, avec 6 espèces, suivies par les Brassicaceae avec 4 espèces, les Fabaceae avec 3 espèces, et les familles Poaceae, Rosaceae, Apiaceae, Lamiaceae, Rubiaceae, Boraginaceae, Caprifoliaceae, et Euphorbiaceae, chacune comptant 2 espèces. Les autres familles enregistrent une espèce chacune (figure 4.11). Parmi les espèces les plus fréquemment observées sous les arbres indigènes, on note la présence de *Bromus sterilis* Nevski avec 157 individus (Poaceae), *Rubus ulmifolius* Schott avec 132 individus (Rosaceae), et *Daucus carota* L. avec 79 individus (Apiaceae).

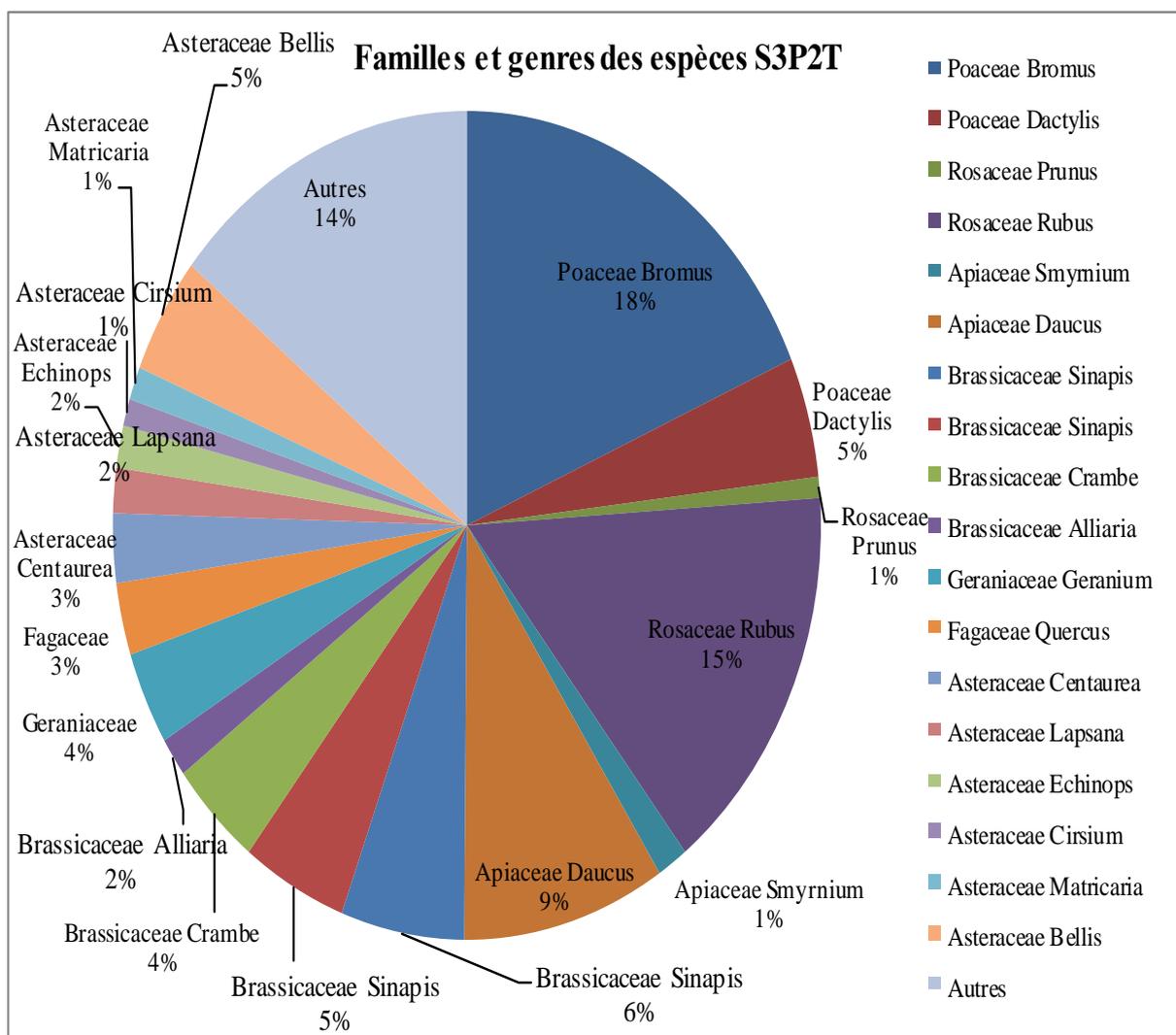


Figure 4.11- Richesse floristique de la station Glacières S3P2T.

2.4. Évaluation quantitative de la diversité floristique de différentes stations

Les différentes caractérisations quantitatives des trois stations sont résumées dans le tableau suivant (Tableau 4.4) :

Tableau 4.4- Présentation des indices écologiques.

Station	Richesse (S)		Indice de Schannon (H)		Equitabilité	
	P1	P2	P1	P2	P1	P2
Bni Ali (1)	26	46	2,60	3,68	0,55	0,67
Source de BA (2)	13	36	2,60	3,36	0,70	0,65
Glacières (3)	21	46	2,34	4,33	0,53	0,78

Selon le tableau ci-dessus, il est important de noter que la richesse spécifique, indice de Shannon et l'équitabilité atteignent leurs maximums dans les parcelles témoins (P2) par rapport aux parcelles envahies (P1).

2.5. Discussion

Cette étude propose une méthode d'évaluation des effets de l'ailante sur la diversité floristique dans notre zone d'étude. Nos résultats indiquent que la végétation était significativement moins riche sous les arbres d'ailante par rapport à d'autres espèces d'arbres, présentant une composition floristique notablement différente et plus diversifiée. Nous supposons que la présence d'ailante est un facteur influent sur la diversité floristique. Cet impact peut être attribué aux propriétés allélopathiques. Il est fort probable que les produits chimiques libérés par cette espèce modifient considérablement les conditions environnementales en inhibant la croissance et le développement des espèces voisines. Des études antérieures, telles que celle de Motard et al. (2011), soulignent souvent l'impact négatif de l'ailante sur la diversité végétale des sites colonisés. Dans le même contexte, Müller (2004) indique que l'ailante peut entraîner des modifications phytosociologiques et paysagères en raison des substances allélopathiques qu'il produit, connues sous le nom d'"ailanthone", qui inhibent la croissance des autres espèces présentes et favorisent la formation de peuplements monospécifiques très denses. En outre, il a constaté que la présence de l'ailante était associée à une richesse spécifique moindre et à un nombre d'espèces floristiques indigènes inférieur par rapport à une communauté témoin sans ailante.

Dans un contexte similaire, on suppose que l'ailante entre en compétition avec les espèces indigènes pour la lumière et l'espace. En raison de sa croissance rapide, l'ailante produit de nombreux rejets qui s'étendent et forment des peuplements denses, assurant ainsi un taux de recouvrement élevé dépassant celui des espèces environnantes. Cette espèce exerce une forte pression concurrentielle sur les peuplements autochtones, contribuant ainsi à leur disparition (Kowarik, 1983 ; Trifilo et al., 2004). Cet arbre est responsable de la disparition de 23 % des espèces végétales dans des sites où il prédomine en milieu insulaire méditerranéen (Vilà et al., 2006). L'indice de Shannon met en évidence une plus grande hétérogénéité dans les parcelles témoins, suggérant ainsi une diversité floristique plus variée. Il est à noter que les stations affichent une équitabilité supérieure ou égale à 0.50 dans les parcelles envahies et supérieure à 0.50 pour les parcelles témoins, indiquant ainsi un certain équilibre entre les populations végétales. Les indices de diversité et d'équitabilité, calculés pour chaque station dans le but de

mieux suivre la structure du peuplement dans les parcelles envahies par l'ailante, montrent que les valeurs les plus élevées sont observées dans les parcelles témoins, indiquant ainsi des abondances équivalentes des espèces présentes. Cela pourrait refléter une meilleure stabilité du peuplement.

De plus, certaines espèces sont relativement fréquentes sous les arbres indigènes mais presque jamais observées sous *Ailanthus altissima*. Nous émettons l'hypothèse que l'ailante pourrait inhiber la croissance des espèces qui ne s'adaptent pas à ses propriétés allélopathiques, telles que *Bromus sterilis* Nevski et *Prunus avium* L. que nous avons fréquemment observées dans les parcelles sans ailante mais absentes dans les parcelles envahies. Cette mauvaise herbe de la famille des Poaceae (*Bromus sterilis* Nevski) est reconnue pour sa sensibilité aux composés allélopathiques. En effet, Heisey (1999) a testé l'ailanthone sur le terrain pour évaluer sa capacité à contrôler les mauvaises herbes dans les cultures légumières. Il a démontré que ce composé réduit la population de mauvaises herbes quelques semaines après l'application.

Ces résultats laissent penser que l'extrait aqueux de cette plante herbacée pourrait servir comme désherbant accessible, efficace et adapté à la culture des céréales à la dose appropriée. Costa (2005) a mentionné également que l'efficacité de ces toxines est telle qu'elles font actuellement l'objet de tests en vue de la production d'un herbicide naturel.

En revanche, pour certaines espèces favorisées dans les parcelles envahies, telles que *Rubus ulmifolius* Schott et *Smyrniium perfoliatum* L. l'ailante pourrait agir comme un facilitateur. Motard et al. (2011) signalent une interaction positive significative et une signification écologique entre l'ailante et d'autres espèces végétales, résultant des caractéristiques communes qui persistent sous l'ailante. Cela conduit à la formation de communautés floristiques caractérisées par des populations résistantes aux composés allélopathiques produits par les feuilles, l'écorce et les racines, ou des espèces indifférentes à ces substances. Motard et al. (2011) démontrent que les produits chimiques libérés par l'ailante modifient profondément les conditions environnementales de son sous-étage, générant ainsi des communautés floristiques caractérisées par des populations résistantes ou des espèces indifférentes à ces substances

3. Phytotoxicité de l'ailante (*Ailanthus altissima*) sur la germination du cèdre de l'Atlas

3.1. Analyse des résultats

Les résultats montrent que parmi les 384 graines semées, 311 ont germé, ce qui équivaut à un taux de germination global de 80,99%.

Trois jours après le traitement, on observe que les graines dans les sols (témoin et envahi) ont commencé à germer. Trois semaines plus tard, les alvéoles contenaient des graines émergées, mais en quantités variables (figure 4.12).

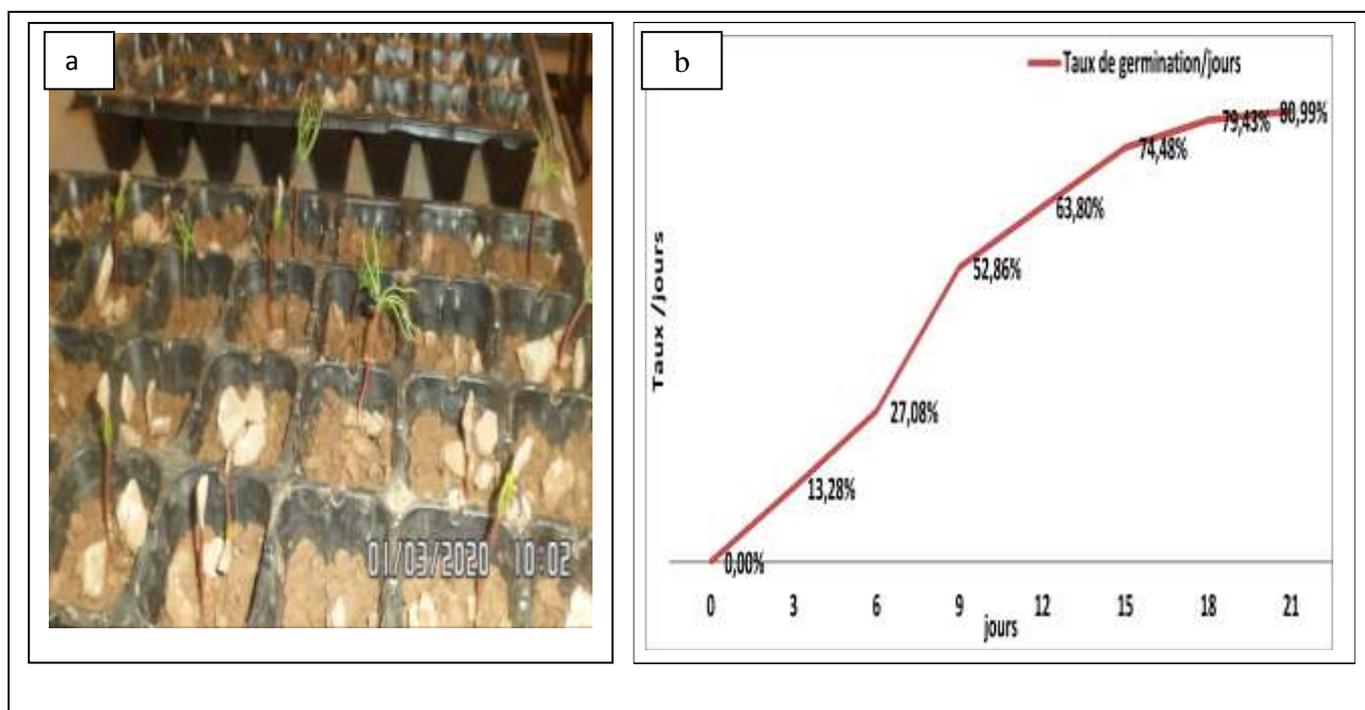


Figure 4.12- (a) Graines de cèdre en germination dans les alvéoles et (b) courbe de germination des semences du cèdre après trois semaines

Les calculs des taux de germination du cèdre pour l'ensemble des facteurs étudiés (l'extrait aqueux à différentes doses, et le type du sol (envahi/témoin) sont représentés dans la (figure.13).

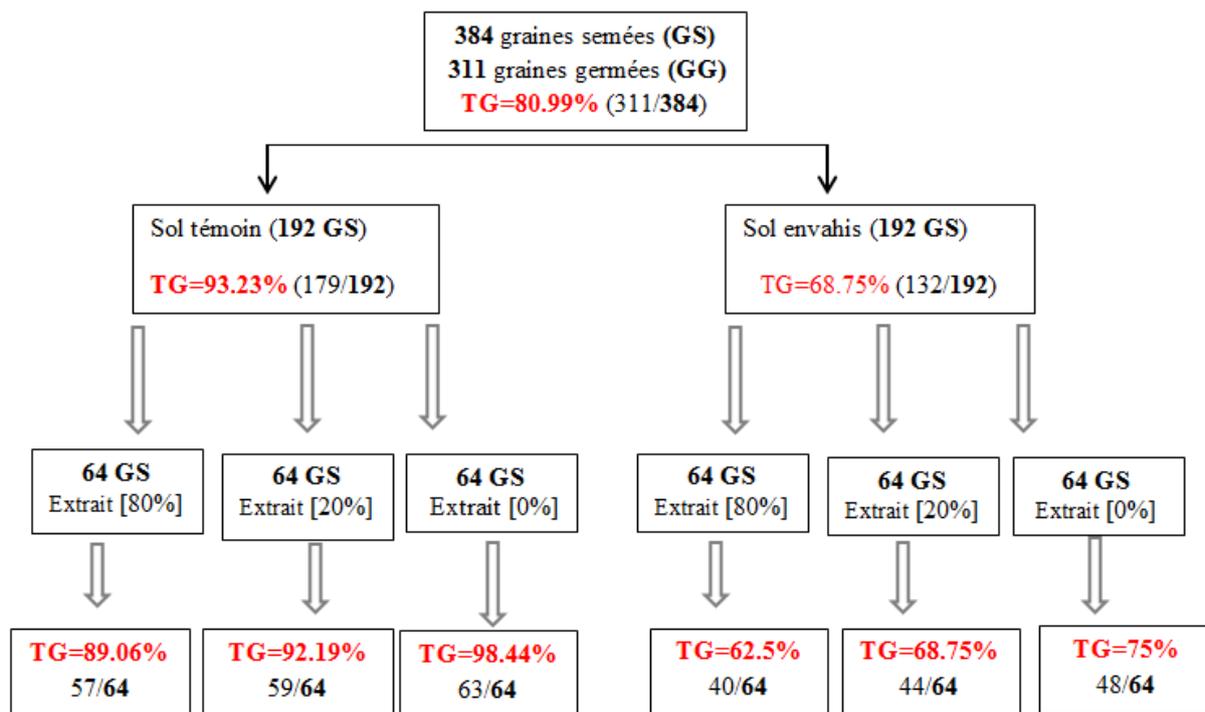


Figure 4.13: schéma illustratif des taux de germination des graines du cèdre dans l'extrait aqueux d'ailante à différentes doses et dans le sol témoin/envahi.

3.2. Effet du sol sur le taux de germination (TG%) du cèdre

Le (tableau 4.5) nous montre le taux de germination des semences du cèdre utilisées dans le traitement du sol envahi/témoin. En tenant compte de ces résultats, nous avons observé qu'après neuf jours, la germination commence à se ralentir, et nous avons enregistré un taux de germination plus élevé de 93,23% dans le sol témoin, par rapport à celui du sol envahi estimé à 68,75%.

Tableau 4.5- Effet du sol sur le taux de germination du cèdre

Temps / Jours	Type de sol		Total
	Sol témoin	sol envahi	
0	0	0	0
3	25	26	51
6	30	23	53
9	67	32	99
12	21	21	42
15	24	17	41
18	10	9	19
21	2	4	6
Total graines germées	179	132	311
Taux de germination	93,23%	68,75%	80,99%

3.3. Effet de l'extrait aqueux d'ailante sur la germination du cèdre

Les résultats obtenus démontrent de manière évidente que les taux de germination des graines traitées avec l'extrait aqueux d'ailante à différentes doses (0%, 20% et 80%) dans le sol témoin sont plus élevés (98,44% (63/64), 92,19% (59/64), 89,06% (57/64)) en comparaison avec ceux présents dans le sol envahi (75% (48/64), 68,75% (44/64), 62,5% (44/64)) respectivement (figure 4.14).

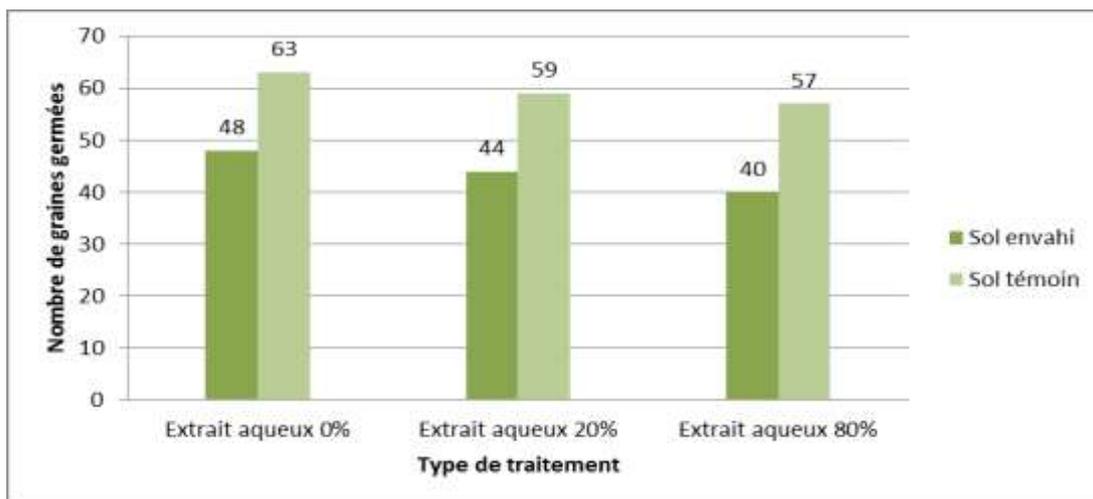


Figure 4.14: Effet de l'extrait aqueux d'ailante sur la germination du cèdre

Les résultats indiquent que le traitement des graines de cèdre avec l'extrait aqueux d'ailante a un effet légèrement faible sur la germination pour le même type de sol, à savoir les taux de germination (89,06%, 92,19%, 98,44%) dans le sol envahi, ce qui est également observé dans le sol témoin (62,50%, 68,75%, 75%) respectivement.

3.4. Effet du sol et le taux de mortalité

Les résultats concernant les graines traitées avec différentes concentrations de l'extrait aqueux montrent que parmi les 311 graines germées, 186 ont présenté une mortalité, ce qui équivaut à un taux de mortalité global de 59,80%.

Les résultats indiquent que les graines n'ont pas été affectées au cours des neuf premiers jours. Cependant, au bout du neuvième jour, les graines ont commencé à se flétrir et à mourir progressivement, ce que nous avons observé pendant les phases (9-21 jours) et (22-31 jours). Les taux de mortalité les plus élevés ont été observés dans le sol envahi, et ils sont nettement supérieurs à ceux des témoins, notamment dans la phase (22-31 jours) (figure 4.15).

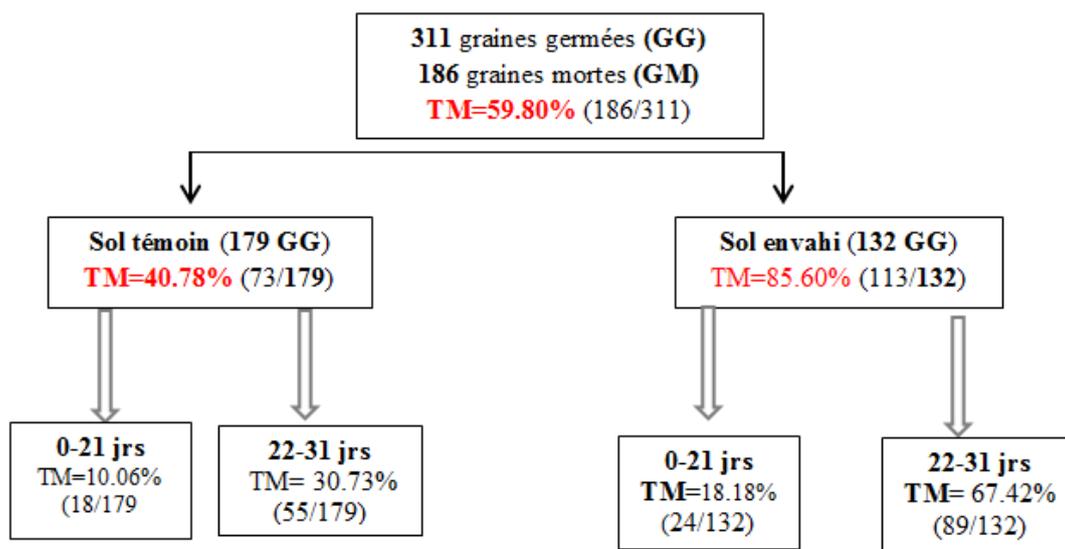


Figure 4.15- schéma illustratif des taux de mortalité des graines du cèdre dans le sol témoin/envahi.

3.5. Effet du traitement par l'extrait aqueux et le taux de mortalité

Il est important de noter qu'une proportion significative de ces graines mortes a été observée après la phase de germination (144 graines mortes), représentant un taux de mortalité de 46,30%, comparé à seulement 42 graines mortes, soit un taux de 13,5%, pendant la période de 9 à 21 jours, et aucune graine morte n'a été observée avant le neuvième jour au cours de cette expérimentation (tableau 4.6).

Tableau 4.6 : Taux de mortalité des graines du cèdre (GM=graine morte, GG=graine germée).

	Extraits aqueux 0%	Extrait aqueux 20%	Extrait aqueux 80%
0 à 21 jours	10 09,01% (10 GM /111GG)	13 12,62% (13/103)	19 19,59 % (19/97)
22 à 31 jours	44 39,64% (44/111)	57 55,34% (59/103)	43 44,33% (57/97)

Les résultats indiquent également que l'impact de l'extrait à différentes doses sur la mortalité des graines était limité pendant la période de germination, d'où nous avons observé des taux légèrement variables entre eux, oscillant entre 9,01%, 12,62% et 19,59% respectivement. En revanche nous avons enregistré des taux plus élevés et proches entre eux après la germination, atteignant respectivement 39,64%, 55,34% et 44,53% 5 (figure 4.16).

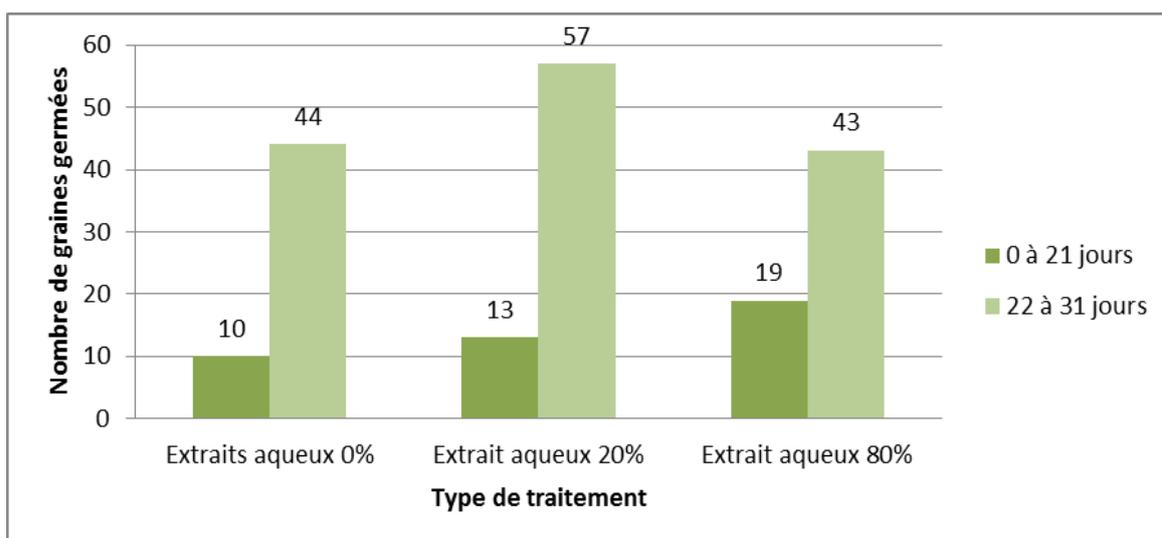


Figure 4.16- Variation des taux de mortalité des graines de cèdre pendant la germination et au début de croissance des plantules en fonction du traitement avec l'extrait aqueux d'ailante.

3.6. Taux d'inhibition

Les résultats montrent que la présence d'ailante inhibe significativement la germination du cèdre. En effet, l'ampleur de l'effet inhibiteur peut être proportionnel au degré de concentration des toxines de l'ailante (figure 4.17).

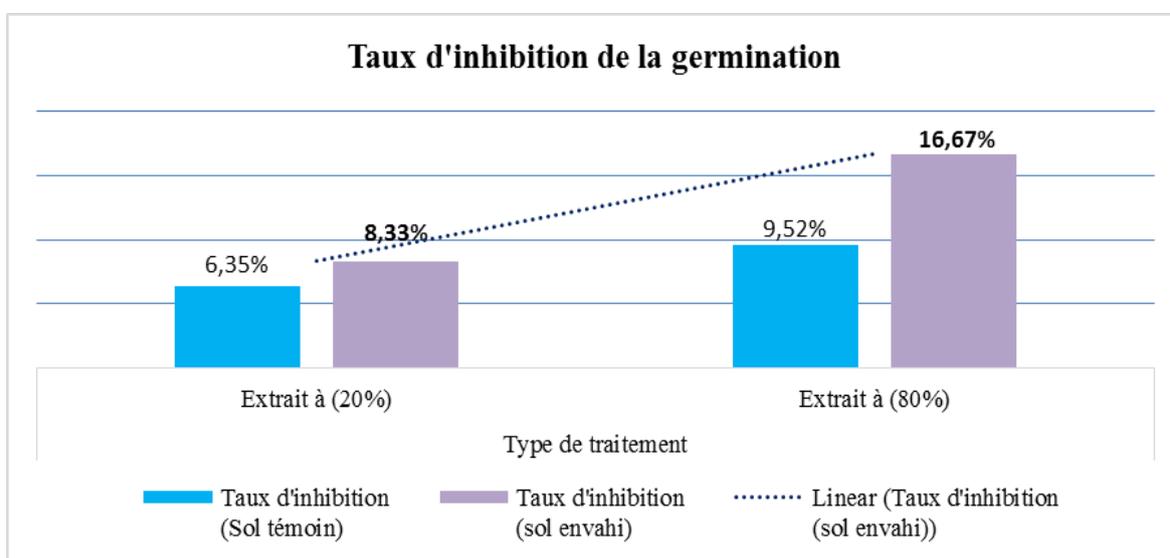


Figure 4.17- Variation de taux d'inhibition de la germination du cèdre dans le sol en fonction de l'extrait aqueux de 20%, 80%

En ce qui concerne le taux d'inhibition de la germination dans le sol envahi, il montre clairement un effet négatif sur la germination du cèdre en présentant le taux d'inhibition le plus élevé (25%).

Pour l'effet de l'extrait aqueux, le pourcentage d'inhibition de la germination le plus élevé est obtenu à une concentration de 80% dans le sol envahi, avec 16,67%, comparativement à celui traité avec un extrait à une concentration de 20%, avec un taux d'inhibition de 8,33% (figure 4.14). En effet, le taux d'inhibition de la germination augmente avec la concentration de l'extrait d'ailante.

3.7. Discussion

Notre étude se concentre sur l'effet des toxines végétales sur une espèce végétale voisine. Plusieurs études ont montré que des extraits d'ailante (racines, feuilles, tronc) inhibe la germination et la croissance de plusieurs espèces végétales (Mergen 1959, Voigt & Mergen, 1962; Heisey, 1990). Les résultats obtenus relatifs aux pourcentages de la germination des graines de cèdre indiquent qu'en présence d'ailante, la germination des graines n'est pas proportionnellement similaire, en effet la germination des graines du cèdre dans le sol témoin était de 93.23%, en appliquant la germination dans un sol envahi par l'ailante, la capacité de germination des graines de cèdre a été inhibée (taux de germination 68.75%). Ce résultat montre que le sol envahi par l'ailante contenait également des concentrations appréciables de toxines empêchant la croissance des espèces végétales voisines. Jeffrey et al (1991) indiquent que les plantes poussant dans un sol envahi par l'ailante contiennent des concentrations de composés inhibiteurs non présents dans les plantes poussant dans un environnement adjacent sans ailante, ils montrent aussi que les toxines d'ailante étaient présentes dans le sol en concentrations suffisantes pour affecter la croissance des espèces végétales voisines. Ce qui démontre que le potentiel allélopathique de l'espèce est très fort et peut influencer négativement les espèces voisines. De plus, le fait que l'extrait d'ailante pulvérisé à la surface du sol a provoqué de forts effets inhibiteurs cela indique que le ou les composés actifs sont solubles dans l'eau et mobiles dans le sol.

De plus, l'effet allélopathique de l'ailante se manifeste sous forme d'une inhibition dans la majorité des tests que nous avons réalisés sur l'ensemble des graines de cèdre, testées avec un extrait aqueux à différentes concentrations (20 % et 80 % ,0%) d'une part, et dans le sol envahi et témoin d'autre part. Cet effet inhibiteur augmente également avec l'augmentation de la concentration des composés allélopathiques de l'ailante. Selon Friedman (1995), l'allélopathie ne se manifeste que lorsque la quantité critique des composés allélochimiques atteint la plante ou la graine cible (Dhima et al., 2006).

Le sol envahi par l'ailante présente un taux d'inhibition le plus élevé, ceci indique que ces composés inhibiteurs sont présents dans le sol à des concentrations détectables et sont transmis à des individus d'espèces végétales voisines. Les espèces envahissantes peuvent causer d'importantes modifications dans les propriétés du sol telles que la fertilité, les cycles des nutriments et d'autres espèces de plantes environnantes (Gutiérrez-López et al, 2014). A des doses de 20% et 80%, l'extrait aqueux d'ailante inhibe la germination des graines de cèdre et le taux d'inhibition augmente progressivement avec la concentration de l'extrait. Par ailleurs, Arslan et al., (2005), Uremis et al., (2005), ont montré que l'inhibition augmente avec l'augmentation de la concentration des extraits (Friedman, 1995; Malcolm et al., 2003).

Le taux de mortalité des graines a augmenté progressivement avec la répétition des traitements, montrant un effet inhibiteur dès le neuvième jour de l'expérimentation. Cependant, après la période de germination, le taux de mortalité s'est nettement accéléré, et cette efficacité du traitement peut probablement être attribuée aux applications successives de l'extrait. Cela a été démontré par Heisey (1996) qui a observé l'allongement de la radicule du Cresson dans un sol témoin et envahi, la persistance de la toxicité de l'ailanthone est constatée avec des applications répétées à chaque fois (Sladonja et al., 2014). Il est donc évident que l'espèce de cèdre est parmi les espèces sensibles aux composés allélopathiques de l'ailante.

Conclusion

Les objectifs de ce chapitre étaient de répondre aux questions suivantes : où se trouve l'ailante dans le parc, comment se propage-t-il, et quel est son impact sur les espèces environnantes ainsi que sur la germination du cèdre ? Les résultats ont révélé que son introduction dans la région d'étude remonte à 1965, et que la plupart des sites envahis longent la route nationale N37 et les zones ombragées. Sa propagation d'un site à l'autre s'accélère rapidement, avec une tendance à se propager des bords des routes vers l'intérieur des peuplements.

Il semble que les capacités allélopathiques et le taux de reproduction de l'ailante entravent la régénération des espèces voisines. Nos inventaires floristiques sur l'ensemble des stations échantillonnées suggèrent que l'ailante est associé à une richesse moins diversifiée en espèces que les autres arbres indigènes du parc. La richesse et la diversité des espèces floristiques diminuent le long du gradient de densité d'ailante. L'abondance des espèces *Rubus ulmifolius* Schott et *Smyrniium perfoliatum* L. augmente en présence de l'ailante. En revanche, les espèces *Bromus sterilis* Nevski et *Prunus avium* L. semblent être sensibles à ces propriétés

allélopathiques, ou elles sont potentiellement concurrencées par les arbres d'ailante. Le test réalisé pour évaluer l'effet des composés inhibiteurs de l'ailante sur la germination du cèdre de l'Atlas a mis en évidence un impact significatif du sol envahi sur la germination du cèdre. De plus, il a confirmé une diminution progressive de la germination des graines de cèdre sous l'influence des extraits d'ailante, notamment aux concentrations de 20% et 80%. Cette toxicité s'accroît avec la répétition du traitement au fil du temps. En considération de sa prolifération par divers moyens, de son fort potentiel de propagation, ainsi que de l'intensité de sa fructification et de sa croissance rapide, les risques associés à l'ailante pourraient conduire à une expansion future avec des impacts significatifs sur la biodiversité, en particulier sur les espèces ayant une valeur patrimoniale.

Conclusion générale

Conclusion générale

L'objectif de cette étude est d'examiner l'ailante (*Ailanthus altissima*) en tant qu'exemple d'espèce exotique envahissante et d'évaluer les risques que sa présence représente pour la biodiversité dans le Parc National de Chréa. Les résultats ont révélé que son introduction dans la région remonte à 1965. La cartographie effectuée indique que la plupart des sites envahis suivent la route nationale N37 reliant Chréa à Blida ainsi que les chemins secondaires. Sa propagation d'un site à l'autre prend un rythme croissant rapide, avec une à prolifération à partir des sites d'origine le long des routes vers l'intérieur des peuplements. La localisation et l'identification des sites de propagation faciliteront la détection précoce des nouvelles populations et permettront leur éradication dès leur jeune âge.

Tenant compte de son fort potentiel de propagation, et de son intense fructification et croissance rapide, les menaces de cette espèce peuvent peser lourd à l'avenir. Sa présence sur une large amplitude d'altitude jusqu'aux 1150 m où elle touche la cédraie, reflète d'une façon plus claire la lourdeur des menaces sur la diversité floristique du parc, ce qu'il peut induire une modification du fonctionnement de l'écosystème envahi et une réduction de la composition des communautés végétales envahies, en produisant également des composés phytotoxiques allélochimiques connus pour inhiber la croissance et le développement des espèces avoisinantes. Notre évaluation de son impact sur le couvert végétale de chréa à l'aide d'un inventaire floristique reflète les risques que représente sa présence sur la biodiversité en milieu forestier, nos résultats suggèrent que la végétation était significativement plus pauvre sous les arbres d'ailante par rapport aux autres espèces d'arbres où la composition floristique est significativement différente et plus diversifiées. L'examen effectué dans cette étude sur l'effet des composés inhibiteurs produits par les individus d'ailante sur la germination du cèdre de l'Atlas confirme une fois de plus une diminution progressive de la germination des graines de cèdre sous l'influence des extraits d'ailante à des concentrations de 20% et 80%. En effet, nous avons démontré la présence de composés dans l'ailante qui inhibent la germination et la croissance du cèdre. Ces composés sont présents dans le sol à des concentrations détectables et sont transmis à des individus d'espèces végétales voisines. L'extrait devient actif sans tenir compte de la dilution utilisée. Cette toxicité augmente proportionnellement à la répétition du traitement au fil du temps.

Avec l'annonce du changement climatique, caractérisé par une augmentation des températures moyennes annuelles et une sécheresse marquée, on prévoit une expansion considérable de l'aire potentielle de distribution de cette espèce en Algérie. Les conclusions de cette étude mettent en évidence le fait que cette espèce invasive représente une menace pour l'écosystème forestier. Les résultats de cette recherche seront donc pris en considération dans l'élaboration des plans de gestion afin de restreindre strictement l'expansion de l'espèce dans le parc. De plus, ils justifient le développement de méthodes de contrôle et de protocoles d'éradication. De bonnes pratiques de gestion forestière peuvent également réduire l'invasion en abattant les arbres femelles matures (les arbres semenciers) produisant des fruits, ces mesures servant à réduire la quantité excessive de graines pour endiguer la propagation, végétaliser rapidement les terrains nus à l'aide d'espèces indigènes adaptées à la station, ne pas utiliser de terre envahies par des plantes envahissantes (également racines, graines,...etc.), et éliminer des déchets végétaux correctement. On sait que la coupe renforce le drageonnage, il ne faut donc couper des arbres que si une lutte suffisante contre les drageons est garantie pendant au moins trois ans. Il est nécessaire de planifier les interventions dans le temps et l'espace. Il faut régulièrement repasser dans les sites envahis plusieurs années pour éliminer progressivement la banque de graines enfouies dans le sol. Ces résultats fournissent une réponse générale à la problématique abordée dans cette recherche, en confirmant l'hypothèse d'un impact négatif sur les espèces avoisinantes et indigènes du parc dû à l'ailante. Ainsi, il est impératif d'entreprendre d'autres études axées principalement sur les programmes de lutte et d'éradication afin de minimiser les dommages causés par cette menace.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- 1) Ali Tatar, B. (2010). Cartographie et dynamique de la végétation face à l'urbanisation. Mémoire de Magister en Ecologie végétale. Option : Cartographie des écosystèmes forestiers de l'Est Algérien. Université Badji Mokhtar, Annaba., Institut de Biologie.
- 2) Anonyme. (2012). Étude sur les plantes exotiques envahissantes sur des espaces sensibles naturels en Essonne. Cartographie et préconisation de gestion, France, 106 p.
- 3) Anonyme. 2003. Plantes envahissantes de la région méditerranéenne. Agence méditerranéenne de l'environnement (AME), Agence régionale pour l'environnement Provence-Alpes-Côte d'Azur, 48 p.
- 4) Anonyme. 2020. Espèces Exotiques Envahissantes (EEE) Terrestres Au Maghreb Arabe. Etat des lieux et perspectives pour une stratégie sous régionale (Algérie, Libye, Mauritanie, Maroc et Tunisie). OBSERVATION DU SAHARA DU SHEL. 146 p.
- 5) Arabdiou, Y. (2005). Contribution à l'étude des insectes des cônes et des graines dans quelques peuplements forestiers en Algérie. Thèse Magister Sci. Agro., Inst.Nati. Agro., El-Harrach, 103 p.
- 6) Arslan, M., Uremis, I., Uludag, A. (2005). Determining bio-herbicidal potential of rapeseed, radish and turnip extracts on germination inhibition of cutleaf ground-cherry (*Physalis angulata* L.) seeds. Journal of Agronomy 4:134-137.
- 7) Attal- Bedreddine, A. (1995). Contribution à l'étude de l'entomofaune du Chêne vert (*Quercus ilex* L.) dans le Parc National de Chréa. Thèse Magister Sci. Agro.,Int. Nati. Agro., El-Harrach, Alger, 250 p.
- 8) Bazi, A. (1988). Contribution à l'étude de l'avifaune du Parc National de Chréa. Mém. Ing., Inst. Nati. Agro., El-Harrach, 70 p.
- 9) Ben Meddour, T. (2010). Étude du pouvoir allélopathique de l'Harmel (*Peganum harmala* L.), le laurier rose (*Nerium oleander* L.) et l'Ailante glanduleux (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swing.) sur la germination de quelques mauvaises herbes des céréales. Thèse de magister de l'université Ferhat Abbas, Algérie, 106 p.
- 10) Bertin, C., Yang, X. Weston, L.A. (2003). The role of root exudates and allelochemicals in the rhizosphere. Plant soil, 256:67.
- 11) Blackburn, T.M., Pysek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarosik, V., Wilson, J.R.U., & Richardson, D.M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. Trends in Ecology & Evolution, 26 (7), 333-339.

- 12) Blondel, J. (1979). Biogéographie écologie, Masson, Paris, 173 p.
- 13) Bory, G., Clair-Maczulajtys, D. (1980). Production, dissémination et polymorphisme des semences d'*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, Simaroubacées. Revue Générale de Botanique; 88:297-311.
- 14) BOUAOUNE D., 1996.- Contribution à l'étude floristique des étages de végétation de l'Atlas Blidéen (phytoécologie, phytosociologie et déterminisme climatique). Thèse. Mag. Ecol. U.S.T.H.B., Alger, 134-148p. 172p. + ann.
- 15) BRAKCHI L., 1998.- Contribution à l'étude phytoécologique et phytosociologique des groupements à pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill) dans le secteur algérois. Thèse. Mag. Ecologie et environnement. U.S.T.H.B, Alger, 192p.
- 16) Branquart, E. (2010). Les espèces invasives: un nouvel enjeu pour la gestion de l'environnement dans les communes. Plateforme belge de la biodiversité, Site internet de l'Union des villes de Wallonie.
- 17) Bubel, N. (1988). The new seed-starters handbook. Rodale books, Emmaus. p. 85.
- 18) Burch, P.L., Zedaker, S.M. (2003). Removing the invasive tree *Ailanthus altissima* and restoring natural cover. Journal of Arboriculture, 29(1): 18-24.
- 19) Castro-Diez, P., Valle, G., Gonzalez-Munoz, N. & Alonso, A. (2014). Can the life-history strategy explain the success of the exotic trees *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia* in Iberian floodplain forests? PLoS ONE 9(6), e0100254.
- 20) Cléroux, J. (2013). Plantes Exotiques Envahissantes Au Québec : La Renouée Du Japon Au Parc De La Chute-Montmorency. 107p.
- 21) Collin, P. & Dumas, Y. (2009). Que savons-nous de l'ailante (*Ailanthus altissima* (Miller) Swingle)? Revue forestière française 61(2), 117-130.
- 22) Come, D. (1970). Les obstacles à la germination. Ed. Masson et Cie, Paris, 162p.
- 23) Corcuera, L. J. (1993). Biochemical basis for the resistance of barley to aphids. Phytochemistry 33:741-747.
- 24) Costa, C. (2005) Atlas des espèces invasives présentes sur le périmètre du parc naturel régional de Camargue. France ,220 P.
- 25) Dahel, R. (2012). Parc National de Chréa révision de biosphère. Revision périodique de la réserve de biosphère de Chréa 2002-2012. 69p.
- 26) Dairain, A. & Vad, J. (2012). Biodiversité et société: le rôle des invasions biologiques et la crise actuelle de la biodiversité. Rapport pour environnement et société CEREC-ERTI – École normale supérieure, 18 p.

- 27) Dhima, K. V., Vasilakoglou, I. B., Eleftherohorinos, I. G., Lithourgidis, A. S. (2006). Allelopathic potential of winter cereal cover crop mulches on grass weed suppression and sugarbeet development. *Crop Science* 46:1682-1691.
- 28) Ding, J.Q., Wu, Y., Zheng, H., Fu, W.D., Reardon, R., Liu, M. (2006). Assessing potential biological control of the invasive plant, tree-of-heaven, *Ailanthus altissima*. *Biocontrol Sci. Technol.* 16: 547–566.
- 29) DJELLOULI Y., 1990.- Flore et climat en en Algérie Septentrionale : Déterminisme climatique des espèces. Thèse Doct. ; Uni. Sci. Techn H. Boumediène. Alger, 262 p.
- 30) Douaer, M., Selmane, M. (1994). Contribution à l'étude phytosociologique et phytodynamique de la végétation de la partie centrale du Parc National de Chréa. Mém. Ing. Agro. UMMTO. 118p.
- 31) Dumas, Y., Gama ; A. (1998). Contrôle des rejets de souches : une technique pour la gestion d'espaces arborés. ONF, bulletin technique. 35: 21-28.
- 32) EMBERGER L., 1930.- La végétation de la région méditerranéenne. Essai d'une classification des groupements végétaux. *Rev. Gén. Bot.*, 42 : 641-662.
- 33) EMBERGER L., 1971.- In Travaux de botanique et d'écologie. Ed. Masson et Cie. Paris, 520p.
- 34) Faurel, L. (1947).Aperçu sur les cédraies de l'Afrique du Nord en compte rendu des conférences de pédologie Méd. Alger-Montpellier, pp 474-477.
- 35) Friedman, J. (1995). Allelopathy, Autotoxicity, and germination. In *Seed development and germination*. CRC Press, Florida. pp. 629-643.
- 36) Gama, A., Dumas, Y., Frochot, H., (2006). Utilisation des herbicides en forêt et gestion durable, Guide pratique, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche - Office National des Forêts, Quae.
- 37) Gasinovi, C. G., Ceccherelli, P., Grandolini, G., bellavita, V. (1964). On the structure of ailanthone. *Tetrahedron Letters* 52:3991.
- 38) Gauvrit, C., Cornier, B., Chauvet, M. (2003). Le Vernis du Japon : *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, Simaroubaceae ou bien *Toxicodendron verniciifluum* (Stocks) F.A.Barkley, Anacardiaceae ? Synthèses des forums Tela Botanica.
- 39) Géhu, J.-M., Rivas-Martínez, S. (1981). Notions fondamentales de phytosociologie. *Berichte der Internationalen Symposien der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde*. Syntaxonomie, J. Cramer, Berlin : 5–33.

- 40) Gomez-Aparicio, L. & Canham, C. (2008). Neighborhood analyses of the allelopathic effects of the invasive tree *Ailanthus altissima* in temperate forests. *J. Ecol.* 96(3), 447-458. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2007.01352.x.
- 41) Gover, A., Kuhns, L., Johnson, J. (2004). Managing tree of heaven (*Ailanthus altissima*) on roadsides. *Roadside vegetation management. Factsheet 3*, 4p.
- 42) Guerder, S. (2011). Les espèces invasives : une menace pour la biodiversité indigène ou pour l'Homme ? 20p.
- 43) Guinochet, M. (1973). *La phytosociologie. Collection d'écologie I.* Masson éd., Paris, 227 p.
- 44) Gutiérrez-López, M., Marta Novo, E., Fernández, R., Trigo, D. (2014). Does the invasion of the exotic tree *Ailanthus altissima* affect the soil arthropod community? The case of a riparian forest of the Henares River (Madrid). *European Journal of Soil Biology* 62, 39-48.
- 45) Halimi, A. (1980). *Atlas Blidéen : Climat et étages végétaux.* Ed. OPU., Alger, 523p.
- 46) Heisey, R. M. (1990). Evidence for allelopathy by tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*). *Journal of Chemical Ecology* 16: 2039-2055.
- 47) Heisey, R. M. (1997). Allelopathy and the secret life of *Ailanthus altissima*. *Arnoldia* 57(3):28-36.
- 48) Heisey, R. M. 1999. Development of an Allelopathic Compound from Tree-of-Heaven (*Ailanthus altissima*) as a Natural Product Herbicide. In *Biologically active natural products: agrochemicals.* CRC Press, Florida. pp. 58-68.
- 49) Heisey, R.M. (2010). Allelopathic effects of *Ailanthus altissima* (tree-of-heaven) seeds and young seedlings. Oral poster at 95th Ecological Society of America Annual Meeting. Pittsburgh, Pennsylvania, August 1-6.
- 50) Jeffrey, G., Lawrence, Alison, C., Owen J. S. (1991). THE ECOLOGICAL IMPACT OF ALLELOPATHY IN *Ailanthus altissima* (SIMAROUBACEAE) *American Journal of Botany.* 78 ; 7 pp. 948-958.
- 51) Knapp, L. B., Canham C.D. (2000). Invasion of an old-growth forest in New York by *Ailanthus altissima*: sapling growth and recruitment in canopy gaps. *Journal of the Torrey Botanical Society*, 127: 307-315.
- 52) Knüsel, S., Wunder, J., Moos, C., Dorren, L., Schwarz, M., Gurtner, D. & Conedera, M. (2020). L'ailante en Suisse. Écologie et options de gestion. Notice pour le praticien (Institut fédéral de recherches WSL) 66, 1-12
- 53) Kowarik I. 1983. The acclimatization and phytogeographical behaviour of the tree of heaven in the French Mediterranean area. *Phytocoenologia*, 11(3): 389-406.

- 54) Kowarik, I. & Säumel, I. (2007). Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. *Perspect. Plant Ecol.* 8(4), 207-237.
- 55) Kruse, M., Strandberg, M., Strandberg, B. (2000). Ecological Effects of Allelopathic Plants: a Review. NERI Technical Report No. 315. National Environmental Research Institute, Silkeborg, Denmark. 66 p.
- 56) Lacoste A., Salanon, R. (2001). *Eléments de biogéographie et d'écologie*. Nathan, Paris. 2e édition, 318 p.
- 57) Larid, D. (1989). Comparaison faunistique entre trois stations au Mont Mouzaïa dans le Parc National de Chréa. *Mém. Ing. Agro., Inst. Nati. Agro., El Harrach*, 152 p.
- 58) Lawrence, J.G., Colwell, A. & Sexton, O.J. (1991). The ecological impact of allelopathy in *Ailanthus altissima* (Simaroubaceae). *Am. J. Bot.* 78(7), 948-958.
- 59) Lefeuvre, J.C. (2006). Les invasions biologiques : un risque pour la biodiversité à l'échelle mondiale. In: Beauvais M.L., Coléno A. & Jourdan H. (eds). *Les espèces envahissantes dans l'archipel néocalédonien*. IRD Éditions, Marseille, 4-49.
- 60) Levy, V., Watterlot, A., Buchet, J., Hauguel, J.-C., Toussaint, B. (2015). Plantes exotiques envahissantes du NordOuest de la France : 30 fiches de reconnaissance et d'aide à la gestion. Centre régional de phytosociologie agréé Conservatoire botanique national de Bailleul (CBNBL), 140 p.
- 61) Lippimaa, T. (1935). La méthode des associations unistrates et le système écologique des associations. *Acta Instit. Hort. Bot.univ. Tartuensis*.
- 62) Lisan, B. (2014). Les plantes invasives ; Les plantes envahissantes en France, en Europe et ailleurs. 149p.
- 63) Lorena, G.A. & Charles, D. (2008). Neighbourhood analyses of the allelopathic effects of the invasive tree *Ailanthus altissima* in temperate forests. *J. Ecol.* 96, 447-458.
- 64) Malcolm, P. J., P. Holford, W. B. McGlasson and S. Newman. (2003). Temperature and seed weight affect the germination of peach rootstock seeds and the growth of rootstock seedlings. *Scientia Horticulturae* 98(3):247-256.
- 65) Manche, C. (2007). Les espèces exotiques envahissantes susceptibles de proliférer dans les milieux aquatiques et les zones humides sur le territoire du SAGE Authion. Guide pratique, SAGE Authion, 74p.
- 66) Mathys, C., Halford, M., Heers, L., Mahy, G., Collin, C., Vangossum, H., Braquart, E., Vanderhoeven, S., Beck, O. 2012 –Les alternatives aux invasive ,60 p.
- 67) Maurel, N., Salmon, S., Ponge, JF. (2010) Does the invasive species *Reynoutria japonica* have an impact on soil and flora in urban wastelands? *Biological Invasions* 12:1709-1719.

- 68) Mazari, G. (1995). Etude faunistique de quelques stations du Parc National de Chréa. Thèse Magister Sci. Agro., Inst. Nati. Agro., El-Harrach, 165 p.
- 69) Meddour, R. (1994). Contribution   l'étude phytosociologique de la portion CentroOrientale du parc national de Chréa. Essai d'interprétation synthétique des étages et des séries de végétation de l'Atlas Blidéen. Thèse. Magister .INA, Alger, 330 p.
- 70) Meddour, R. (2002). Bioclimats, étages et séries de végétation de l'Atlas Blidéen (Algérie). *Phytocoenologia*, 32, 101-128.
- 71) Meddour, R., Sahar, O. & Fried, G. (2020). A preliminary checklist of the alien flora of Algeria (North Africa): taxonomy, traits and invasiveness potential. *Botany Letters* 167(4), 453-470.
- 72) Meftah, T. (1988). Etude des grandes Mammifères de Ghellaie (Parc National de Chréa). Mém. Ing. Agro. Inst. Nati. Agro., El-Harrach, 123 p.
- 73) Mercier, F., Lecointe, S., Zambettakis, C. (2013). Stratégies de lutte contre les espèces invasives menaçant la biodiversité en Basse – Normandie, 75 p.
- 74) Mergen, F. (1959). A toxic principle in the leaves of *Ailanthus*. *Botanical Gazette*, 121, 32-36
- 75) Mguis, K., Albouchi, A., Brahim, N.B. (2011). Effect of temperature and salinity on germination of *Ruta graveolens* L. *Acta Botanica Gallica* 158: 645-652.
- 76) Miller J.H. (1990). *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. In: Burns, Russell M.; Honkala, Barbara H., tech. coords. *Silvics of North America: Vol. 2. Hardwoods. Agriculture Handbook 654*. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service: 101-104.
- 77) Morsli S., 2005. Ecologie des pontes et des nids de la processionnaire du pin *Thaumetopoea pityocampa* Denis et *Schiffm ller* (Lep., *Thaumetopoeidae*) dans la cédraie du Parc National de Chréa, et dans la pinède de la région de Djelfa. Mém. Ing. Agro., Inst. Nati. Agro., El-Harrach, Alger, 65 p.
- 78) Motard, E., Muratet, A., Clair-Maczulajtys, D., Machon N. (2011). Les populations invasives d'*Ailanthus altissima* menacent-elles la diversité floristique des forêts tempérées périurbaines ?, paris France, pp 872–879.
- 79) Motti, R., Zotti, M.G., Cozzolino, A., Stinca, A., Migliozi, A., Stinca, A. & Bonanomi, G. (2021). Climatic and anthropogenic factors affect *Ailanthus altissima* invasion in a Mediterranean region. *Plant Ecol.* 222(2), 1347-1359.
- 80) Mouillefert, P. (1892). *Traité des Arbres et Arbrisseaux*, Paris: Paul Klincksieck.
- 81) Muller, S. (2004). *Plantes invasives de France*, publication scientifique du Muséum-paris.

- 82) Niemeyer, H. M. 1988. Hydroxamic acids (4-hydroxy-1, 4-benzoxazin-3-ones), defence chemicals in the Gramineae. *Phytochemistry* 27:3349-3358.
- 83) Nshimba, S-M. (2005) – Etude floristique, écologique et phytosociologique des forêts inondées de l'île Mbiye à Kisangani, (R.D.Congo), DEA, ULB, 101 p.
- 84) Pascal, M., Pierre Herve, P.G. & Simberloff, D. (2010). Invasions biologiques et préservation de la biodiversité. *Rev. Sci. Tech.* 29 (2), 367-385.
- 85) Planty-Tabacchi, A.M. (1993). Invasions des corridors fluviaux par des espèces végétales d'origine étrangère. Thèse de Doctorat de l'Université P. Sabatier Toulouse III, 177 p.
- 86) Poggi, J. (2013). Diagnostic des espèces exotiques envahissantes animales et végétales du territoire du PNR des Préalpes d'AZUR et création d'outils de sensibilisation, France. 140 p.
- 87) Quezel, P., Santa, S. (1962-1963). Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales. C.N.R.S. Paris. Tome I (1962), tome II (1963), Vol. 1170 p.
- 88) Radtke, A., Ambrass, S., Zerbe, S., Tonon, G., Fontanan, V. & Ammer, C. (2013). Traditional coppice forest management drives the invasion of *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudo acacia* into deciduous forests. *For Ecol. Manag.* 291, 308-317.
- 89) Ramade, F. (1984). *Eléments d'écologie. Ecologie fondamentale.* Ed. MC Graw-Hil, Paris, 397 p.
- 90) Rameau, J. C., Mansion, D., Dumé, G., Timbal, J., Lecoite, A., Dupont, P., & Keller, R. (1989). *Flore forestière française. Guide écologique illustré*, 1, 1785.
- 91) Raven, P. H., R. F., Evert, S., Eichhorn, E., Bouharmont, J. (2003). *Biologie végétale.* De Boeck Université, Paris. pp. 32-38.
- 92) Rice, E.L. (1984). *Allelopathy.* 2nd Edition, Academic Press, New York, 422pp.
- 93) Richardson, D., Pyseck, P., Rejmanek., Bardour, MG., Panetta, FD., West, CJ. (2000) .Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and définitions. *Biodiversité and distributions*, pp93-107.
- 94) Sakhraoui, N., Boussouak, R., Metallaoui, S., Chefrour, A., Hadeff, A. (2020). La flore endémique du Nord-Est algérien face à la menace des espèces envahissantes. *Acta Botanica* 45(2020). 67-79.
- 95) Sakhraoui, N., Metallaoui S Chefrour A et Hadeff A, 2019. La flore exotique potentiellement envahissante d'Algérie : première description des espèces cultivées en pépinières et dans les jardins *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 2019 23(2), 63-73

- 96) Sauvage Ch., 1963.- Le quotient pluviothermique d'Emberger, son utilisation et la représentation géographique de ses variations au Maroc. Ann. Serv. Phys. Gl. Météo., 20 : 11- 23.
- 97) Sbabdji, M. (2012). Étude des infestations de la cédraie de Chréa par la processionnaire du pin, *Thaumetopoea pityocampa* Schiff : description spatiotemporelle et relations arbre défoliateur. Thèse de doctorat de l'École nationale agronomique d'Algérie, 140 p. seedlings. Botanical Gazette 123:262-265.
- 98) Singh, H. P., Batish, D. R., Kohli, R. K. (2003). Allelopathic interactions and allelochemicals: New possibilities for sustainable weed management. Critical Reviews in Plant Sciences 22:239-311.
- 99) Sladonja, B., Poljuha, D., Sušek, M., Dudaš, S. (2014). 3rd Conference with International Participation Conference VIVUS, Slovenia.
- 100) Soltani-Amri, A. (2014). Écologie de l'Ailante glanduleux (*Ailanthus altissima*) dans la région de Constantine. Thèse de magister d'université de Constantine, Algérie. 110 p.
- 101) Soubeyran, Y. (2008) .Les espèces exotiques envahissantes dans les collectivités française d'outre –mer « Etat des lieux et les recommandations », 55p.
- 102) Stewart, P., <Climat de l'Algérie=, Institut météo. Phy. Globe de l'Algérie,
- 103) Torres, A., Oliva R. M., Castellano D., Cross., P. (1996). Proceedings of First World Congress on Allelopathy. A Science of the Future. SAI, University of Cadiz, Cadiz, Spain. 278p.
- 104) Trifilo P., Raimondo F., Nardini A., Lo Gullo M.A., Salleo S. 2004. Drought resistance of *Ailanthus altissima*: root hydraulics and water relations. Tree physiology, 24: 107-114.
- 105) UICN. (2000). Lignes directrices de l'UICN pour la prévention de la perte de diversité biologique causée par des espèces exotiques Envahissantes, 25p.
- 106) UICN. (2015). Les espèces exotiques envahissantes sur les sites d'entreprises. Livret 1 : Connaissances et recommandations générales, Paris, France, 40 p.
- 107) Uremis, I., M. Arslan and A. Uludag. (2005). Allelopathic effects of some brassica species on germination and growth of cutleaf ground-cherry (*Physalis angulata* L.) seeds. Journal of Biological Sciences 5:661-665.
- 108) Vilà M., Tessier M., Suehs C., Brundu G., Carta L., Galanidis A., Lambdon P., Manca M., Medail F., Moragues E., Traveset A., Troumbis A., Hulme P. 2006. Local and regional assessments of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. Journal of Biogeography; 33, 853-861

- 109) Voigt, G. K., Mergen, F., (1962). Seasonal variation in toxicity of Ailanthus leaves to pine
- 110) Wegnez, J. (2018). Liste hiérarchisée des plantes exotiques envahissantes (PEE) d'Île-de-France - Version 2.0. Conservatoire botanique national du Bassin parisien - Muséum National d'Histoire Naturelle, délégation Île-de-France. 34 p.
- 111) Wiliamson, M. (1996). Biological invasion, 56 p.
- 112) Wunder, J., Nobis, M., Conedera, M. & Gay, J.L. (2014). La place de l'Ailante glanduleux en forêt reste à étudier. Forêt 67 (11), 12-16.
- 113) Yahi, N. (2007). Les cédraies d'Algérie : phytoecologie, phytosociologie, dynamique et conservation des peuplements. Doct, Université des sciences et de la technologie « Houari Boumediene ». 265 p.

Annexes

Annexe 1- Classement des sites envahis en fonction de l'altitude.

N° site	Altitude (m)	Position	Formation végétale	Surface (m ²)	N° site	Altitude (m)	Position	Formation végétale	Surface (m ²)
1	706	Ravin	PA+CL	15	26	921	Route	PA+CV+M	25
2	710	Ravin	PA+CL	168	27	928	Route	V	70
3	712	Ravin	PA+CL	140	28	932	Route	V	90
4	719	Ravin	PA+CL	352	29	944	Route	PA+CV+M	160
					30	947	Route	O+C+CZ+CV+CL	115
5	726	Ravin	PA+CL	63	31	952	Route	CV+CL	2508
6	728	Ravin	PA+CL	84	32	955	Route	PA+CV+M	80
7	729	Ravin	PA+CL	128	33	964	Route	PA+CV+M	15
8	730	Ravin	PA+CL	18	34	966	Route	PA+CV+M	10
9	751	Ravin	PA+CL	338	35	970	Route	PA+CV+M	6
N° site	Altitude (m)	Position	Formation végétale	Surface (m ²)	N° site	Altitude (m)	Position	Formation végétale	Surface (m ²)
10	757	Ravin	PA+CL	80	36	972	Route	PA+CV+M	400
11	759	Ravin	PA+CL	1408	37	974	Route	CV+CL	150
					38	975	Route	CV+CL	50
12	863	Route	PA+CL	50	39	977	Route	PA+CV+M	1000
13	864	Route	PA+CV+M	120	40	979	Route	CV+CL	9
14	867	Route	O+C+CZ+CV+CL	2808	41	983	Route	PA+CV+M	150
15	875	Route	PA+E+CL	442	42	986	Route	PA+CV+M	100
16	906	Route	PA+ M	100	43	987	Route	CV+CL	3200
					44	1015	Route	CV+M	100
17	910	Route	PA+CV	225	45	1019	Route	CV+M	20
18	911	Route	PA+CV	50	46	1117	Route	CV+C	460
19	912	Route	PA+ CL	25	47	1146	Route	CV+C	2000
20	913	Route	PA+CV	100					
21	914	Route	PA +CL	50					
22	915	Ravin	PA+CV	980					
23	916	Route	PA+CV	100					
24	918	Route	PA+ CL	225					
25	920	Route	PA+CL	35					
PA : Pin d'Alep ; E : Eucalyptus ; CL : Chêne Liège ; CV : Chêne Vert ; M : Merisier ; C : Cèdre ; O : Olivier ; S : Sapin de Numidie ; CZ : Chêne Zéen ; V : Vergers									