

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université A. MIRA - Béjaia

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département des Sciences Biologiques de l'Environnement
Spécialité Ecologie



Réf :

**Mémoire de Fin de Cycle
En vue de l'obtention du diplôme**

MASTER

Thème

**Étude de l'impact de l'espèce invasive
« *Ailanthus altissima* »
sur la biodiversité végétale locale du parc national de Gouraya**

Présenté par :

AKILAL Nadjib

Soutenu le : **01 / 07 / 2025**

Devant le jury composé de :

Mme. DJOUAD Salima	MAA	Président
Mme. KHERFALLAH-AITECHE. Tassadit	MAA	Encadrent
Mme. RAHMANI. Amina	MCB	Examinatrice
Mr. DRIES Fatsah	Inspecteur en chef des forêts	Co-Encadreur

Année universitaire : **2024 / 2025**

REMERCIEMENTS

Je rends grâce à dieu, le Tout-Puissant, qui m'a donné la force et le courage pour poursuivre mes études.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à mon encadrant, **Mme Kherfallah Tassadit**, pour son encadrement rigoureux, sa disponibilité constante et ses conseils précieux, qui ont grandement enrichi la qualité scientifique de ce mémoire.

Mes remerciements vont également à **Mr. Dries Fatsah** pour son accompagnement technique et méthodologique, ainsi que pour sa générosité tout au long de la réalisation de ce mémoire.

Je remercie sincèrement **Mme Rahmani** et **Mme Djouad**, membres du jury, pour avoir bien voulu accepter d'évaluer ce travail.

Je suis reconnaissant envers l'équipe pédagogique et administrative du **département Écologie** de l'Université Abderrahmane Mira de Béjaïa, pour la qualité du cadre de formation qu'elle m'a offert.

Enfin, j'adresse une pensée affectueuse à **mes parents**, à **mon frère et ma sœur**, ainsi qu'à **mes amis**, pour leur soutien moral, leur patience et leur présence fidèle tout au long de ce parcours.

Merci à toutes et à tous.

"La connaissance s'édifie pierre après pierre, mais chacune repose sur les épaules de ceux qui nous précèdent."

DEDICACES

Je dédie humblement ce travail :

À la mémoire de **mon cher père**, que Dieu accueille en Sa miséricorde. Ton souvenir m'a accompagné à chaque étape de ce parcours. Tu restes à jamais une source d'inspiration, de courage et d'amour silencieux.

À **ma tendre mère**, pour son amour inconditionnel, sa patience infinie et ses prières constantes. sans ton soutien et ta bienveillance, cette réussite n'aurait pas été possible.

À mes frères **Rosa** et **Nabil**, pour leur présence fraternelle, leurs encouragements sincères et leur soutien indéfectible.

À mes proches amis **Mohand**, **Hocine** et **youb**a, compagnons de route fidèles, dont les mots d'encouragement, l'humour et la solidarité ont illuminé les moments de doute comme les moments de joie.

À toute ma famille et mes amis, pour leur présence, leur soutien, et leurs encouragements tout au long de ce chemin.

Table des Matières

Liste des tableaux	V
Liste des figures	VI
Introduction	1
CHAPITRE I : Synthèse bibliographique	4
I.1. Définitions et Concepts Clés.....	5
I.1.1. Définition de l'espèce végétale envahissante.....	5
I.1.3. Caractères communs des espèces envahissantes.....	6
I.2.1. Introduction et modes de dispersion.....	6
I.2.2. Facteurs favorisant l'invasion biologique.....	7
I.2.3. Compétition avec les espèces natives.....	7
I.3. Impacts des espèces invasives.....	8
I.3.1. Conséquences écologiques.....	8
I.3.3. Répercussions sociales.....	9
I.3.6. Altération des sols.....	11
I.3.7. Impacts sur la structure et la dynamique des communautés végétales.....	12
I.3.7.1. Réduction de la richesse et de la diversité spécifique.....	12
I.3.7.2. Changements dans la composition floristique.....	13
I.3.7.3. Perturbation des successions écologiques.....	13
I.4. Stratégies de gestion des espèces invasives.....	14
I.4.1. Méthodes mécaniques (arrachage, coupe).....	14
I.4.2. Méthodes chimiques (herbicides).....	14
I.4.3. Méthodes biologiques (introduction d'ennemis naturels).....	15
I.5. Prévention et surveillance.....	16
I.5.1. Importance de la détection précoce.....	16
I.5.2. Surveillance continue des populations invasives.....	16
I.6. Enjeux et défis.....	16
I.6.1. Coûts économiques et logistiques.....	16
I.6.2. Nécessité d'une approche intégrée et participative.....	17
I.7. Étude de cas : <i>Ailanthus altissima</i> (Ailante glanduleux).....	17
I.7.1. Description de l'espèce <i>Ailanthus altissima</i> (Ailante glanduleux).....	17

I.8. Stratégies de reproduction et modes de dissémination	19
I.8.1. Stratégies de reproduction	19
I.8.2. Modes de dissémination	20
I.9. Origine biogéographique et répartition mondiale d'<i>Ailanthus altissima</i>	21
I.9.1. Origine asiatique et premières introductions intercontinentales	21
I.9.2. Aire de distribution actuelle et dynamiques d'expansion mondiale	21
I.10. Facteurs favorisant l'invasion d'<i>Ailanthus altissima</i>	23
I.11. Études antérieures sur <i>Ailanthus altissima</i>	25
a) Études sur son impact dans d'autres régions (Europe, Amérique du Nord)	25
b) Comparaison des résultats selon les écosystèmes	26
CHAPITRE II : Présentation de la zone d'étude	27
II.1. Description du Parc National de Gouraya (PNG)	28
II.1.1. Historique du parc	28
II.1.2. Objectif de création du PNG	28
II.2. Situation géographique du PNG	29
II.2.1. Zonage et Statut Foncier	30
II.3. Caractéristiques physiques du Parc national de Gouraya	32
II.3.1. Relief	32
II.3.3. Hydrographie	33
II.3.4. Pédologie	34
II.3.5. Humidité relative	35
II.4. Caractéristiques climatiques	35
II.4.1. Régime pluviométrique	36
II.4.5. Climagramme d'emberger	41
II.5. Les principaux habitats du Parc National de Gouraya	42
CHAPITRE III : Matériels et Méthode	45
III.1. Sélection des stations d'étude	46
III.2. Méthodologie	46
III.3. Détermination de l'aire minimale	47
III.3.2. Conditions de relevé	49
III.4. Méthode d'identification	53
III.5. Analyse et traitement des données	53
III.5.1. Indices de composition floristique	54
III.5.2. Indices d'abondance	56
III.5.3. Indices écologiques de structure	57

III.5.4.Indices écologiques de similarité	58
III.5.5.Tests statistiques	59
CHAPITRE IV : Résultats et Discussio	61
IV.1 Résultats	62
IV.1.1. Comparaison entre zones envahies et zones témoins dans chaque station.....	62
IV.1.2. Indices écologiques de composition et d'abondance	64
1) Station de Tamelaht	64
2) Station du Plateau des Ruines	67
IV.1.3. Indices écologiques de structure	70
A/ Station de Tamelaht.....	70
B/ Station du Plateau des Ruines.....	70
C/ Comparaison inter-stations	71
IV.1.4. Indices écologiques de similarité	72
IV.1.4.1. Indices Jaccard (I) et l'indice de Sørensen (S)	72
A/ Similarité intra-station.....	72
B/ Similarité inter-station (zones envahies).....	73
IV.1.4.2 Indice de Bray-Curtis	74
IV.1.5. L'aire minimale.....	76
IV.1.6. Résultats des analyses statistiques.....	78
IV.1.6.1 Test de Mann-Whitney.....	78
IV.1.6. 2 Test du Khi ² (χ^2).....	78
IV.2. Discussion	79
IV.2.1. Effets sur la composition floristique	79
IV.2.2. Effets sur la structure des communautés végétales	80
IV.2.5. Signification des tests statistiques appliqués.....	83
IV.2.6. Interprétations écologiques et implications pour la gestion	84
IV.2.6.4. Contrastes spatiaux et processus écologiques sous-jacents.....	86
IV.2.7. Enjeux pour la conservation et pistes de gestion.....	87
A/ Interventions urgentes et éradication extrêmes d'Ailanthus À Tamelaht	87
B/ Gestion préventive au Plateau des Ruines.....	88
C/ Intégration dans les dispositifs de suivi du PNG	89
D/ Mobilisation locale et détection participative	89
Conclusion	90
Références bibliographiques	94

Liste des annexes 108

Liste des tableaux

Tableau I : Valeurs des coefficients de correction des précipitations des stations d'étude.....	36
Tableau II : Valeurs coefficient de correction des températures des stations d'étude.	37
Tableau III : classification de DU RIETZ	55
Tableau IV : Valeurs des indices écologiques relevés dans la zone envahie de la station de Tamehah.....	65
Tableau V : Valeurs des indices écologiques relevés dans la zone témoin (non envahie) de la station de Tamehah	66
Tableau VI : Valeurs des indices écologiques relevés dans la zone envahie de la station du Plateau des Ruines.....	68
Tableau VII : Valeurs des indices écologiques relevés dans la zone témoin (non envahie) de la station du Plateau des Ruines	69
Tableau VIII : Comparaison des indices de diversité et de similarité entre zones envahies et témoins des deux stations	71

Liste des figures

Figure 01: Schéma illustrant les méthodes de lutte contre les espèces invasives. A : méthode chimique. B : méthode mécanique. C : méthode biologique	15
Figure 02 : Caractéristique morphologique de l’Ailante glanduleux.....	19
Figure 03: Carte de la répartition géographique de l’ <i>Ailanthus altissima</i>	23
Figure 04 : Situation géographique du Parc National de Gouraya.....	30
Figure 05 : Carte du zonage (plan de gestion N°5 du parc national de Gouraya, 2022-2026).	31
Figure 06 : Spectre de statut juridique des terres du PNG.	31
Figure 07: Localisation géographique des oueds dans le Parc National de Gouraya (Béjaia, Algérie).....	34
Figure 08 : Moyennes mensuelles de l’humidité relative (%) à Bejaïa (2013–2023).....	35
Figure 09: Histogramme représentatif des précipitations pour les stations étudiées.	38
Figure 10: Graphique en courbes représentant les températures moyennes maximales pour chaque station étudiée.	39
Figure 11: Graphique en courbes représentant les températures moyennes minimales pour chaque station étudiée.	39
Figure 12 : Diagramme ombrothermique de la station de Bejaïa (tamelah).....	40
Figure 13 : Diagramme ombrothermique de la station Plateau des ruines.	41
Figure 14 : Situation des stations étudiées sur le climagramme d’Emberger.	42
Figure 15: Carte des habitats naturels du Parc National de Gouraya.....	44
Figure 16 : <i>Ailanthus altissima</i> (ailante glanduleux) dans la station de Tamelah.....	46
Figure 17 : Détermination de l’aire minimale dans la station du Plateau des Ruines.....	47
Figure 18 : Dispositif d’échantillonnage par quadrats de 1 m ² appliqué à la station du Plateau des Ruines (photo personnelle).	48
Figure 19 : Dispositif d’échantillonnage par quadrats de 1 m ² appliqué à la station Temelah	49

Figure 20 : Vue de la zone envahie par <i>Ailanthus altissima</i> dans la station de Tamelaht	50
Figure 21 : Vue de la zone témoin (non envahie) dans la station de Tamelaht.....	50
Figure 22 : Image satellitaire localisant les zones d'échantillonnage dans la station de Tamelaht.....	51
Figure 23 : Vue de la zone envahie par <i>Ailanthus altissima</i> dans la station du Plateau des Ruines.....	52
Figure 24 : Vue de la zone témoin dans la station du Plateau des Ruines.	52
Figure 25 : Image satellitaire des zones d'échantillonnage dans la station du Plateau des Ruines.....	53
Figure 26 : Indices de similarité floristique de Jaccard (I) entre les zones envahies et témoins des deux stations.....	73
Figure 27 :Indice de similarité de SÖRENSEN (S)) entre les zones envahies et témoins des deux stations.	73
Figure 28 : Indices de similarité floristique Bray-Curtis (%) entre les zones envahies et témoins des deux stations étudiées.....	75
Figure 29 : Courbe de richesse spécifique et détermination de l'aire minimale de la station de Tamelaht.	76
Figure 30 : Courbe de richesse spécifique et détermination de l'aire minimale de la station de plateau des ruines.	77
Figure 31 :Utilisation de paillis organiques pour inhiber la germination des graines d' <i>Ailanthus altissima</i> : schéma explicatif et exemple d'application sur le terrain.....	87

Introduction

Introduction

Les invasions biologiques représentent aujourd'hui l'un des enjeux environnementaux majeurs à l'échelle mondiale, aux côtés du changement climatique et de la dégradation des habitats naturels (Lorena & Charles, 2008). Ce phénomène, exacerbé par les activités humaines, résulte de l'introduction d'espèces exotiques capables de perturber profondément les écosystèmes, en altérant la diversité floristique et les processus écologiques (Richardson *et al.*, 2000 ; Pyšek *et al.*, 2004 ; Colautti & MacIsaac, 2004). Sous l'effet de la mondialisation et de la fragmentation des milieux, les invasions végétales se sont intensifiées au cours des dernières décennies, représentant une menace sérieuse pour les écosystèmes, y compris dans les aires protégées (Silliman & Bertness, 2004 ; Vilà *et al.*, 2011). Leur gestion implique des coûts économiques élevés (Pimentel *et al.*, 2005 ; Mack *et al.*, 2000), ce qui rend essentielle la mise en place de stratégies de détection précoce et de surveillance coordonnée (Simberloff, 2009 ; Keller *et al.*, 2011). Parmi les espèces les plus envahissantes figurent *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, originaire d'Asie et introduite en Europe au XVIIIe siècle. Grâce à sa croissance rapide, sa reproduction végétative et ses composés allélopathiques, elle forme des peuplements monospécifiques, réduit la diversité et empêche la régénération des espèces locales (Heisey, 1996 ; Sladonja *et al.*, 2015 ; Kota *et al.*, 2007). Elle est particulièrement abondante dans les milieux perturbés, y compris en conditions semi-arides (Constán-Nava *et al.*, 2010 ; Badalamenti *et al.*, 2015).

En Algérie, comme ailleurs dans le bassin méditerranéen, la vulnérabilité face à ce type d'invasion est renforcée par les pressions anthropiques et climatiques (Radtke *et al.*, 2013 ; Harrouche & Younsi, 2021). *Ailanthus altissima* y est en pleine expansion, notamment dans le Parc national de Chréa, où sa présence a été cartographiée sur plusieurs dizaines de sites (Kacimi & Sbabdji, 2022). Les études nationales se sont principalement focalisées sur ses aspects physiologiques (Soltani-Amri, 2014) et allélopathiques (Benmeddour, 2010), mais ses impacts écosystémiques restent encore mal documentés.

C'est dans cette perspective que s'inscrit la présente étude, conduite dans le Parc national de Gouraya, un haut lieu de biodiversité au niveau de la wilaya du Béjaïa. Elle vise à évaluer l'impact écologique de *Ailanthus altissima* sur la végétation naturelle à travers l'analyse de sa distribution, de son abondance et de ses effets sur la structure et la diversité floristique des communautés végétales. Cette contribution entend ainsi combler un vide scientifique et soutenir les efforts de gestion des espèces envahissantes dans les aires protégées algériennes.

Ce mémoire s'articulera autour de quatre chapitres principaux :

Le premier chapitre proposera une synthèse des connaissances actuelles sur les espèces végétales invasives, avec un focus particulier sur la biologie, l'écologie et les impacts d'*Ailanthus altissima*.

Le deuxième chapitre décrira les caractéristiques géographiques, climatiques et écologiques du Parc National de Gouraya, représentatif des écosystèmes méditerranéens d'Algérie.

Introduction

Le troisième chapitre exposera la méthodologie adoptée pour évaluer l'impact de l'Ailante sur la flore locale, en détaillant les dispositifs d'échantillonnage, les indices de diversité utilisés, et les tests statistiques appliqués.

Le quatrième chapitre présentera les résultats obtenus, suivis d'une discussion critique sur les implications écologiques de cette invasion, les défis de gestion, et les perspectives pour la conservation des milieux naturels envahis.

Ce travail se conclura par une conclusion et une série de recommandations opérationnelles en faveur d'une meilleure surveillance, prévention et gestion des espèces végétales exotiques envahissantes en Algérie.

CHAPITRE I :
Synthèse
bibliographique

Chapitre I : Synthèse bibliographique

I.1. Définitions et Concepts Clés

I.1.1. Définition de l'espèce végétale envahissante

Une espèce végétale envahissante est une plante introduite hors de son aire géographique naturelle, qui parvient à s'établir, se naturaliser et se propager rapidement dans les écosystèmes récepteurs, échappant ainsi aux mécanismes de contrôle écologique local. Cette définition repose sur trois critères fondamentaux : introduction, établissement durable et propagation spatiale incontrôlable (Richardson *et al.*, 2000 ; Pyšek *et al.*, 2004). Contrairement aux simples espèces exotiques, les espèces invasives se développent de manière auto-suffisante, sans dépendre de l'intervention humaine (Colautti & MacIsaac, 2004). Leur origine allogène les distingue des espèces autochtones, c'est-à-dire issues d'une région sans intervention humaine (Larrère *et al.*, 2015). L'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) les qualifie d'invasives dès qu'elles franchissent les barrières biogéographiques, écologiques et reproductives (Genovesi & Shine, 2004).

I.1.2. Différence entre espèces exotiques, naturalisées et envahissantes

Les espèces non indigènes, naturalisées et envahissantes sont classées en fonction de leurs origines, de leur intégration écologique et de leurs impacts sur les écosystèmes. Une espèce exotique est une espèce introduite en dehors de sa zone d'origine, volontairement ou involontairement, généralement par l'activité humaine (Pyšek *et al.*, 2020). Après qu'une telle espèce survit, se reproduit et crée des populations auto-suffisantes sans assistance humaine, elle devient une espèce naturalisée (Richardson *et al.*, 2000). Cependant, si cette espèce se propage rapidement et provoque des perturbations écologiques, économiques ou sanitaires significatifs, elle est considérée comme envahissante (Simberloff *et al.*, 2013). Les processus d'invasion reposent sur divers facteurs tels que les caractéristiques biologiques de l'espèce et la susceptibilité de l'écosystème récepteur (Blard, 2006). La distinction entre ces catégories est vitale pour les stratégies de gestion de la biodiversité, car les espèces envahissantes sont universellement reconnues comme l'un des principaux impacts anthropiques sur les écosystèmes naturels (Vilà *et al.*, 2011).

Chapitre I : Synthèse bibliographique

I.1.3. Caractères communs des espèces envahissantes

Les espèces envahissantes partagent généralement plusieurs caractéristiques biologiques et écologiques qui facilitent leur établissement, leur expansion rapide et leur impact sur les écosystèmes colonisés. Une large tolérance écologique, qui leur permet d'habiter de nombreux écosystèmes différents, est l'une des caractéristiques communes, tout comme des taux élevés de reproduction sexuelle et asexuée qui entraînent une croissance rapide de la population (Sakhraoui *et al.*, 2019). De plus, elles tendent à présenter des taux de croissance élevés, une phénologie flexible et une plasticité phénotypique, ce qui leur permet de prospérer dans des conditions environnementales changeantes (Davidson *et al.*, 2011). En outre, certaines espèces possèdent des mécanismes d'interférence compétitive, tels que la production de composés allélopathiques, qui leur permettent d'exclure les espèces natives (Callaway & Ridenour, 2004). Enfin, beaucoup d'entre elles sont également décrites comme manquant de prédateurs ou de parasites spécifiques dans les zones envahies — un phénomène connu sous le nom de « l'ennemi manquant » (Keane & Crawley, 2002). Toutes ces caractéristiques contribuent à expliquer les difficultés rencontrées dans les efforts de conservation de la biodiversité et le succès de l'invasion rapide de ces espèces.

I.2. Mécanismes d'invasion

I.2.1. Introduction et modes de dispersion

L'invasion biologique est un processus séquentiel de mécanismes qui commence par l'introduction d'une espèce dans un nouveau milieu et se termine par sa prolifération, en passant par son établissement et sa naturalisation. L'introduction peut être d'origine naturelle, par dispersion passive (vent, eau, animaux), ou d'origine anthropique, majoritaire de nos jours, facilitée par les activités humaines telles que le commerce, l'agriculture, la sylviculture et le transport maritime (Mack *et al.*, 2000). Les modes de dispersion influent directement sur la vitesse et l'ampleur de l'invasion. Alors que la dispersion naturelle est géographiquement restreinte, la dispersion anthropique peut se produire sur des distances importantes et à des fréquences élevées (Hulme, 2009). Les plantes ornementales et les espèces exotiques importées pour la pêche ou l'alimentation sont des exemples de vecteurs de dispersion (Perrings *et al.*, 2005). Une fois introduites, certaines espèces exploitent les fenêtres écologiques offertes par les perturbations du milieu, ce qui favorise leur établissement (Catford *et al.*, 2009). La vitesse de propagation peut également être favorisée par la

Chapitre I : Synthèse bibliographique

connectivité des paysages anthropiques, accentuant ainsi la dispersion (Schnitzler *et al.*, 2012).

I.2.2. Facteurs favorisant l'invasion biologique

L'invasion biologique est favorisée par des combinaisons de traits de l'espèce invasive, de caractéristiques du milieu récepteur et de perturbations écologiques. Chez les espèces, un développement rapide, une plasticité phénotypique importante, une grande tolérance aux facteurs environnementaux et des aptitudes compétitives supérieures offrent des conditions favorables à la colonisation et à l'expansion (van Kleunen *et al.*, 2010). Simultanément, les caractéristiques du milieu envahi, comme une faible diversité natale, une niche écologique vacante ou l'absence de prédateurs ou de maladies naturelles, peuvent contribuer à augmenter la vulnérabilité à l'invasion (Tabacchi *et al.*, 2010).

Parallèlement, les perturbations anthropiques (urbanisation, agriculture intensive, changement climatique) et la modification des dynamiques écosystémiques qui en résultent créent des opportunités pour les espèces nouvellement introduites (Didham *et al.*, 2005). La fragmentation des habitats et l'intensification de l'introduction d'organismes par l'augmentation des échanges internationaux accroissent encore les chances d'introductions et facilitent les dispersions (Beisel *et al.*, 2010). Certaines espèces envahissantes peuvent tirer profit de ces synergies entre ces différents facteurs, ce qui complique leur gestion et amplifie leurs effets écologiques (Ricciardi *et al.*, 2013).

I.2.3. Compétition avec les espèces natives

La compétition entre espèces exotiques envahissantes et espèces non indigènes représente l'un des mécanismes les plus courants et perturbateurs des invasions biologiques. Les espèces invasives bénéficient souvent d'avantages compétitifs, tels qu'un développement plus rapide, une utilisation plus efficace des ressources ou des propriétés allélopathiques leur permettant d'évincer les espèces locales (Hierro *et al.*, 2005). Elles peuvent ainsi accaparer des ressources essentielles (lumière, eau, nutriments, espace), compromettant la survie, la reproduction et la répartition des espèces natives (Sanon *et al.*, 2009). Cette compétition déséquilibrée est d'autant plus marquée dans les écosystèmes déjà dégradés, où les espèces indigènes, affaiblies, voient leur capacité de résilience réduite (Funk *et al.*, 2008). Certaines

Chapitre I : Synthèse bibliographique

espèces exotiques altèrent également les interactions trophiques ou mutualistes locales, rendant l'environnement moins propice au maintien des espèces natives (Traveset & Richardson, 2006). À long terme, ces dynamiques peuvent entraîner une réduction de la biodiversité, une homogénéisation des communautés écologiques et la disparition de fonctions écosystémiques essentielles (Gurevitch & Padilla, 2004).

I.3. Impacts des espèces invasives

I.3.1. Conséquences écologiques

Les plantes exotiques envahissantes induisent des transformations écologiques profondes et durables au sein des écosystèmes qu'elles colonisent, en altérant la structure, la composition et le fonctionnement des communautés biotiques. Leur capacité à dominer la végétation locale se traduit souvent par une diminution de la diversité spécifique et par l'exclusion des espèces indigènes via une compétition accrue pour des ressources limitées (Vilà *et al.*, 2011). Certaines espèces modifient également les propriétés physico-chimiques des sols, perturbant les cycles biogéochimiques, notamment celui de l'azote, et compromettant ainsi les processus de régénération naturelle (Ehrenfeld, 2003). En outre, ces plantes peuvent interférer avec les interactions écologiques mutualistes, telles que la pollinisation ou la dissémination des graines, ce qui nuit à la reproduction des espèces locales (Traveset & Richardson, 2006). Leur présence peut également remodeler les réseaux trophiques en influençant la composition et l'abondance des organismes tels que les herbivores, les pollinisateurs ou les décomposeurs (Benoit, 2012). Certaines espèces envahissantes instaurent même des boucles de rétroaction positive qui renforcent leur propre expansion, aggravant leur impact sur les communautés natives (Corbin & D'Antonio, 2004).

I.3.2. Conséquences économiques

Au-delà de leurs effets écologiques, les plantes envahissantes génèrent des coûts économiques substantiels, affectant un large éventail de secteurs, notamment l'agriculture, la gestion forestière, les ressources en eau et la santé publique. En milieu agricole, elles réduisent les rendements en entrant en compétition directe avec les cultures, en obstruant les systèmes d'irrigation ou en servant de réservoirs pour des ravageurs et agents pathogènes (Rasplus *et al.*, 2022).

Chapitre I : Synthèse bibliographique

La lutte contre ces espèces implique des dépenses importantes, qu'il s'agisse de traitements chimiques, d'interventions mécaniques ou d'actions de restauration des écosystèmes (Epanchin-Niell & Hastings, 2010). Certaines espèces, comme *Eichhornia crassipes* (jacinthe d'eau), provoquent des blocages dans les voies navigables, perturbent l'approvisionnement en eau potable et accroissent les risques d'inondation, compromettant ainsi les infrastructures hydrauliques (Villamagna & Murphy, 2010). D'autres ont un impact négatif sur les activités récréatives et touristiques en dégradant les paysages naturels (Charles & Dukes, 2007).

À l'échelle mondiale, le coût économique des plantes invasives se chiffre à plusieurs milliards de dollars chaque année, soulignant la nécessité d'une prise en compte prioritaire de leur gestion dans les politiques environnementales et les stratégies de développement durable (Thomas *et al.*, 2006). En Allemagne, par exemple, les dépenses liées à l'entretien des voies ferrées affectées par l'ailante ont été estimées à plusieurs millions d'euros par an (Kowarik & Säumel, 2007). Ces coûts viennent s'ajouter aux pertes indirectes engendrées par la dégradation des services écosystémiques et des paysages, affectant le tourisme, la sylviculture ou encore la valeur foncière des zones touchées.

I.3.3. Répercussions sociales

Les plantes exotiques envahissantes peuvent engendrer des conséquences sociales importantes, affectant les populations humaines de manière directe et indirecte. Leur prolifération peut entraîner la perte de terres agricoles productives, compromettant la sécurité alimentaire, en particulier dans les régions rurales où l'agriculture de subsistance constitue la principale source de moyens de subsistance (Shackleton *et al.*, 2019). En dégradant les écosystèmes locaux, ces plantes altèrent l'accès à des ressources naturelles essentielles telles que le bois de chauffe, les plantes médicinales ou les matériaux utilisés dans l'artisanat, menaçant ainsi la pérennité des pratiques traditionnelles (Maurice, 2019). *Eichhornia crassipes*, par exemple, perturbe également les activités récréatives et touristiques, réduisant les opportunités économiques issues de l'écotourisme et affectant la qualité de vie des communautés riveraines (McNeely, 2001). Par ailleurs, les coûts élevés liés à la gestion de ces espèces exercent une pression considérable sur les budgets publics, détournant des ressources qui pourraient être investies dans des services sociaux essentiels (Kumschick *et al.*, 2015).

Chapitre I : Synthèse bibliographique

Ces effets sociaux sont d'autant plus marqués que les populations les plus vulnérables disposent souvent de peu de moyens pour répondre efficacement aux impacts des invasions, accentuant ainsi les inégalités en matière d'accès à la gestion environnementale (Tassin, 2002).

I.3.4. Impacts des espèces invasives sur la biodiversité végétale

La compétition pour les ressources est l'un des mécanismes majeurs par lesquels les espèces invasives altèrent la biodiversité végétale locale. Ces plantes sont souvent dotées de traits fonctionnels avantageux, croissance rapide, forte capacité de reproduction, système racinaire étendu, qui leur permettent de rivaliser directement avec les espèces indigènes pour la lumière, l'eau et les nutriments (Vilà *et al.*, 2011). Par exemple, *Fallopia japonica* (renouée du Japon), envahissante en Europe, forme des peuplements denses qui privent de lumière les strates inférieures de la végétation, inhibant ainsi la croissance d'autres plantes (Urgenson *et al.*, 2009). Cette dynamique s'inscrit dans un phénomène global d'augmentation des invasions biologiques à l'échelle mondiale (Seebens *et al.*, 2017 ; Ricciardi, 2007). De même, certaines espèces comme *Acacia dealbata* modifient la disponibilité en azote du sol, favorisant leur propre développement aux dépens des espèces locales moins adaptées à ces nouvelles conditions (Lorenzo *et al.*, 2010). Cette compétition asymétrique se traduit souvent par une diminution de la richesse spécifique et par une homogénéisation des communautés végétales, compromettant la résilience des écosystèmes (Vilà *et al.*, 2011).

I.3.5. Modification des conditions microclimatiques

Les espèces invasives modifient fréquemment le microclimat des habitats qu'elles colonisent, ce qui peut entraîner des effets en cascade sur la biodiversité végétale locale. En formant des peuplements denses et souvent monospécifiques, elles changent la structure de la végétation, réduisant la pénétration de la lumière, l'humidité du sol et la température au niveau du sol (Ehrenfeld, 2010). Par exemple, l'invasion de *Impatiens glandulifera* dans les zones riveraines peut accroître l'humidité relative et abaisser la température du sol du fait de son couvert végétal épais et de sa croissance rapide (Hejda & Pyšek, 2006). Ces modifications altèrent les niches écologiques disponibles, rendant les conditions moins favorables aux espèces indigènes non adaptées à ces nouvelles conditions microclimatiques (D'Antonio &

Chapitre I : Synthèse bibliographique

Vitousek, 1992). En modifiant ainsi le microclimat, les plantes invasives peuvent indirectement exclure d'autres espèces végétales et renforcer leur propre dominance.

I.3.6. Altération des sols

a) Effets allélopathiques (inhibition de la germination et de la croissance des plantes indigènes)

Les effets allélopathiques constituent un mécanisme supplémentaire par lequel certaines espèces invasives altèrent le sol et nuisent aux espèces indigènes. Par ce biais, ces plantes libèrent dans l'environnement des composés chimiques (allélopathines) qui inhibent la germination, la croissance ou le développement des plantes voisines (Inderjit & Duke, 2003). Par exemple, *Ailanthus altissima* émet de l'ailanthone, une molécule allélopathique réduisant significativement la germination des espèces indigènes et modifiant la composition microbienne du sol (Heisey, 1996). De même, *Centaurea stoebe* (centaurée maculée), envahissante en Amérique du Nord, libère de la catéchine, un composé toxique pour les racines des plantes locales, perturbant ainsi les interactions sol-plante (Bais *et al.*, 2003). Ces interactions chimiques modifient non seulement la composition floristique, mais aussi les propriétés physico-chimiques et biologiques du sol, entraînant des altérations durables de l'écosystème. L'impact chimique de l'ailanthone est prolongé dans le temps grâce à la décomposition de la litière foliaire, qui libère progressivement des métabolites secondaires modifiant durablement la composition du sol (Colin & Dumas, 2009). Dans les milieux forestiers, ces effets peuvent entraîner une diminution de la richesse spécifique et une altération significative de la structure des sous-bois (Colin & Dumas, 2009). De plus, les propriétés antifongiques et antibactériennes de l'ailanthone peuvent perturber les symbioses bénéfiques indispensables au développement d'autres espèces végétales (Benmeddour, 2018).

Chapitre I : Synthèse bibliographique

b) Modification de la chimie du sol (pH, matière organique, nutriments)

Les espèces invasives peuvent profondément modifier la chimie du sol, affectant ainsi la disponibilité en nutriments, le pH et le contenu en matière organique, ce qui perturbe l'équilibre des écosystèmes et la dynamique des communautés végétales locales. Par leurs résidus foliaires, leurs racines ou leurs exsudats, ces plantes influencent les cycles biogéochimiques de manière à favoriser leur propre croissance au détriment des espèces indigènes (Ehrenfeld, 2003). Par exemple, *Acacia longifolia*, introduit dans les dunes côtières européennes, enrichit le sol en azote via sa fixation symbiotique, provoquant une eutrophisation qui défavorise les espèces natives adaptées aux sols pauvres (Rodríguez-Echeverría *et al.*, 2009). De même, *Alliaria petiolata* fait chuter le pH du sol et perturbe les mycorhizes essentielles à de nombreuses plantes locales (Stinson *et al.*, 2019). De telles altérations chimiques peuvent persister dans le temps, compromettant la régénération naturelle des communautés indigènes même après l'éradication de l'espèce invasive (Ehrenfeld, 2003).

I.3.7. Impacts sur la structure et la dynamique des communautés végétales

I.3.7.1. Réduction de la richesse et de la diversité spécifique

Les espèces invasives entraînent souvent une baisse marquée de la richesse et de la diversité spécifique des communautés envahies. En monopolisant les ressources vitales (lumière, eau, nutriments, espace), elles provoquent l'exclusion compétitive des espèces indigènes, réduisant ainsi le nombre d'espèces présentes (Vilà *et al.*, 2011). Ce phénomène est particulièrement prononcé dans les habitats fragiles ou perturbés, où les espèces locales possèdent des stratégies écologiques moins compétitives (Pyšek *et al.*, 2012). L'invasion de *Fallopia japonica* en Europe a été associée à une perte de diversité floristique locale en raison de sa croissance rapide et de la couverture dense du sol qu'elle forme (Urgenson *et al.*, 2009). De plus, les impacts des invasions peuvent perdurer dans le temps, compromettant la résilience des communautés même après l'élimination de l'espèce envahissante (Hejda *et al.*, 2009).

Chapitre I : Synthèse bibliographique

I.3.7.2. Changements dans la composition floristique

Les espèces invasives provoquent des modifications significatives dans la composition floristique des communautés qu'elles colonisent, remplaçant souvent les espèces indigènes par des espèces exotiques dominantes. Ce processus conduit à une homogénéisation floristique à grande échelle, réduisant la variabilité entre habitats et augmentant la similarité des communautés (Tassin, 2014). L'expansion de *Phragmites australis* dans les zones humides d'Amérique du Nord a entraîné le déclin de nombreuses espèces de plantes aquatiques, modifiant profondément la composition végétale locale (Silliman & Bertness, 2004). De plus, certaines espèces invasives facilitent indirectement la prolifération d'autres espèces exotiques, créant un effet domino dans le remplacement des espèces (Hejda *et al.*, 2009). Ces modifications structurelles affectent également les fonctions écosystémiques, notamment les interactions pollinisateur–plante et les relations symbiotiques (Prache, 2019).

I.3.7.3. Perturbation des successions écologiques

Les espèces invasives perturbent les successions écologiques naturelles en modifiant ou en interrompant les trajectoires de développement des communautés végétales. Elles s'établissent souvent aux premiers stades de succession et empêchent la transition vers des stades plus matures, soit en altérant les conditions environnementales nécessaires, soit en empêchant l'installation d'autres espèces (D'Antonio & Vitousek, 1992). Par exemple, la graminée invasive *Bromus tectorum* modifie les régimes de feu dans l'Ouest des États-Unis, créant un cycle auto-entretenu qui entrave la régénération des espèces pérennes (Mack & D'Antonio, 1998). De même, *Acacia saligna*, dans les régions méditerranéennes, change durablement les propriétés du sol, bloquant la reprise des successions indigènes (Holmes & Cowling, 1997). Ces perturbations compromettent la résilience écologique à long terme et la capacité des écosystèmes à se rétablir après de nouvelles perturbations (Hobbs & Huenneke, 1992). Les invasions ne modifient pas uniquement les communautés végétales, mais perturbent également les grands processus écosystémiques, tels que le cycle des nutriments et les régimes de feu, accentuant les changements globaux (Vitousek, 1990).

Chapitre I : Synthèse bibliographique

I.4. Stratégies de gestion des espèces invasives

La gestion des espèces invasives repose sur des techniques spécifiques, tout en intégrant leurs impacts sur les services écosystémiques et le bien-être humain (Pejchar & Mooney, 2009). Elle nécessite une combinaison de méthodes mécaniques, chimiques et biologiques, appliquées dans une approche intégrée et adaptée aux contextes écologiques (Figure 1).

I.4.1. Méthodes mécaniques (arrachage, coupe)

Les méthodes mécaniques sont parmi les plus anciennes approches de lutte contre les plantes invasives. Elles incluent l'arrachage manuel, la coupe répétée, le fauchage ou encore l'utilisation d'engins lourds pour extraire les végétaux (Kettenring & Adams, 2011). Ces techniques visent à réduire la biomasse et limiter la régénération des plantes envahissantes, en supprimant leurs parties aériennes ou souterraines (Rejmánek & Pitcairn, 2002). Toutefois, leur efficacité dépend du cycle de vie des espèces et de la fréquence des interventions (DiTomaso, 2000). Chez certaines espèces à rejets racinaires, un arrachage incomplet peut favoriser la reproduction clonale (Csurhes & Edwards, 1998). Ces méthodes sont également coûteuses en main-d'œuvre et nécessitent parfois un traitement complémentaire par herbicide pour éviter les repousses (Heidbüchel *et al.*, 2016).

I.4.2. Méthodes chimiques (herbicides)

Les herbicides, en particulier les produits systémiques comme le glyphosate ou le triclopyr, permettent de détruire les plantes invasives en atteignant leur système racinaire (DiTomaso, 1997). Leur efficacité sur de grandes surfaces en fait une méthode courante, notamment lorsque les moyens mécaniques sont insuffisants. Cependant, leur usage doit être rigoureusement contrôlé pour éviter les effets indésirables sur les espèces non ciblées, ainsi que sur la qualité des sols et de l'eau (Tu *et al.*, 2001). L'usage répété peut également engendrer des résistances (Heap, 2014). Une gestion durable passe donc par une intégration de ces traitements avec d'autres méthodes (Hulme, 2006). L'application sélective, comme les pulvérisations localisées ou les injections dans les troncs, permet de réduire les impacts écologiques (Enloe *et al.*, 2015).

Chapitre I : Synthèse bibliographique

I.4.3. Méthodes biologiques (introduction d'ennemis naturels)

La lutte biologique repose sur l'introduction d'ennemis naturels (insectes, champignons, pathogènes) spécifiques à l'espèce cible. Cette méthode est particulièrement pertinente pour les invasions à grande échelle, difficiles à contrôler mécaniquement ou chimiquement (McFadyen, 1998). L'introduction de coléoptères *Galerucella* a, par exemple, permis de réduire efficacement les populations de *Lythrum salicaria* en Amérique du Nord (Blossey *et al.*, 2001). Le succès de cette approche dépend toutefois d'une évaluation rigoureuse afin d'éviter les impacts sur la biodiversité locale (Van Driesche *et al.*, 2010). Lorsqu'elle est bien encadrée, la lutte biologique peut contribuer à restaurer les dynamiques écologiques perturbées (Hoddle, 2004), bien que des introductions mal évaluées puissent générer des effets secondaires indésirables (Simberloff & Stiling, 1996).

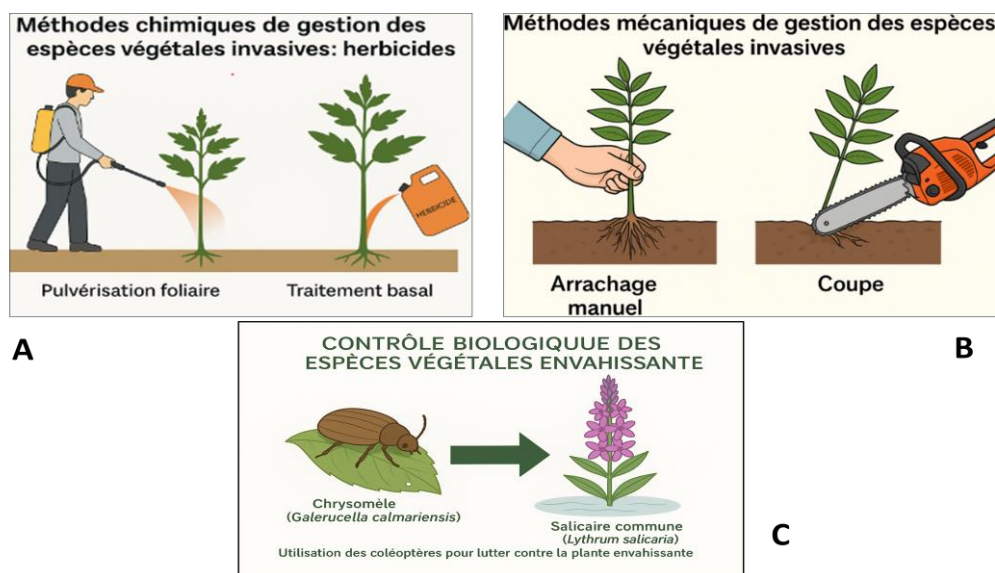


Figure 1: Schéma illustrant les méthodes de lutte contre les espèces invasives. A : méthode chimique. B : méthode mécanique. C : méthode biologique (source : anonyme, s.d.).

Chapitre I : Synthèse bibliographique

I.5. Prévention et surveillance

I.5.1. Importance de la détection précoce

La détection précoce est essentielle pour intervenir avant que les espèces invasives ne s'établissent durablement, limitant ainsi leur impact sur la biodiversité. Une réponse rapide permet des actions moins coûteuses et plus efficaces (Simberloff, 2009 ; Pimentel *et al.*, 2005). Elle contribue également à préserver les habitats et à réduire les perturbations écologiques (Hulme *et al.*, 2008). L'intégration de technologies modernes telles que la télédétection ou les drones a considérablement amélioré l'efficacité des programmes de surveillance (Lavoie, 2017). L'exemple de la moule zébrée, détectée précocement dans les lacs nord-américains, illustre le succès de telles stratégies (Ricciardi *et al.*, 1998).

I.5.2. Surveillance continue des populations invasives

La surveillance continue permet de détecter de nouvelles menaces, d'évaluer l'efficacité des mesures mises en œuvre, et d'adapter les stratégies au fil du temps. Elle constitue une base de données essentielle pour comprendre la dynamique des invasions (Keller *et al.*, 2007). Cette démarche est facilitée par les technologies modernes (SIG, télédétection, plateformes participatives) et favorise la coopération entre chercheurs, gestionnaires et citoyens, augmentant ainsi la précision et la portée du suivi (Leung *et al.*, 2002 ; Carter *et al.*, 2015).

I.6. Enjeux et défis

I.6.1. Coûts économiques et logistiques

La gestion des espèces invasives engendre des coûts importants, tant pour les institutions publiques que pour les acteurs privés. Selon Pimentel *et al.* (2005), ces coûts incluent les pertes agricoles, les dégâts aux infrastructures et les frais de lutte. À cela s'ajoutent les défis logistiques liés à la surveillance de vastes territoires et à l'organisation d'interventions de grande ampleur (McFadyen, 1998). Certaines méthodes, comme la distribution d'agents biologiques, sont difficiles à mettre en œuvre à grande échelle (Mack *et al.*, 2000). Les coûts indirects liés à la dégradation des services écosystémiques, tels que la

Chapitre I : Synthèse bibliographique

régulation hydrique ou la pollinisation, doivent également être pris en compte (Pimentel *et al.*, 2005).

I.6.2. Nécessité d'une approche intégrée et participative

Face à la complexité des invasions biologiques, une approche intégrée et participative s'impose. Elle associe scientifiques, gestionnaires, communautés locales et citoyens afin d'optimiser les ressources et d'assurer l'efficacité des stratégies (Hulme *et al.*, 2008). La science citoyenne, par exemple, permet de collecter des données sur de vastes territoires à moindre coût (Carter *et al.*, 2015). L'implication des acteurs locaux favorise l'adhésion aux mesures de gestion et renforce leur durabilité (Pretty, 2003). Enfin, cette approche permet de mieux gérer les conflits d'intérêts, de favoriser l'éducation environnementale et de prévenir de futures invasions (Menozzi *et al.*, 2012).

I.7. Étude de cas : *Ailanthus altissima* (Ailante glanduleux)

I.7.1. Description de l'espèce *Ailanthus altissima* (Ailante glanduleux)

I.7.1.1. Taxonomie de *Ailanthus altissima*

Ailanthus altissima (Mill.) Swingle appartient à la famille des Simaroubaceae (voir Annexe I), un groupe de plantes dicotylédones principalement constitué d'arbres originaires des régions tropicales et subtropicales (Kowarik & Säumel, 2007). L'espèce fut initialement décrite en 1768 par Philip Miller sous l'appellation *Rhus altissima*, avant d'être reclassée dans le genre *Ailanthus* par Swingle en 1916, en raison de critères morphologiques distinctifs tels que ses feuilles composées, sa floraison dioïque et la morphologie caractéristique de ses samares (Hu, 1979). Le genre *Ailanthus* comprend une dizaine d'espèces, majoritairement originaires d'Asie du Sud-Est, mais *A. altissima* est la seule à s'être largement répandue hors de son aire native, notamment dans les zones tempérées (Wunder *et al.*, 2014). Sur le plan taxonomique, l'espèce se démarque nettement de ses congénères par sa capacité remarquable à tolérer des conditions environnementales extrêmes et par un comportement reproducteur particulièrement opportuniste, ce qui en fait une espèce fréquemment classée comme envahissante dans les travaux de recherche en écologie (Sladonja *et al.*, 2015).

Chapitre I : Synthèse bibliographique

I.7.1.2. Traits morphologiques (feuilles, fleurs, fruits)

Ailanthus altissima (Mill.) Swingle, communément désigné sous le nom d'ailante glanduleux, est un arbre caduc originaire d'Asie orientale, en particulier de Chine, aujourd'hui largement naturalisé dans les zones tempérées à travers le monde. Doté d'une croissance rapide et d'une remarquable capacité de reproduction à la fois sexuée et végétative (Figure 2), il colonise aisément les milieux anthropisés ou perturbés (Kowarik & Säumel, 2007).

Ses feuilles, alternes et imposantes (pouvant atteindre de 30 à 90 cm de long), sont composées-pennées, formées de 11 à 41 folioles. Celles-ci présentent des dents glanduleuses à leur base, émettant une odeur âcre caractéristique lorsqu'elles sont écrasées (Hu, 1979). L'espèce est dioïque, avec une floraison qui s'étend du printemps à l'été (mai à juillet). Les fleurs (Figure 2), discrètes et verdâtres, sont rassemblées en panicules terminales denses, riches en nectar, notamment chez les individus mâles, attirant de nombreux insectes pollinisateurs (Burch & Zedaker, 2003). La fructification donne naissance à des samares allongées et torsadées, virant au rouge à maturité. Ces fruits, produits en abondance, sont dispersés par le vent, ce qui confère à l'espèce une large capacité de dissémination (Kota *et al.*, 2007).

L'écorce est d'abord lisse et grise, puis devient crevassée avec l'âge, tandis que le système racinaire, très développé, émet fréquemment des drageons. Cette aptitude végétative accentue son caractère invasif, notamment dans les milieux urbains ou dégradés (Sladonja *et al.*, 2015). Du fait de son agressivité écologique et de ses impacts sur les habitats naturels, *A. altissima* est aujourd'hui considéré comme une espèce envahissante préoccupante pour la conservation de la biodiversité et la gestion des écosystèmes urbains.

Chapitre I : Synthèse bibliographique

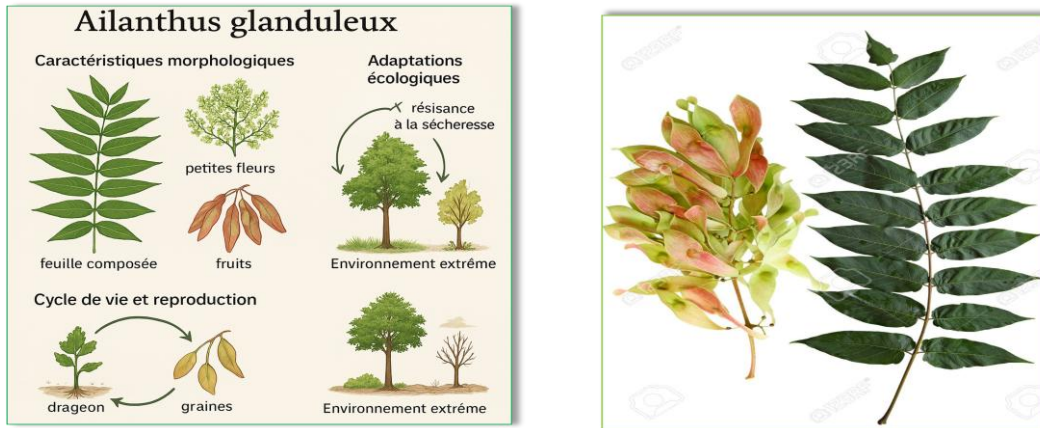


Figure2 : Caractéristique morphologique de l’Ailante glanduleux (Lamarque et al. (2011))

I.8. Stratégies de reproduction et modes de dissémination

I.8.1. Stratégies de reproduction

Ailanthus altissima (Mill.) Swingle est une espèce pionnière, strictement héliophile, remarquable par sa plasticité écologique et sa capacité d’adaptation aux milieux perturbés. Elle met en œuvre deux modes complémentaires de reproduction : sexuée et végétative.

A/ Reproduction sexuée

L’espèce est majoritairement dioïque, avec des individus mâles et femelles séparés, bien que des cas de fleurs hermaphrodites aient été observés (Hu, 1979). La floraison, qui s’étend généralement de mai à juillet, peut débuter dès la mi-avril, ce qui permet à l’ailante d’échapper aux gelées printanières. Les fleurs, réunies en panicules terminales, sont petites, verdâtres et riches en nectar. Elles attirent une large gamme d’insectes pollinisateurs, notamment les abeilles et les coléoptères (Burch & Zedaker, 2003). Des glandes nectarifères sont également présentes sur les feuilles, les pseudo-stipules et les cataphylles.

La production de graines viables commence généralement entre 3 et 5 ans (Kowarik, 2007), bien que des cas de fructification plus précoce aient été rapportés. Chaque arbre peut produire de 14 000 à 325 000 fruits par an (Clair-Maczulajtys, 1985), appelés samares, qui sont parfaitement adaptés à la dissémination par le vent (anémochorie). Pesant environ 0,3 g pour 3 cm de long (Soler *et al.*, 2024), les samares présentent une extrémité spiralée

Chapitre I : Synthèse bibliographique

influençant leur trajectoire de chute. Selon le degré de torsion, elles peuvent tomber selon des trajectoires verticales, hélicoïdales, en spirale ou en pente douce. Cette dernière forme permet les distances de dissémination les plus longues, atteignant jusqu'à 70 mètres, voire plusieurs centaines de mètres en cas de vents violents ou sur des surfaces lisses en milieu urbain.

La dissémination est également favorisée par l'hydrochorie et la zoochorie (Kowarik, 2007). Les samares se détachent progressivement entre novembre et mai, ce qui réduit les risques de pourrissement au sol et augmente les chances de germination (Dupérat & Polese, 2008). La prédation des graines reste faible en raison de la présence d'ailanthone, un composé aux effets répulsifs produit par la plante (Clair-Maczulajtys, 1985). Toutefois, la durée de vie des graines dans le milieu naturel est limitée à environ un an (Krüssmann *et al.*, 1981 in Kowarik, 1995), bien qu'elle puisse atteindre 3 à 5 ans en conditions contrôlées (Soler *et al.*, 2024).

La germination des graines est optimale à des températures supérieures à 15 °C, avec des taux pouvant atteindre jusqu'à 98 %, particulièrement sous un fort éclaircissement (Kowarik & Säumel, 2007). Les jeunes plantules peuvent s'établir sur des substrats très divers, y compris des habitats instables comme les éboulis et les décombres. Cette capacité s'explique par les potentialités organogènes de l'hypocotyle, qui facilite un enracinement rapide et peut également produire des bourgeons adventifs actifs (Kowarik & Säumel, 2007).

B/ Reproduction végétative

En complément de sa reproduction sexuée, *Ailanthus altissima* dispose d'une stratégie clonale efficace. Il produit des drageons racinaires à partir de bourgeons préexistants sur l'hypocotyle ou le réseau racinaire, notamment en réponse à des stress (gel, feu, blessures mécaniques) ou à des interventions humaines (taille, coupe) (Kowarik & Säumel, 2007 ; Sladonja *et al.*, 2015). L'espèce rejette également vigoureusement de souche, et de simples fragments de racines peuvent générer de nouveaux individus. Cette capacité de multiplication végétative permet une colonisation rapide et dense, en particulier dans les contextes anthropisés : friches industrielles, talus routiers, lisières forestières ou zones urbaines.

I.8.2. Modes de dissémination

Chapitre I : Synthèse bibliographique

A/ Dissémination naturelle

La dissémination d'*Ailanthus altissima* repose principalement sur les mécanismes naturels associés à ses fruits. Les samares, grâce à leur structure ailée, assurent une dispersion efficace par le vent, bien que la distance moyenne de dispersion reste inférieure à 100 mètres (Kota *et al.*, 2007). L'hydrochorie et la zoochorie interviennent de manière secondaire, notamment dans les contextes où les graines sont transportées par des cours d'eau ou ingérées par des animaux.

B/ Propagation anthropique

L'expansion géographique de l'espèce a été largement facilitée par l'intervention humaine. Introduite en Europe et en Amérique du Nord au XIXe siècle comme plante ornementale, elle a été plantée dans de nombreux parcs, jardins publics et alignements urbains en raison de sa croissance rapide, de son port esthétique et de sa tolérance aux stress abiotiques (pollution, sécheresse, sols compacts). Ces usages horticoles ont joué un rôle déterminant dans la dispersion initiale de l'espèce hors de son aire d'origine.

I.9. Origine biogéographique et répartition mondiale d'*Ailanthus altissima*

I.9.1. Origine asiatique et premières introductions intercontinentales

Ailanthus altissima trouve son origine dans l'Asie orientale, plus particulièrement en Chine, où il est cultivé depuis des siècles pour divers usages, notamment médicaux, sylvicoles et ornementaux (Hu, 1979). Apprécié pour sa croissance rapide et sa robustesse, il a été introduit en Europe au XVIIIe siècle, avec une première implantation documentée à Paris en 1740, en tant qu'arbre d'alignement urbain (Colin & Dumas, 2009). L'espèce a ensuite été introduite en Amérique du Nord à la fin du XVIIIe siècle, où elle s'est rapidement acclimatée. Dès le début du XXe siècle, elle montrait déjà un comportement envahissant dans plusieurs régions (Feret, 1985). Le succès de cette expansion repose sur une grande plasticité écologique, une forte capacité de reproduction, ainsi qu'une tolérance aux sols perturbés ou pauvres (Kowarik & Säumel, 2007).

I.9.2. Aire de distribution actuelle et dynamiques d'expansion mondiale

Chapitre I : Synthèse bibliographique

Aujourd'hui, *A. altissima* est présente sur tous les continents, à l'exception de l'Antarctique (Figure 3).

- En Europe, elle s'est largement installée dans les milieux anthropisés, notamment les centres urbains, les friches industrielles, les corridors de transport et les forêts dégradées, avec une présence marquée dans les régions méditerranéennes et continentales (Kowarik & Säumel, 2007).
- Dans le Maghreb (Tunisie, Algérie), elle s'est implantée dans les zones urbaines, le long des routes et dans les anciens périmètres agricoles, remplaçant progressivement les espèces autochtones grâce à sa tolérance à la sécheresse, à la pollution et aux sols dégradés (Kacimi & Sbabdji, 2022).
- En Amérique du Nord, elle colonise les milieux urbains abandonnés, les lisières forestières perturbées et les friches, en particulier sur la côte Est et dans le Midwest, où elle est naturalisée depuis les années 1900 (Call & Nilsen, 2003).
- En Amérique latine, notamment au Brésil, elle commence à se répandre dans les zones périurbaines et les berges de cours d'eau, suscitant des inquiétudes concernant son potentiel envahissant (Corbett & Manchester, 2004).
- En Australie, sa présence est également signalée, et les autorités environnementales surveillent de près sa progression en raison des impacts potentiels sur les écosystèmes autochtones (Corbett & Manchester, 2004).

Chapitre I : Synthèse bibliographique



Figure 3: Carte de la répartition géographique de l'*Ailanthus altissima* (San-Miguel-Ayanz et al., 2016)

I.10. Facteurs favorisant l'invasion d'*Ailanthus altissima*

L'expansion rapide et globale d'*Ailanthus altissima* ne peut être appréhendée sans une analyse approfondie des mécanismes écologiques qui sous-tendent sa dynamique colonisatrice. Cette espèce combine plusieurs traits adaptatifs qui, ensemble, maximisent ses capacités d'établissement et de domination dans les écosystèmes perturbés. Trois dimensions principales ressortent : sa faculté à coloniser rapidement des milieux altérés, sa production de composés allélopathiques inhibant les autres végétaux, et sa résilience face à des conditions environnementales extrêmes.

➤ Une aptitude à coloniser les milieux perturbés

Le succès invasif d'*Ailanthus altissima* repose en grande partie sur sa capacité à s'établir dans des milieux profondément altérés, qu'ils soient d'origine anthropique ou naturelle. Cette espèce s'illustre notamment dans les environnements urbains, les zones industrielles, les friches, les abords de routes et les talus ferroviaires, où les sols sont souvent compactés, pollués ou remaniés (Lamarque *et al.*, 2011). Grâce à sa tolérance exceptionnelle à la pollution atmosphérique et à la salinité, *A. altissima* parvient à prospérer là où de

Chapitre I : Synthèse bibliographique

nombreuses espèces indigènes échouent, ce qui lui confère un net avantage compétitif (Sladonja *et al.*, 2015). Son système racinaire puissant, capable de produire des rejets clonaux après des perturbations mécaniques (élagage, arrachage, travaux publics), lui permet de se régénérer rapidement (Motard *et al.*, 2011). Par ailleurs, sa reproduction sexuée est très efficace : l'espèce produit une grande quantité de graines anémochores, capables de coloniser rapidement des habitats ouverts tels que les bâtiments abandonnés ou les carrières (Knapp & Canham, 2000). Enfin, l'implantation de *A. altissima* est facilitée par ses composés allélopathiques, en particulier l'ailanthone, qui inhibent la germination d'espèces voisines et renforcent son emprise dans les milieux déjà écologiquement dégradés (Heisey, 1996).

➤ **L'allélopathie comme mécanisme d'exclusion de la concurrence végétale**

Parmi les stratégies écologiques qui confèrent à *Ailanthus altissima* un caractère hautement envahissant, la production de substances allélopathiques joue un rôle central. L'espèce sécrète une molécule appelée ailanthone, un quassinolide présent dans ses feuilles, racines et écorce, qui exerce un effet phytotoxique sur la germination et la croissance des plantes environnantes (Heisey, 1996). Plusieurs études ont démontré que cette molécule peut considérablement freiner le développement des espèces herbacées et ligneuses autochtones, compromettant ainsi la régénération naturelle des écosystèmes envahis (Knapp & Canham, 2000).

➤ **Une résilience face aux conditions édaphiques et climatiques extrêmes**

Ailanthus altissima se distingue également par une résilience remarquable face aux contraintes édaphiques et climatiques, ce qui contribue grandement à son expansion. Il est capable de croître dans des substrats pauvres, tels que les remblais, les graviers ou les sols compactés, en mobilisant un système racinaire étendu qui optimise l'absorption d'eau et de nutriments (Kowarik & Säumel, 2007). Cette espèce tolère également des concentrations élevées en métaux lourds, comme le plomb, le zinc ou le cadmium, ce qui lui permet d'occuper d'anciens sites industriels ou des zones routières fortement polluées (Sladonja *et al.*, 2015). Dans les contextes urbains, *A. altissima* supporte sans difficulté les fortes chaleurs estivales, les épisodes de sécheresse, ainsi que la salinité induite par les sels de voirie utilisés en hiver (Knapp & Canham, 2000). Sa capacité à ajuster ses fonctions physiologiques, telles que la photosynthèse et la transpiration, face à la pollution atmosphérique, lui permet de maintenir une croissance stable dans des environnements dégradés (Sladonja *et al.*, 2015).

Chapitre I : Synthèse bibliographique

Enfin, sa faculté à se développer sur des sols à pH très variable, qu'ils soient acides ou alcalins, élargit encore son spectre écologique (Heisey, 1996), consolidant son statut d'espèce envahissante particulièrement redoutable.

I.11. Études antérieures sur *Ailanthus altissima*

a) Études sur son impact dans d'autres régions (Europe, Amérique du Nord)

Ailanthus altissima, originaire d'Asie, a été largement étudié pour ses effets écologiques négatifs dans diverses régions du monde, notamment en Europe et en Amérique du Nord. En Europe, son expansion rapide est bien documentée, notamment dans les zones méditerranéennes où il colonise facilement les milieux perturbés et les friches urbaines. Il y forme souvent des peuplements monospécifiques qui réduisent fortement la diversité floristique locale (Sladonja *et al.*, 2015). Ses capacités allélopathiques, notamment la libération d'ailanthone, inhibent la germination et la croissance de nombreuses plantes indigènes (Heisey, 1996), renforçant ainsi son potentiel envahissant. Une étude de Constan-Nava *et al.* (2010) a montré que *Ailanthus altissima* possède une forte capacité de régénération naturelle même dans les conditions méditerranéennes semi-arides, renforçant son caractère invasif.

Les invasions biologiques en Europe représentent un défi écologique majeur, touchant aussi bien la biodiversité que les secteurs économiques et la santé publique, Keller *et al.* (2007) rappellent que l'augmentation du commerce international, les transports et le changement climatique ont accéléré l'introduction d'espèces exotiques envahissantes. Face à cette dynamique, les auteurs soulignent l'importance d'une approche intégrée combinant prévention, détection rapide et réponses de gestion coordonnées entre pays européens, afin de limiter efficacement les impacts des espèces invasives.

En Amérique du Nord, *A. altissima* affiche une grande tolérance à la pollution et à la compaction des sols, ce qui lui permet de prospérer dans des environnements anthropisés tels que les bords de route et les friches industrielles (Kowarik & Säumel, 2007). De plus, plusieurs études ont montré son impact négatif sur la régénération forestière naturelle : par la concurrence pour les ressources et par ses effets chimiques, il empêche l'établissement des essences indigènes ligneuses (Kota *et al.*, 2007).

Chapitre I : Synthèse bibliographique

b) Comparaison des résultats selon les écosystèmes

L'impact écologique d'*Ailanthus altissima* varie considérablement selon les écosystèmes qu'il envahit, en raison des différences de structure, de niveau de perturbation et de résilience des habitats. Dans les forêts tempérées, par exemple, il peut entraver la régénération naturelle des essences indigènes en modifiant la composition floristique et les propriétés du sol, notamment en réduisant la disponibilité en nutriments pour les autres espèces (Badalamenti *et al.*, 2015). Sa présence est particulièrement problématique dans les forêts secondaires, où il colonise les trouées de la canopée et empêche l'installation des essences natives (Badalamenti *et al.*, 2015). À l'inverse, dans d'autres milieux – prairies, bords de cours d'eau, espaces urbains – les conséquences de son invasion peuvent varier selon la dynamique propre à chaque habitat.

CHAPITRE II :
Présentation de la
zone d'étude

Chapitre II : Présentation de la zone d'étude

II.1. Description du Parc National de Gouraya (PNG)

II.1.1. Historique du parc

Le Parc national de Gouraya (PNG) a été institué officiellement par le décret n°48.327 du 3 novembre 1984, en s'appuyant sur le cadre légal général des parcs nationaux défini par le décret n°83-458 du 23 juillet 1983, amendé par le décret exécutif n°98-216 du 24 juin 1998.

La première mesure de protection du massif du Djebel Gouraya remonte à 1924, lorsqu'il fut classé au titre de la forêt domaniale de Gouraya. L'aire protégée actuelle a vu le jour en mai 1992, marquée par la désignation d'un directeur et la constitution d'une équipe administrative. Dès 1994, des travaux d'aménagement furent engagés : pose de clôtures sur certaines zones sensibles, création de points d'eau, construction d'un centre d'accueil et d'information, développement d'un réseau de sentiers pédagogiques et acquisition de moyens logistiques. L'année 1997 a constitué un tournant, avec le lancement de plusieurs actions de valorisation et de gestion : réalisation de films documentaires, stages d'initiation à l'ornithologie, création d'un écomusée et d'un laboratoire de taxidermie, et mise en place d'un conseil d'orientation. Entre 2000 et 2006, quatre phases de gestion ont été mises en œuvre pour assurer une gestion durable et structurée du parc (Plan de gestion n°5 du PNG, 2022–2026). En 2004, le parc a obtenu le statut de réserve de biosphère, décerné par le Conseil international de coordination du programme « L'Homme et la biosphère » (MAB) de l'UNESCO à Paris, reconnaissant ainsi son importance écologique à l'échelle régionale et internationale.

II.1.2. Objectif de création du PNG

Le PNG constitue un secteur majeur pour l'endémisme en Kabylie, particulièrement dans le Massif de Yemma Gouraya et du Cap Carbon, reconnu pour ses espèces et associations végétales uniques, notamment celles des milieux rupestres sub-maritimes (Pons & Quezel, 1955 ; Rebbas & Véla, 2016). Cette région représente un point chaud de biodiversité végétale en Kabylie (Véla & Benhouhou, 2007 ; Rebbas *et al.*, 2011). Des relevés phytosociologiques ont permis d'établir un inventaire de 470 espèces réparties sur 87 familles et 298 genres, incluant les principales espèces d'intérêt biogéographique (Khellaf, 2018 ; Rebbas & Véla, 2016). Ce secteur abrite une flore diversifiée, avec 47 espèces rares et 27

Chapitre II : Présentation de la zone d'étude

endémiques, dont plusieurs sont exclusives à l'Algérie. Le spectre phytochorique indique une forte dominance des espèces méditerranéennes, suivies des espèces européennes et eurasiatiques (Rebbas & Véla, 2016). Comprendre les particularités biologiques et écologiques des espèces, ainsi que les facteurs influençant les fluctuations floristiques, est essentiel pour la conservation de la biodiversité (Dahmani-Megrerouche, 1997). Il est crucial de prendre en compte la biodiversité locale pour freiner sa perte, en attribuant un statut particulier aux taxons endémiques et rares de la région (Rebbas & Véla, 2016).

II.2. Situation géographique du PNG

Le PNG se situe dans la région nord-est de l'Algérie, au sein de la wilaya de Béjaïa, le long du littoral méditerranéen (figure 4). Il occupe environ 10,21 % de la superficie de la commune de Béjaïa, soit environ 6 % de la surface totale de la wilaya (Khellaf, 2018), et couvre une superficie totale de 2 080 hectares. Le parc se situe à environ 230 km à l'est d'Alger.

Il est délimité : au sud par la ville de Béjaïa et la route nationale n°24, à l'ouest par la plage de Boulimat et la commune de Toudja (Rebbas *et al.*, 2011), au nord et à l'est par le bassin méditerranéen, formant une spectaculaire corniche longue de 11,5 km avec des falaises abruptes plongeant dans la mer.

Le parc fait partie intégrante des chaînes littorales de l'Atlas tellien et s'insère dans un ensemble de reliefs escarpés caractéristiques du versant nord de la Kabylie (Plan de gestion n°5 du PNG, 2022–2026) Le site se trouve à proximité de plusieurs grandes villes régionales, notamment :

- 127 km à l'est de Tizi Ouzou,
- 110 km au nord-est de Sétif,
- 96 km à l'ouest de Jijel,
- 239 km au nord-ouest de Constantine.

Chapitre II : Présentation de la zone d'étude

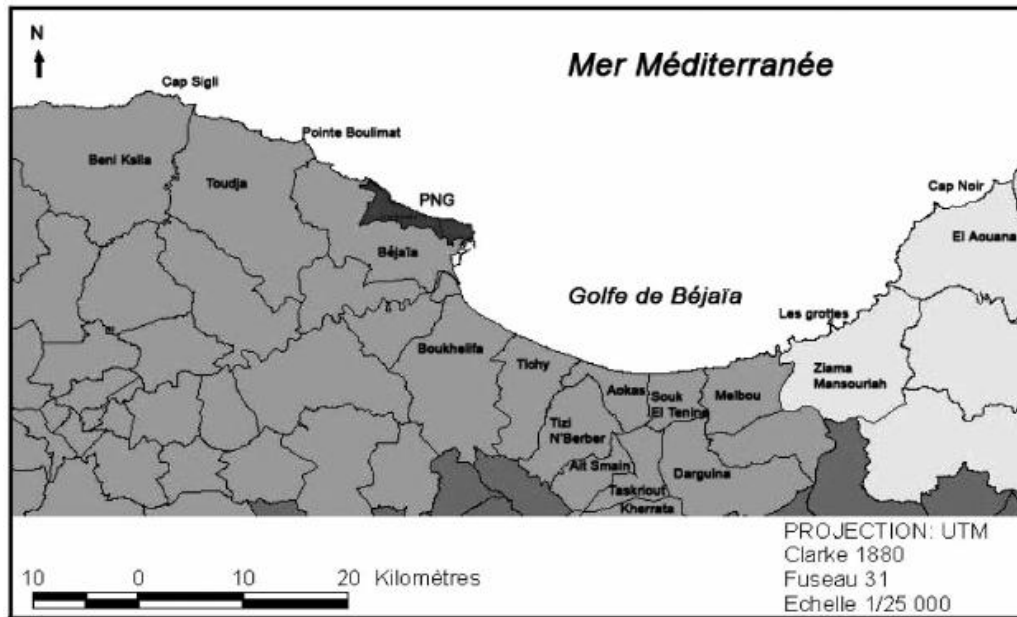


Figure 4 : Situation géographique du Parc National de Gourayaet (Coordonnées géographiques : N 36°50'-36°45' etE 04°44'-05°10') (Rebbas et al., 2011).

II.2.1. Zonage et Statut Foncier

À la suite de l'instauration de la loi n° 11-02 du 17 février 2011 sur les aires protégées, le Parc National de Gouraya est structuré en trois zones : la zone centrale de 419 hectares, la zone tampon de 637 hectares et la zone de transition de 1064 hectares (Figure 5) (Étude du nouveau zonage réalisé par le CENEAP d'Alger, 2013). Concernant la nature juridique des terres (figure 6), 65 % relèvent du domaine privé, 17 % sont des forêts sectorielles, 17 % des forêts domaniales, et 1 % constituent un domaine distrait.

Chapitre II : Présentation de la zone d'étude

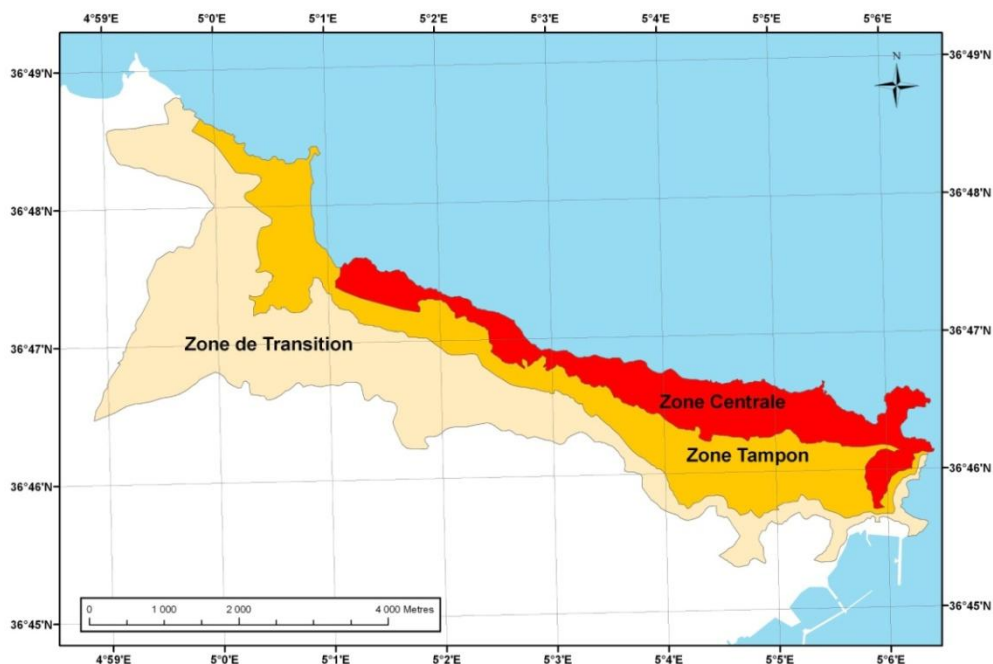


Figure 05 : Carte du zonage (plan de gestion N°5 du parc national de Gouraya, 2022-2026).

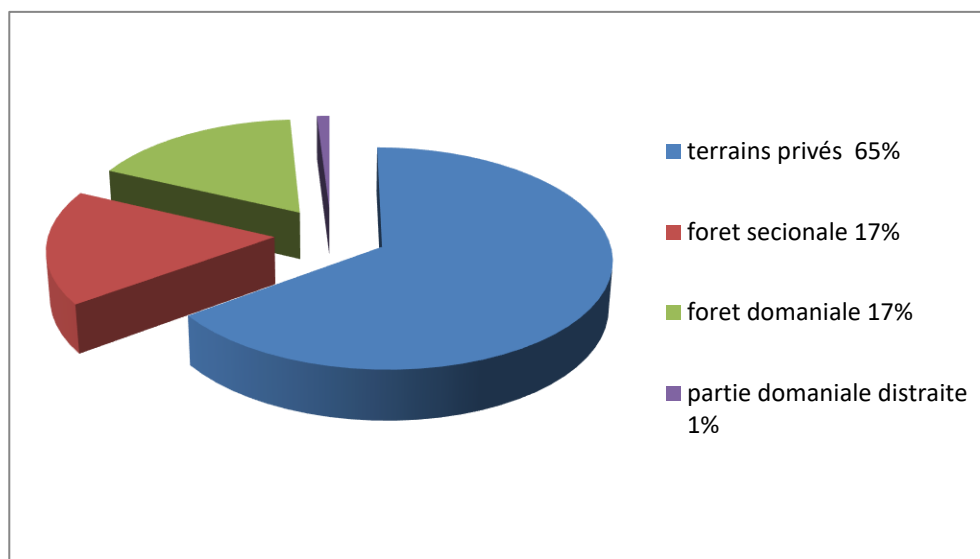


Figure 06 : Spectre de statut juridique des terres du PNG (plan de gestion N°5 du parc national de Gouraya, 2022-2026).

Chapitre II : Présentation de la zone d'étude

II.3. Caractéristiques physiques du Parc national de Gouraya

II.3.1. Relief

Le Parc national de Gouraya présente une topographie côtière-montagneuse marquée par un relief escarpé, débutant en bordure de mer et s'élevant vers l'intérieur jusqu'à atteindre des altitudes notables. Le point culminant est le Djebel Gouraya, à 672 mètres, qui domine l'ensemble du paysage. Parmi les autres unités topographiques significatives, on retrouve le Djebel Oufarnou, un massif calcaire atteignant 454 mètres, et le versant méridional de l'Ighil-Izza, qui s'élève à 359 mètres (Moussouni, 2010 ; Rebbas *et al.*, 2011). La façade littorale du parc est structurée par des formations abruptes, notamment le Cap Carbon, une avancée rocheuse en forme de presqu'île exposée au nord, culminant à 225 mètres et se terminant par des falaises plongeant directement dans la Méditerranée. Dans l'ensemble, la morphologie du site est fortement accidentée, avec des pentes supérieures à 25 % sur une grande partie de la superficie, particulièrement sur le versant nord du Djebel Gouraya, où les parois sont parfois quasi verticales (PNG, 1999). Les zones nord-ouest, en revanche, sont caractérisées par un relief plus modéré, avec des pentes ne dépassant pas 21 %. Les sommets arrondis du massif présentent généralement des déclivités comprises entre 12 % et 25 %, tandis que les secteurs est et sud-est du parc montrent des versants très abrupts et fragmentés (CENEAP, non daté ; Moussouni, 2010).

II.3.2. Géologie

Le Parc national de Gouraya se situe dans la zone tellienne de l'Algérie, un ensemble montagneux correspondant au prolongement des chaînes côtières kabyles, également désignées par certains auteurs comme les chaînes calcaires liasiques, en raison de la dominance de formations calcaires issues du Lias, une subdivision du Jurassique inférieur (Duplan, 1952).

La structure géologique du parc est marquée par une orientation générale nord-ouest / sud-est, avec des ensembles tels que le Djebel Gouraya et l'Adrar Oufarnou formant un anticlinal affecté par des failles sub-verticales, qui morcellent la masse rocheuse en blocs

Chapitre II : Présentation de la zone d'étude

distincts (Duplan & Grevelle, 1960). Dans le secteur nord-ouest du parc, où le relief est plus modéré, on observe la terminaison orientale d'une nappe de Flysch créacé, témoin des importantes déformations tectoniques survenues dans la région.

Le parc repose sur une mosaïque lithologique composée de calcaires, grès et argiles dans ses parties centrale et orientale, tandis que des roches métamorphiques siliceuses dominent à l'ouest (Duplan & Grevelle, 1960 ; Rebbas *et al.*, 2011). Ces formations géologiques jouent un rôle important dans la diversité écologique locale, en créant des habitats variés favorables à une flore d'intérêt biogéographique, en particulier le long du littoral. Enfin, le massif calcaire du Djebel Gouraya s'insère dans la chaîne tellienne de l'Atlas, formée au Tertiaire, avec des gisements et modelés résultant de processus plus récents, remontant au Quaternaire (Moussouni, 2010; Rebbas *et al.*, 2011).

II.3.3. Hydrographie

Le réseau hydrographique du parc (Figure 7) est faiblement développé, en raison de la dominance de roches calcaires compactes, peu favorables à la formation de vallées permanentes. La majorité des cours d'eau sont des oueds temporaires, actifs uniquement durant la saison des pluies. Le massif du Djebel Gouraya, très escarpé et rocheux, empêche la mise en place de réseaux d'écoulement pérennes, du fait de l'absence de formations sédimentaires favorisant les talwegs (PNG, 2004). En revanche, dans la zone nord-ouest, moins rigide géologiquement, plusieurs oueds intermittents sont présents, dont les plus importants affluents sont l'Ighzer Ouhrik et l'Ighzer n'Sahel, qui drainent localement les eaux de ruissellement.

Chapitre II : Présentation de la zone d'étude

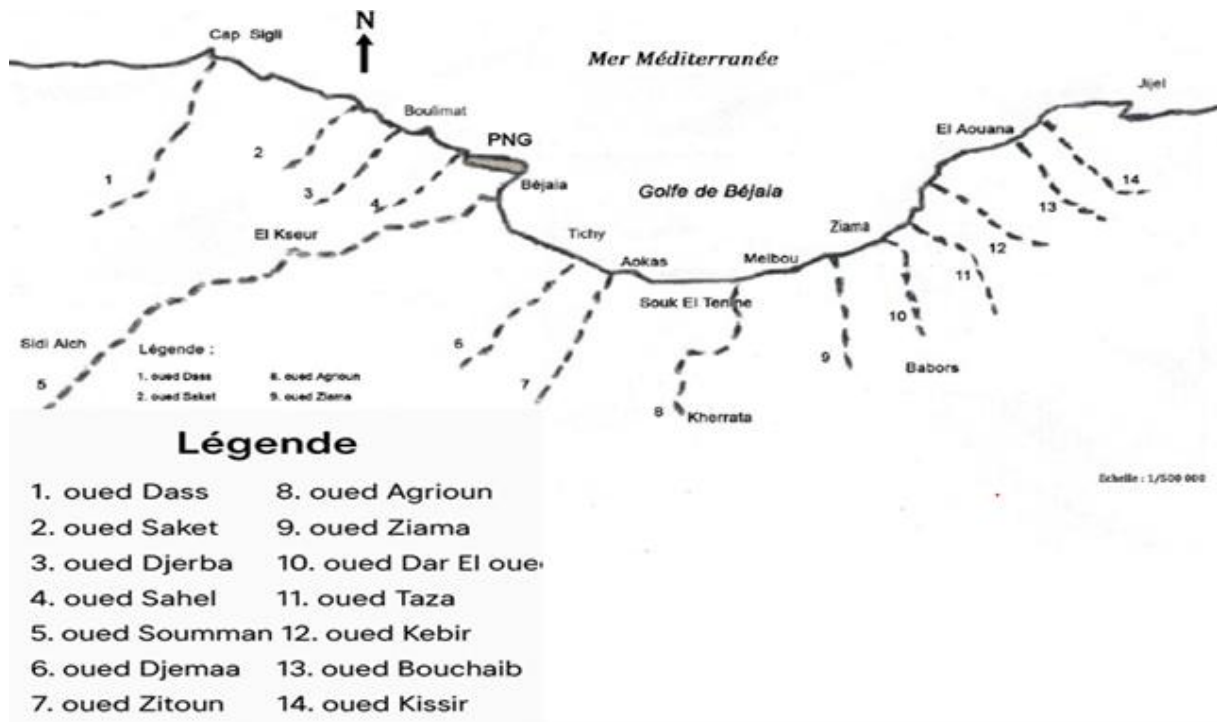


Figure7: Localisation géographique des oueds dans le Parc National de Gouraya (Béjaia, Algérie) (Rebbas, 2014).

II.3.4. Pédologie

Une étude pédologique réalisée par Kadi (2024) a permis de caractériser la diversité des sols du parc et leurs relations avec la végétation. Il en ressort une prédominance de sols bruns calciques bien développés, présentant une teneur satisfaisante en matière organique dans les couches superficielles, où l'on observe un humus de type mull ou mull moder. Ces caractéristiques traduisent une dynamique biologique active, favorable à la régénération naturelle des couverts végétaux.

Les principaux types de sols identifiés dans le parc sont les suivants :

- Des sols bruns calciques évolués, à profil homogène du type A (B) C, adaptés aux terrains forestiers stabilisés.
- Des sols bruns calciques lessivés du type A Bt C, développés sur substrats calcaires dolomitiques, typiques des zones à couvert arbustif dense.
- Des sols jeunes bruns calcaires peu profonds, de type A (B) C sur substrats marno-calcaires schisteux, souvent localisés sur les pentes rocheuses exposées.

Chapitre II : Présentation de la zone d'étude

- Un sol polycyclique, perturbé sur le plan morphologique, résultant de la superposition d'un sol ancien recouvert par un sol d'apport.

II.3.5. Humidité relative

L'humidité de l'air constitue un facteur écologique fondamental pour les écosystèmes terrestres, influençant à la fois le développement de la végétation et la résilience des espèces face aux stress climatiques. Les données climatiques de la station de Bejaïa, collectées sur une période de 10 ans (2013–2023) (Figure 8), indiquent une humidité relative moyenne annuelle de 73,51 %, témoignant d'un fort effet maritime lié à la proximité de la mer Méditerranée.

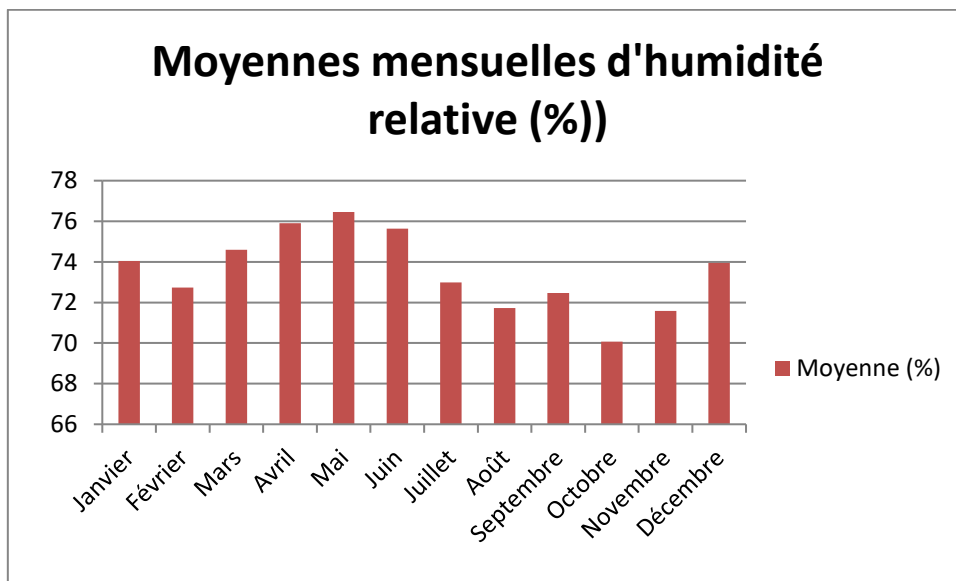


Figure 8 : Moyennes mensuelles de l'humidité relative (%) à Bejaïa (2013–2023)

II.4. Caractéristiques climatiques

Le climat représente un facteur écologique fondamental dans l'organisation, la dynamique et la stabilité des écosystèmes méditerranéens. L'analyse des régimes thermiques et pluviométriques permet de caractériser les typologies climatiques de la région et d'évaluer leur impact sur la distribution spatiale, la biodiversité et les processus écologiques des espèces locales.

Les données climatiques des sites étudiés, à savoir le Plateau des Ruines (471 m d'altitude) et Tamelaht (62 m d'altitude), ont été extrapolées à partir des enregistrements de la

Chapitre II : Présentation de la zone d'étude

station météorologique de l'aéroport Abane Ramdane de Bejaïa (2 m d'altitude), utilisée comme référence sur la période 1993–2023 (données de l'Office National de Météorologie).

II.4.1. Régime pluviométrique

En milieu méditerranéen, les précipitations présentent une corrélation positive avec l'altitude, avec une augmentation estimée entre 40 et 80 mm par 100 m, en fonction des caractéristiques topographiques (Seltzer, 1946). Compte tenu de la proximité des sites d'étude par rapport au littoral, un gradient pluviométrique de 40 mm pour 100 m a été retenu dans cette étude.

La station de référence de Bejaïa enregistre une moyenne pluviométrique annuelle de 752,8 mm. Sur la base du différentiel altimétrique entre cette station et le Plateau des Ruines (471 m), une correction a été appliquée pour estimer les précipitations sur ce site.

Ainsi, la pluviométrie annuelle au Plateau des Ruines a été évaluée à 941,2 mm, soit un accroissement de 188,4 mm par rapport à celle de Bejaïa. En revanche, pour le site de Tamehlaht, situé à une altitude comparable (inférieure à 100 m), les précipitations annuelles ont été considérées comme équivalentes à celles de la station de référence (voir annexe I).

Ces ajustements reposent sur une extrapolation altimétrique des données de Bejaïa, afin d'affiner les estimations des cumuls annuels. Les valeurs mensuelles ont été déterminées en appliquant aux données de référence les coefficients de proportionnalité indiqués dans le tableau I.

Tableau I : Valeurs des coefficients de correction des précipitations des stations d'étude.

Station	Différence Altitudinale (m)	P (mm) de la Station Bejaia	P Station Etudiée / P Bejaia	Coefficient de correction
Plateau des ruines	469 m	752,8 mm	(941,2 / 752,8) mm	1,25

Chapitre II : Présentation de la zone d'étude

II.4.2. Les températures

Selon les travaux de Seltzer (1946), une diminution altitudinale des températures est observée en milieu méditerranéen, avec un gradient thermique estimé à $-0,4\text{ °C}$ pour 100 mètres d'élévation concernant les températures moyennes minimales (m), et à $-0,7\text{ °C}$ pour 100 mètres pour les températures moyennes maximales (M).

En appliquant ces gradients aux sites d'étude, une correction thermique a été effectuée pour le Plateau des Ruines (471 m d'altitude) (voir annexe II). Les résultats indiquent une diminution des températures moyennes minimales de $1,88\text{ °C}$ et des températures moyennes maximales de $3,29\text{ °C}$ par rapport à celles enregistrées à la station de référence de Bejaïa.

En revanche, pour le site de Tamelaht (62 m d'altitude), dont l'altitude ne dépasse pas 100 mètres, les températures ont été considérées comme équivalentes à celles de Bejaïa, conformément aux données présentées dans le tableau II.

Tableau II: Valeurs coefficient de correction des températures des stations d'étude.

Station	Différence Altitudinale (m)	Coefficient correction T (°C) maximale	Coefficient correction T (°C) minimale
Plateau des ruines	469m	3,29°C	1,88°C

II.4.3. Données et graphes climatiques des stations

Dans cette étude, les précipitations et températures ont été synthétisées sous forme de graphiques (figures 10, 11 et 12). Les données détaillées par station sont disponibles en annexes I et II.

• Variabilité saisonnière des précipitations

L'analyse des données climatiques sur une période de trente ans (1993–2023) (figure 9) met en évidence un régime pluviométrique caractéristique des climats méditerranéens, marqué par une saisonnalité prononcée, avec des hivers humides et des étés fortement arides.

Chapitre II : Présentation de la zone d'étude

Pour les stations de Bejaïa et Tamelaht, la pluviométrie annuelle moyenne s'élève à 752,8 mm, présentant une distribution hétérogène au cours de l'année. Les précipitations sont principalement concentrées en période hivernale, avec un maximum en janvier (111,4 mm) et en décembre, tandis que la saison estivale se distingue par une sécheresse marquée, enregistrant des cumuls minimaux en juillet (5,8 mm) et août.

Au Plateau des Ruines, bien que le régime pluviométrique suive la même tendance saisonnière, les précipitations sont nettement plus abondantes en raison de l'effet altitudinal. Le mois de janvier y présente un cumul maximal (139,2 mm), tandis que juillet (7,2 mm) demeure le mois le plus sec, confirmant la persistance d'une aridité estivale typique. Décembre constitue également un mois fortement arrosé, contrastant avec la sécheresse estivale des mois de juillet et août.

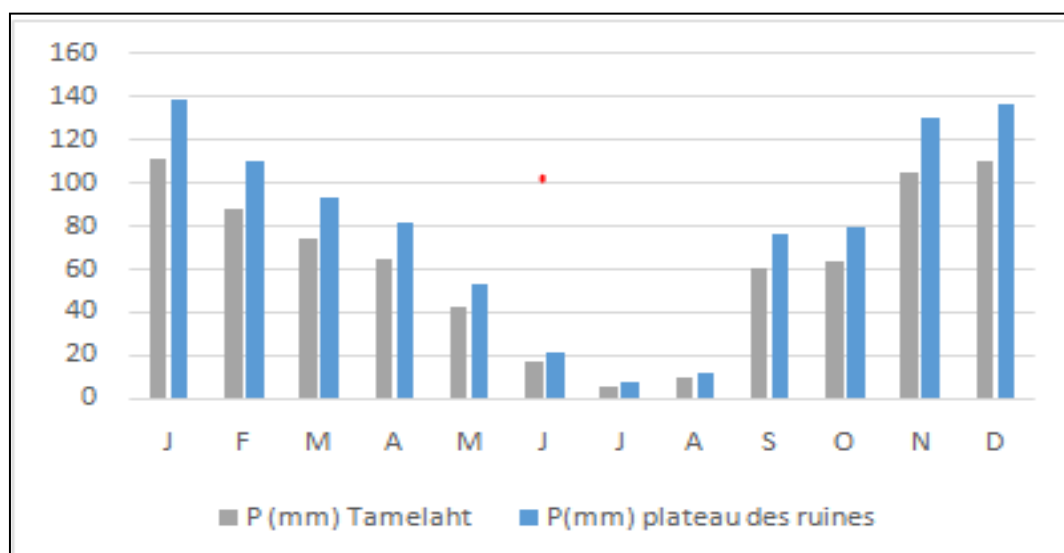


Figure 9: Histogramme représentatif des précipitations pour les stations étudiées.

- **Variabilité thermique saisonnière**

L'analyse des données thermiques sur la période 1993–2023 révèle une nette différenciation saisonnière des températures, caractéristique des climats méditerranéens (figures 10 et 11).

Les stations de Bejaïa et Tamelaht présentent un régime thermique marqué par :

Chapitre II : Présentation de la zone d'étude

- des hivers doux, avec des températures moyennes diurnes atteignant 16,7 °C et nocturnes descendant à 7,3 °C en janvier.
- des étés chauds, où les maximales atteignent 30,6 °C et les minimales 21,6 °C en août
- une amplitude thermique annuelle significative, la moyenne mensuelle passant de 12,0 °C en janvier à 26,1 °C en août

Le Plateau des Ruines, en raison de son altitude plus élevée (471 m), enregistre des températures globalement plus fraîches, tout en suivant le même schéma saisonnier :

- en hiver (janvier) : maximales à 13,4 °C et minimales à 5,4 °C
- en été (août) : maximales à 27,3 °C et minimales à 19,7 °C
- moyenne annuelle variant de 9,4 °C en hiver à 23,5 °C en été

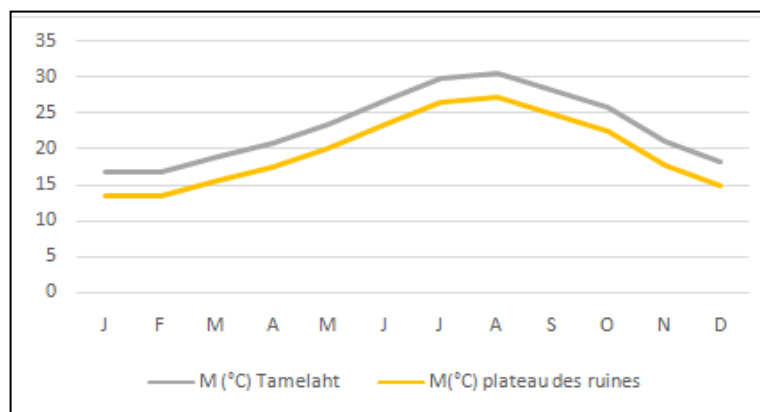


Figure 10: Graphique en courbes représentant les températures moyennes maximales pour chaque station étudiée.

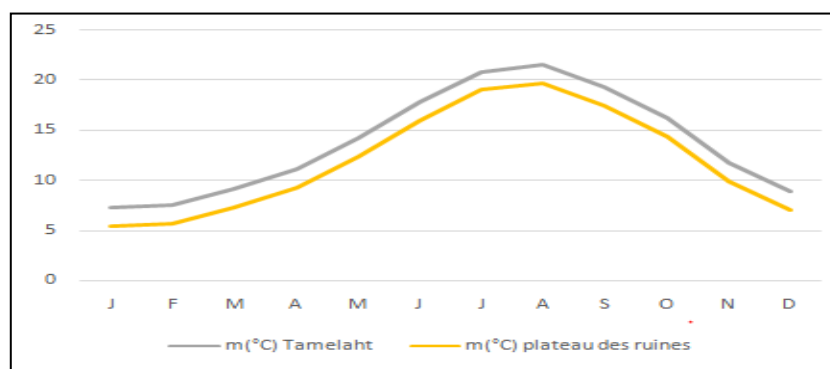


Figure 11: Graphique en courbes représentant les températures moyennes minimales pour chaque station étudiée.

Chapitre II : Présentation de la zone d'étude

II.4.4. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen (1953)

Le diagramme ombrothermique, développé par Bagnouls et Gaussen (1953), constitue un outil fondamental pour caractériser les périodes d'aridité en climat méditerranéen. Cette méthode repose sur une comparaison mensuelle systématique entre les précipitations (P, en mm) et les températures moyennes (T, en °C), un mois étant défini comme sec lorsque la condition $P \leq 2T$ est remplie.

L'application de ce critère aux données des stations étudiées révèle une différenciation dans la durée de la saison sèche :

- Tamelaht présente une période sèche prolongée, s'étendant sur quatre mois, de mai à août (figure 12).
- Le Plateau des Ruines connaît une période aride réduite à trois mois, s'étendant de la mi-mai à la fin août (figure 13).

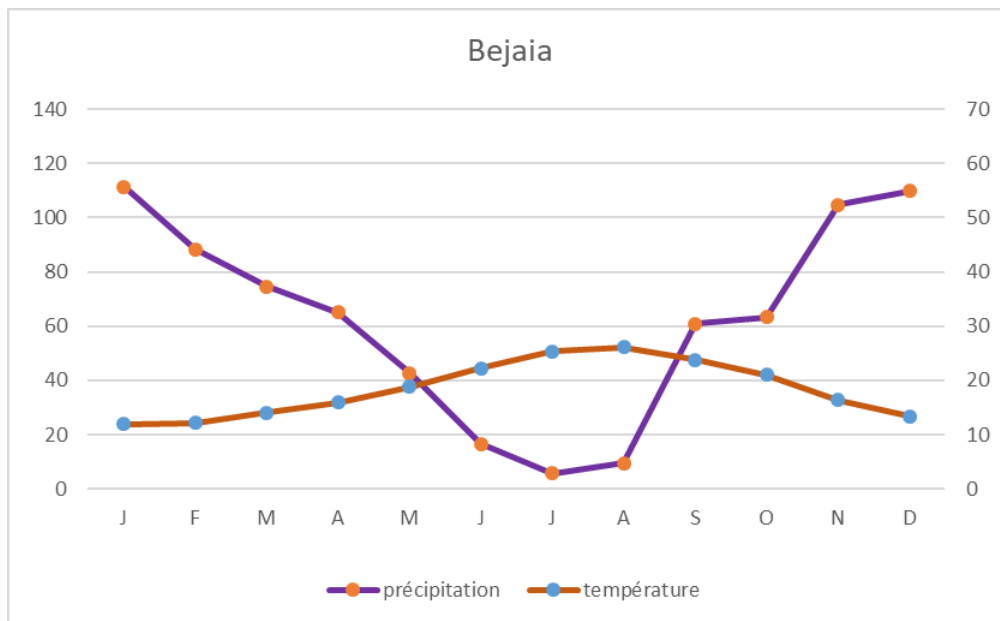


Figure 12 : Diagramme ombrothermique de la station de Bejaïa (tamelaht).

Chapitre II : Présentation de la zone d'étude

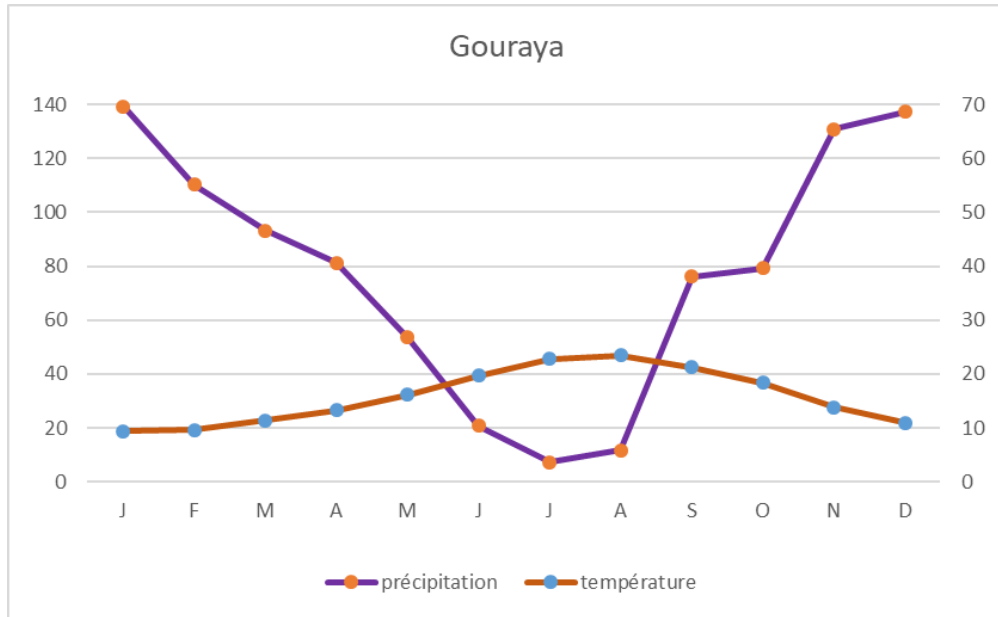


Figure 13 : Diagramme ombrothermique de la station Plateau des ruines.

II.4.5. Climagramme d'emberger

Le quotient pluviothermique d'Emberger est un outil graphique représentant la synthèse climatique spécifique au climat méditerranéen. Il met en rapport les précipitations et les températures pour aider à déterminer l'étage bioclimatique de la région étudiée. Les zones climatiques et les types de végétation qui y sont associés peuvent ainsi être identifiés en fonction du quotient pluviothermique.

Le quotient est déterminé par la formule de Stewart (1969), adapté pour l'Algérie et les autres pays voisins, qui se présente comme suit :

$$Q3 = 3,43 \frac{P}{M-m}$$

P : pluviométrie moyenne annuelle en mm

M : température maximale moyenne du mois le plus chaud

m : température minimale moyenne du mois le plus froid

Les résultats obtenus pour les deux stations d'étude (voir annexe III) révèlent une nette différenciation bioclimatique (Figure 14) :

Chapitre II : Présentation de la zone d'étude

1. **Tamelaht** (62 m d'altitude) :
 - $Q_3 = 110,81$
 - Classification : climat **subhumide chaud**
2. **Plateau des Ruines** (471 m d'altitude) :
 - $Q_3 = 147,30$
 - Classification : climat **humide tempéré**

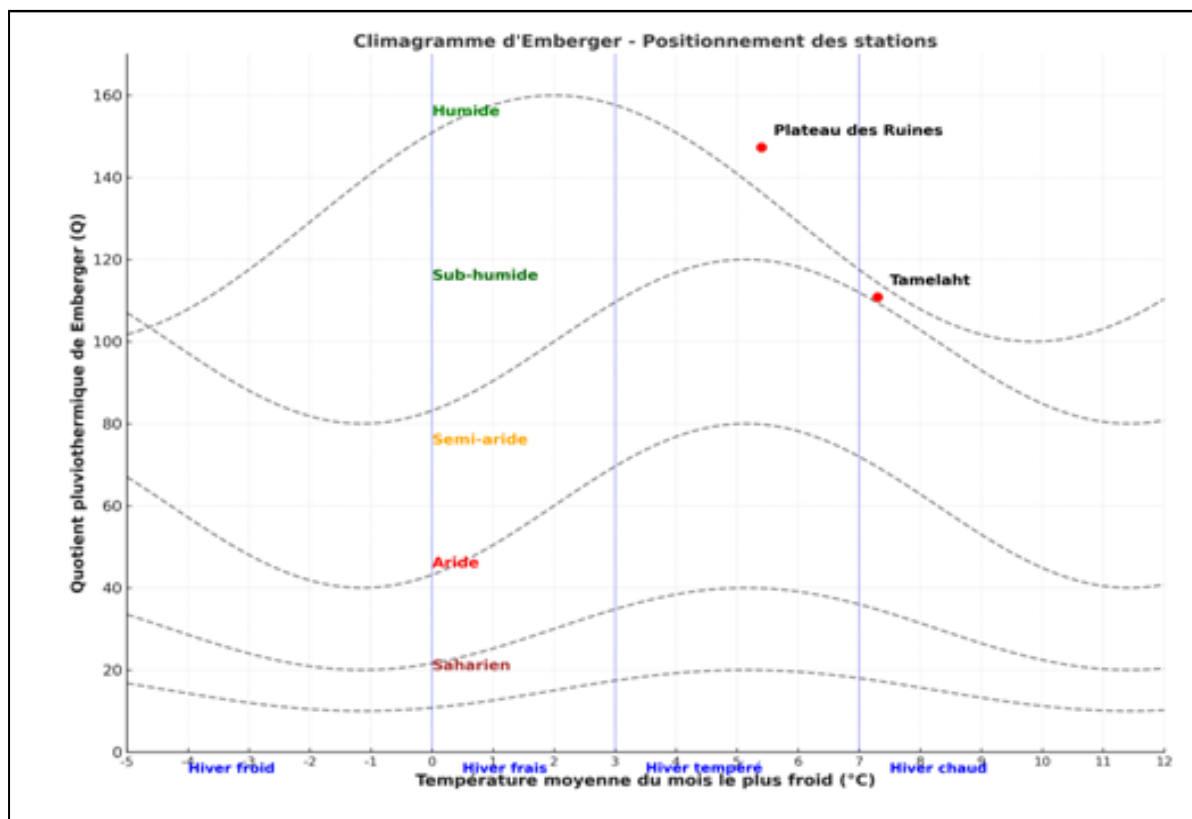


Figure 14 : Situation des stations étudiées sur le climagramme d'Emberger.

II.5. Les principaux habitats du Parc National de Gouraya

Le Parc National de Gouraya, localisé en Petite Kabylie, s'inscrit dans le domaine bioclimatique méditerranéen (Quézel & Santa, 1962). Selon Moussouni (2010), ce parc se distingue par une flore diversifiée, répartie dans une mosaïque d'habitats naturels, reflétant les gradients altitudinaux et édaphiques de la région (Figure 15).

Chapitre II : Présentation de la zone d'étude

1. Forêts (170 ha, 81 % de couverture)

- **Peuplements dominants** : Pin d'Alep (*Pinus halepensis*), chêne-liège (*Quercus suber*), olivier sauvage (*Olea europaea*), cyprès vert (*Cupressus sempervirens*)
- **Strate arbustive** : Calicotome (*Calicotome spinosa*), buplèvre (*Bupleurum fruticosum*)

2. Matorral arboré (104,63 ha, 89 % de couverture)

- Localisation : Secteur oriental du parc
- Espèces caractéristiques : Pin d'Alep, Eucalyptus (*Eucalyptus spp.*), chêne kermès (*Quercus coccifera*), pistachier lentisque (*Pistacia lentiscus*), caroubier (*Ceratonia siliqua*), myrte (*Myrtus communis*)

3. Matorral haut (75,25 ha, 80 % de couverture)

- Localisation : Zones des Aiguades et du Cap Carbon
- Composition : Pin d'Alep accompagné d'arbustes sclérophylles (phillyrea (*Phillyrea angustifolia*), olivier sauvage, caroubier, genévrier (*Juniperus oxycedrus*))

4. Matorral moyen (216,41 ha, 87 % de couverture)

- Localisation : Partie orientale du parc
- Végétation typique : Formations arbustives denses à dominance de phillyrea, olivier sauvage, chêne kermès, calicotome et euphorbe (*Euphorbia dendroides*)

5. Matorral bas (702,5 ha, 80 % de couverture)

- **Espèces dominantes** : Cistes (*Cistus spp.*), ampelodesme (*Ampelodesmos mauritanicus*), buplèvre, lavande (*Lavandula stoechas*), bruyère (*Erica arborea*)

6. Matorral dégradé (105,42 ha, 50 % de couverture)

- **Caractéristiques** : Formation végétale perturbée, marquée par une dominance de pistachier lentisque, phillyrea, myrte, chêne kermès et ciste

7. Falaises maritimes (153,62 ha, 60 % de couverture)

- Localisation : Littoral nord (Cap Carbon, Adrar n'Gouraya, Adrar Oufarnou)
- **Végétation rupicole** : Euphorbe arborescente (*Euphorbia dendroides*), palmier nain (*Chamaerops humilis*), câprier (*Capparis spinosa*), sedum (*Sedum spp.*)

8. Habitat rupestre (101 ha)

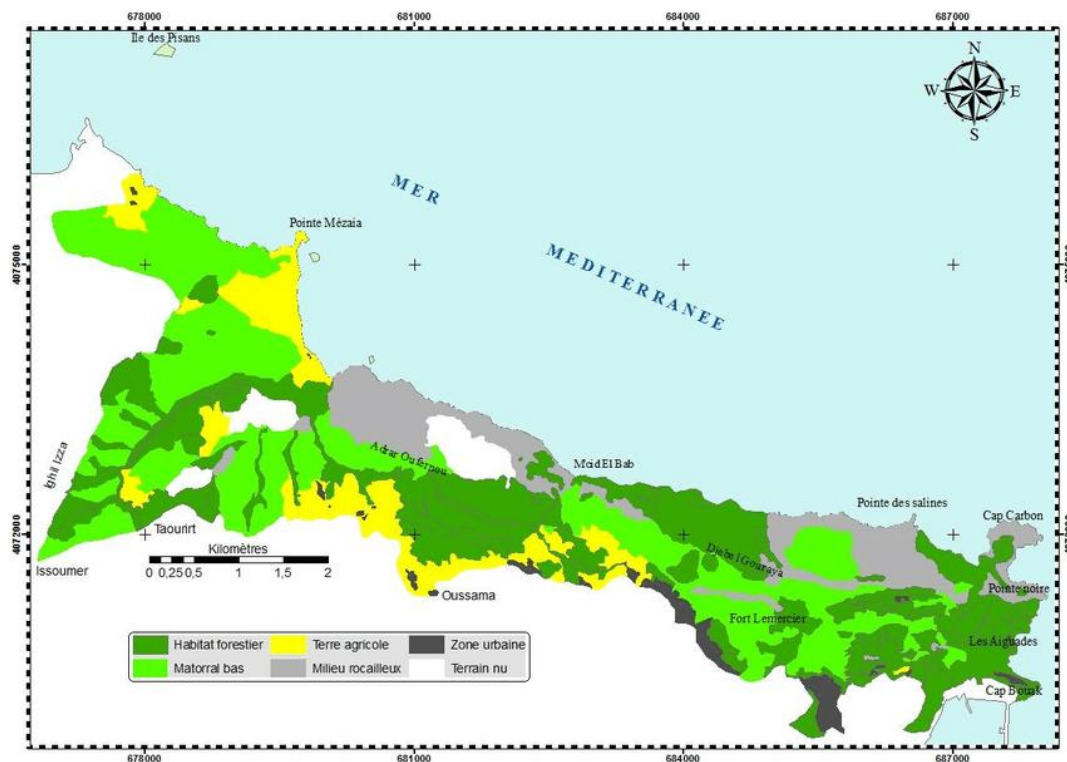
- **Substrat** : Roches calcaires

Chapitre II : Présentation de la zone d'étude

- **Espèces adaptées** : Euphorbe, palmier nain, olivier sauvage, sedum, câprier

9. Ripisylves (69 ha, 70 % de couverture)

- **Peuplements riverains** : Peuplier (*Populus spp.*), frêne (*Fraxinus spp.*), pistachier (*Pistacia terebinthus*), olivier sauvage
- **Lianes et sous-bois** : Ronces (*Rubus spp.*), lierre (*Hedera helix*), smilax (*Smilax aspera*), clématite (*Clematis flammula*).



CHAPITRE III :

Matériels et

Méthode

Chapitre III : Matériels et Méthodes

III.1. Sélection des stations d'étude

L'évaluation de l'impact de l'espèce invasive *Ailanthus altissima* (Figure 16) sur la biodiversité végétale a été conduite dans le Parc National de Gouraya (wilaya de Béjaïa, Algérie), une aire protégée riche en habitats naturels. Deux stations ont été sélectionnées : le Plateau des Ruines et la zone de Tamelah, en raison de la présence confirmée d'*Ailanthus altissima* (Merabtine & Moussaoui, 2024) et de leur accessibilité. Dans chaque station deux zones ont été choisies : Une zone envahie, où *A. altissima* est bien implanté ; Une zone témoin, non colonisée, servant de référence.

Les zones ont été choisies pour leur homogénéité écologique (type de végétation, pente, exposition), permettant ainsi de limiter les biais liés à l'environnement.



Figure 16 : *Ailanthus altissima* (ailante glanduleux) dans la station de Tamelah

III.2. Méthodologie

L'étude repose sur une comparaison entre des zones envahies par *Ailanthus altissima* et des zones témoins, dans les deux stations sélectionnées. L'objectif est d'évaluer l'impact de cette espèce sur la richesse spécifique et l'abondance des espèces végétales locales.

Chapitre III : Matériels et Méthodes

III.3. Détermination de l'aire minimale

Une première étape a consisté à déterminer, dans chaque zone (envahie et témoin), la surface minimale nécessaire à une représentation fidèle de la diversité floristique (Figure 17). Cette superficie a été estimée par la méthode des courbes aire-espèces, permettant d'identifier le seuil au-delà duquel l'ajout de surface n'apporte plus d'espèces nouvelles de manière significative. Cette procédure assure un échantillonnage optimal et standardisé.

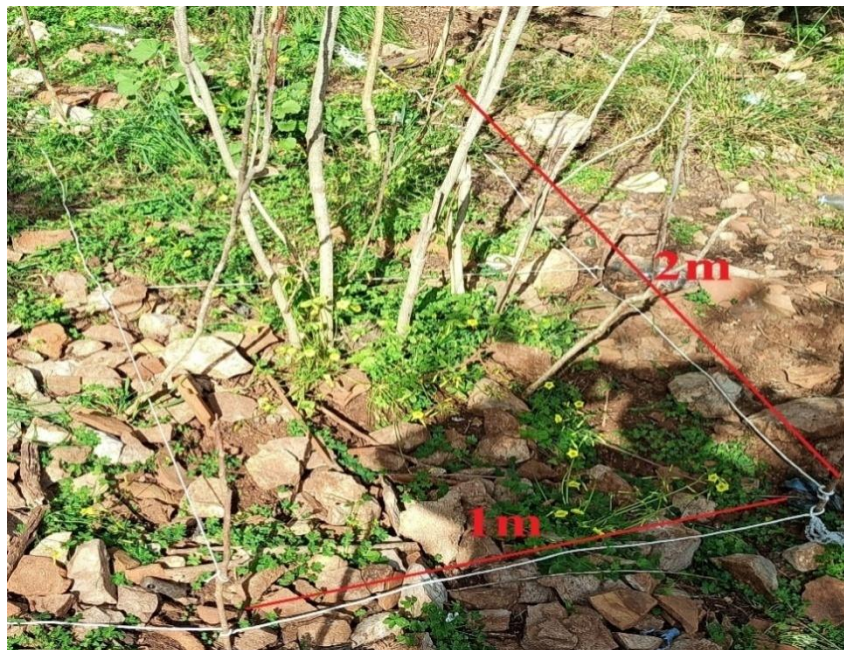


Figure 17 : Détermination de l'aire minimale dans la station du Plateau des Ruines (Photo personnelle)

III.3.1. Échantillonnage floristique

Afin d'évaluer l'impact de *Ailanthus altissima* sur la biodiversité végétale, un protocole d'échantillonnage combinant l'aire minimale et des quadrats de 1 m² a été mis en œuvre (figure 18 et 19). Afin de quantifier la richesse spécifique et l'abondance des espèces végétales présentes dans les zones envahies, puis de comparer ces résultats à ceux des zones témoins non envahies. En raison de la surface restreinte de la zone envahie, l'échantillonnage floristique a été limité à 4 quadrats de 1 m², totalisant une surface de 4 m² pour chaque zone. Bien que cette superficie soit inférieure à l'aire minimale théorique estimée (entre 2m² et 16 m²), ce choix méthodologique s'explique par la configuration du site : au-delà de 8 m², les

Chapitre III : Matériels et Méthodes

relevés s'approchent de la lisière de la zone envahie, où l'*Ailanthus altissima* est absent, ce qui risquerait d'altérer la représentativité des données. Cette contrainte spatiale a donc conduit à une réduction volontaire de la surface échantillonnée, afin de concentrer les observations au sein du noyau de la zone envahie. Par souci de comparabilité méthodologique, le même dispositif (4 quadrats de 1 m² par zone) a été appliqué à la zone non envahie (témoin). Pour chaque station, les quadrats ont été disposés aléatoirement mais de manière représentative dans chaque zone, conformément à la superficie définie précédemment. À l'intérieur de chaque quadrat, tous les individus végétaux ont été recensés par espèce, permettant ainsi de calculer les indicateurs suivants :

- La **richesse floristique** (nombre total d'espèces)
- L'**abondance totale**(nombre total d'individus)
- La **densité spécifique** (nombre d'individus par espèce)



Figure18 : Dispositif d'échantillonnage par quadrats de 1 m² appliqué à la station du Plateau des Ruines (photo personnelle).

Chapitre III : Matériels et Méthodes



Figure 19 : Dispositif d'échantillonnage par quadrats de 1 m² appliqué à la station Temelaht (photo personnelle).

III.3.2. Conditions de relevé

Les relevés ont été effectués au cours de la période de croissance active de la végétation, durant la fin de l'hiver et le début du printemps 2025, afin d'assurer une identification optimale des espèces. Les conditions de relevé pour chaque station sont précisées ci-dessous :

- **Station de Temelaht**

- *Zone envahie:* 36°46'17.43''N / 5°05'53.28''E
- *Zone témoin:* 36°46'17.63''N / 5°05'49.32''E
- *Date et heure:* 25 février 2025 à 11h13
- *Température :* 15 °C
- *Espèce invasive ciblée :* *Ailanthus altissima*

Chapitre III : Matériels et Méthodes



Figure 20 : Vue de la zone envahie par *Ailanthus altissima* dans la station de Tamehlaht.

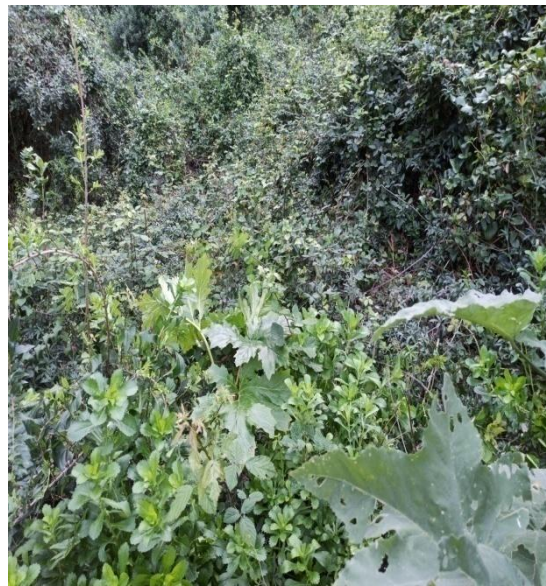


Figure 21 : Vue de la zone témoin (non envahie) dans la station de Tamehlaht.

Chapitre III : Matériels et Méthodes



Figure 22 : Image satellitaire localisant les zones d'échantillonnage dans la station de Tamelaht.

- **Station du Plateau des Ruines**

- *Zone envahie* : 36°46'6.86''N / 5°05'18.50''E
- *Zone témoin* : 36°46'3.82''N / 5°04'59.90''E
- *Date et heure* : 18 mars 2025 à 09h47
- *Température ambiante* : 17 °C
- *Espèce invasive ciblée* : *Ailanthus altissima*

Chapitre III : Matériels et Méthodes



Figure 23: Vue de la zone envahie par *Ailanthus altissima* dans la station du Plateau des Ruines.



Figure 24 : Vue de la zone témoin dans la station du Plateau des Ruines.

Chapitre III : Matériels et Méthodes



Figure 25 : Image satellitaire des zones d'échantillonnage dans la station du Plateau des Ruines.

III.4.Méthode d'identification

L'identification des espèces végétales recensées dans les deux stations d'étude, qu'il s'agisse de l'espèce invasive (*Ailanthus altissima*) ou des espèces accompagnatrices, a été effectuée à l'aide des clés de détermination botanique de Santos et Quézel (1962). Ces clés s'appuient sur l'examen détaillé des caractères morphologiques des plantes, notamment la forme et la disposition des feuilles, la structure des tiges, des inflorescences, ainsi que les caractéristiques des fruits. Cette approche a permis une détermination taxonomique rigoureuse, assurant la fiabilité des relevés floristiques effectués sur le terrain.

III.5.Analyse et traitement des données

Les données recueillies ont été traitées de manière à permettre une comparaison quantitative et qualitative entre les zones envahies et témoins. À cet effet, plusieurs analyses ont été envisagées :

- **Calcul des indices de diversité** Pour évaluer la structure des communautés végétales, plusieurs indices écologiques ont été calculés pour chaque zone :

Chapitre III : Matériels et Méthodes

III.5.1. Indices de composition floristique

A/ Richesse spécifique (S)

La richesse spécifique correspond au nombre total d'espèces différentes recensées dans une unité d'échantillonnage. Elle constitue un indicateur fondamental de la biodiversité, sans considération pour l'abondance relative des espèces (Whittaker, 1972 ; Magurran, 2013). Sa formule selon Marcon, 2015 est :

$$S = \sum_{i=1}^n 1$$

Où :

S : richesse spécifique

n : nombre total d'espèces différentes

Chaque espèce est comptée une seule fois, donc on additionne 1 pour chaque espèce observée.

B/ La fréquence (F)

La fréquence exprime le pourcentage de relevés dans lesquels une espèce apparaît. Elle informe sur la régularité de la distribution spatiale d'une espèce dans l'habitat étudié. Sa formule selon Gégout & Pierrat, 1998 est :

$$F=(n/N)*100$$

où :

n : nombre de relevés contenant l'espèce

N : nombre total de relevés effectués

la fréquence permet de catégoriser les espèces selon leur présence en classes (rare, occasionnelle, fréquente, constante), ce qui facilite l'interprétation de leur comportement écologique.

Chapitre III : Matériels et Méthodes

C/ L'indice de fréquence (IF)

Est un paramètre complémentaire à la fréquence, permettant de comparer la distribution des espèces entre plusieurs stations ou relevés. Il met en évidence l'importance relative d'une espèce dans un ensemble donné. Sa formule selon Christian, 1976 est :

$$IF = (F_i / \sum F_i) * 100$$

où:

F_i : fréquence d'une espèce donnée

∑F_i : somme des fréquences de toutes les espèces.

l'indice de fréquence est souvent utilisé dans les études phytosociologiques pour mieux évaluer le poids écologique d'une espèce dans la communauté végétale.

Tableau III : classification de DU RIETZ

Catégories	Indice de fréquence (IF)	Type de plante
F < 20%	I	Accidentel
20% < F < 40%	II	Accessoire
40% < F < 60%	III	Assez fréquent
60% < F < 80%	IV	Fréquent
80 < F < 100%	V	Très fréquent

Chapitre III : Matériels et Méthodes

III.5.2. Indices d'abondance

A/ La densité absolue (D)

Elle correspond au nombre d'individus d'une espèce donnée par unité de surface. Elle permet d'évaluer la concentration d'une population végétale ou animale dans une zone spécifique, ce qui est essentiel pour comprendre sa dynamique et son interaction avec le milieu. La densité absolue est calculée selon la formule suivante :

$$D = Ni / S \text{ (Krebs et al., 2001)}$$

Où :

Ni : nombre total d'individus de l'espèce i

S : surface totale échantillonnée.

la densité absolue est un paramètre de base en écologie quantitative, notamment dans les études de population et de structure des communautés.

B/L'abondance relative

Elle exprime la proportion d'individus d'une espèce par rapport au total des individus de toutes les espèces dans l'ensemble des relevés. Elle permet de situer l'importance d'une espèce dans la communauté. La formule de calcul selon Jocqué, 1984 est :

$$AR = (Ni / \sum Ni) \times 100$$

Où :

Ni : nombre d'individus de l'espèce i

$\sum Ni$: nombre total d'individus tous taxons confondus

l'abondance relative est largement utilisée pour établir les dominances relatives et comparer la structure des communautés entre différents sites ou moments.

Chapitre III : Matériels et Méthodes

III.5.3. Indices écologiques de structure

A/ Indice de diversité de Shannon-Weaver (H')

L'indice de Shannon-Weaver (H') permet de mesurer la diversité spécifique en prenant en compte à la fois la richesse et l'abondance relative des espèces. Il est sensible aux espèces rares et reflète l'incertitude de prédire l'identité d'un individu choisi au hasard.

$$H' = -\sum (p_i \times \log_2 p_i) \text{ (Bamba et al., 2023)}$$

Où :

p_i : proportion de l'espèce i dans l'échantillon total

B/ Diversité maximale (H max)

La diversité maximale (H max) correspond à la valeur maximale que peut atteindre l'indice de Shannon si toutes les espèces sont également représentées. Elle sert de référence pour calculer l'équitabilité.

$$H \text{ max} = \log_2 (S) \text{ (Kouassi et al., 2014)}$$

Où :

S : nombre total d'espèces recensées (richesse spécifique)

C/ Indice d'équitabilité (E)

L'équitabilité (E) indique dans quelle mesure les individus sont répartis équitablement entre les espèces. Elle varie entre 0 (dominance forte) et 1 (équilibre parfait).

$$E = H'/H_{\text{max}} \text{ (Bouko et al., 2007)}$$

Chapitre III : Matériels et Méthodes

III.5.4.Indices écologiques de similarité

A/ Indice de Jaccard (I)

L'indice de Jaccard mesure la similarité entre deux sites floristiques, en comparant les espèces partagées à l'ensemble des espèces observées. Il est utile pour évaluer le degré de recouvrement floristique entre deux zones d'étude.

$$I = \frac{N_c}{N_1 + N_2 - N_c} \text{ (Youness \& Saporta, 2004)}$$

Où :

N_c : nombre de taxons (espèces) communs aux deux sites

N₁ : nombre total de taxons présents sur le site 1

N₂ : nombre total de taxons présents sur le site 2

L'indice varie de 0 (aucune espèce commune) à 1 (flore identique).

B/ Indicede similarité de SÖRENSEN

L'indice de Sørensen est un indicateur de ressemblance floristique entre deux stations. Il donne une importance particulière aux espèces communes et s'exprime en pourcentage. Plus la valeur de l'indice est élevée, plus les deux stations ont une composition floristique similaire.

$$S = \left(\frac{2c}{a+b} \right) \times 100 \text{ (Tchapgnouo et al., 2012)}$$

Où :

a : nombre d'espèces présentes dans la première station

b: nombre d'espèces présentes dans la deuxième station

c : nombre d'espèces communes aux deux stations

L'indice varie de 0 % (aucune espèce commune) à 100 % (composition identique).

Chapitre III : Matériels et Méthodes

C/ Indice de Bray-Curtis

L'indice de Bray-Curtis est une mesure de similarité ou dissimilarité entre deux échantillons basés sur les abondances des espèces. C'est l'un des indices les plus utilisés en écologie pour comparer entre des communautés. Il est calculé sous la formule suivante :

$$BC = 1 - [2C / (A + B)] \text{ (Lampert, 2015)}$$

Où :

A : somme des abondances de toutes les espèces dans l'échantillon 1.

B : somme des abondances dans l'échantillon 2.

C : somme des abondances minimales partagées entre les deux échantillons (pour chaque espèce).

Par convention, on exprime parfois la similarité en %.

Ces indices permettent une comparaison fine entre zones envahies et témoins, en mettant en évidence d'éventuelles pertes de diversité ou modifications de structure.

III.5.5. Tests statistiques

Afin d'évaluer les différences entre les zones envahies et témoins, deux tests statistiques ont été appliqués.

Le **test de Mann-Whitney** a été utilisé pour comparer les variables quantitatives (par exemple la richesse spécifique et la densité des individus), et le **test du Chi² (χ^2)** qui a servi à analyser les variables qualitatives et les distributions de fréquences (présence/absence d'espèces).

Toutes les analyses ont été réalisées à un seuil de signification de 5 % ($\alpha = 0,05$). Les calculs statistiques ont été effectués à l'aide des deux logiciels Microsoft Excel 2019 et IBM SPSS Statistics (version 27), complétés par des vérifications manuelles pour assurer la fiabilité des résultats.

Chapitre III : Matériels et Méthodes

A/ Teste de Mann-Whitney :

Le test de Mann-Whitney U est une méthode non paramétrique utilisée pour comparer les distributions des variables quantitatives entre deux groupes indépendants. Il est particulièrement adapté lorsque la taille des échantillons est réduite ou que la distribution des données s'écarte de la normalité.

Ce test permet de déterminer si les deux groupes proviennent de la même population, en comparant les rangs moyens de leurs observations.

Il a été appliqué ici pour comparer les paramètres floristiques (richesse spécifique, diversité, équitabilité) entre les zones envahies et témoins dans chaque station.

B/ Test du Chi² (χ^2) :

Le test du Chi² a été utilisé pour analyser les variables qualitatives ou les distributions de fréquences, notamment pour évaluer la répartition de *Ailanthus altissima* entre les différentes zones d'étude, et de vérifier l'existence d'une association significative entre deux variables.

CHAPITRE IV :
Résultats et
Discussio

Chapitre IV : Résultats et Discussions

IV.1 Résultats

IV.1.1. Comparaison entre zones envahies et zones témoins dans chaque station

A/ Station de Tamelaht

À Tamelaht, l'impact exercé par *Ailanthus altissima* sur la végétation autochtone se révèle particulièrement prononcé. L'analyse floristique comparative entre la zone envahie et la zone témoin met en évidence une réduction significative de la richesse spécifique dans les milieux envahis. Les relevés réalisés selon la méthode des quadrats à surface croissante indiquent que les zones dominées par *Ailanthus* ne comptent en moyenne que 1 à 3 espèces, contre 7 à 9 espèces dans la zone exempte de cette espèce, soulignant une érosion floristique nette. Cette tendance est corroborée par les résultats issus de l'analyse de l'aire minimale, qui révèle une dynamique de diversification fortement entravée dans les secteurs envahis : seuls deux taxons supplémentaires apparaissent au seuil de 2 m². À l'inverse, la zone témoin témoigne d'un enrichissement floristique plus soutenu, avec une courbe de richesse tendant vers un plateau à des niveaux bien plus élevés, traduisant une communauté végétale plus complexe et équilibrée.

Sur le plan structural, la suprématie d'*A. altissima* est sans équivoque. Dans les unités d'échantillonnage, cette espèce atteint jusqu'à 8 individus par quadrat, témoignant d'une forte densité et d'une capacité de domination spatiale remarquable. La cohabitation floristique y est extrêmement réduite : seules quelques espèces comme *Acanthus mollis* et *Smilax aspera* persistent dans cet environnement appauvri. Ce schéma tranche nettement avec la configuration observée dans les zones témoins, où des espèces indigènes telles que *Rubiaperegrina*, *Plagiusmaghrebinus* ou *Viburnum tinus* coexistent dans une structure plus diversifiée, à la fois sur le plan taxonomique et fonctionnel.

Chapitre IV : Résultats et Discussions

B/ Station du Plateau des Ruines

Le Plateau des Ruines se distingue par une dynamique d'invasion sensiblement différente de celle observée à Tamelaht, avec des effets moins extrêmes, mais néanmoins préoccupants. Dans cette station, la présence d'*Ailanthus altissima* s'accompagne d'une réduction modérée de la richesse floristique. Les relevés effectués indiquent une variabilité allant de 3 à 11 espèces dans la zone envahie, contre 5 à 10 espèces dans la zone témoin, selon la surface échantillonnée. Ce chevauchement partiel suggère une forme de cohabitation plus marquée entre espèces exotiques et taxons indigènes, traduisant un état de perturbation intermédiaire. Il s'agit d'un déséquilibre qui altère la composition floristique sans entraîner un effondrement complet de la diversité.

L'analyse de la dynamique de renouvellement spécifique sur de petites surfaces (2 m²) renforce cette interprétation : quatre espèces nouvelles apparaissent dès les premiers niveaux d'échantillonnage dans les zones envahies, témoignant d'une certaine hétérogénéité et d'une mosaïque écologique plus complexe qu'à Tamelaht. Cette variabilité pourrait refléter des micro-habitats différenciés ou une résistance écologique encore partiellement active.

Du point de vue structurel, les quadrats envahis révèlent la coexistence d'*A. altissima* avec d'autres espèces rudérales, notamment *Oxalis pes-caprae*, qui peut atteindre des densités remarquables (jusqu'à 40 individus par unité d'échantillonnage). Cette situation illustre un mode de compétition plus diffus, où plusieurs espèces pionnières ou nitrophiles parviennent à s'implanter malgré la présence de l'arbre invasif. Ce phénomène de dominance partagée contraste nettement avec l'exclusion floristique quasi totale observée à Tamelaht. La zone témoin, quant à elle, conserve une diversité végétale notable, abritant notamment des taxons méditerranéens caractéristiques tels que *Rubiaperegrina*, *Calendula officinalis*, des graminées du genre *Brachypodium*, ou encore *Pistacia lentiscus*. Cette richesse spécifique et fonctionnelle suggère une plus grande résilience du système végétal local face à l'invasion, probablement renforcée par des conditions édaphiques ou topographiques favorables.

Ces résultats soulignent l'hétérogénéité des réponses écologiques à l'invasion d'*Ailanthus altissima*. Alors que Tamelaht représente un cas de transformation profonde, marqué par une homogénéisation biologique et une réduction drastique de la diversité, le

Chapitre IV : Résultats et Discussions

Plateau des Ruines illustre un état de perturbation partielle, où une coexistence entre espèces exotiques et indigènes subsiste encore, bien que sous tension.

IV.1.2. Indices écologiques de composition et d'abondance

Les indices écologiques constituent des outils essentiels pour caractériser la structure des communautés végétales et évaluer de manière quantitative l'impact d'*Ailanthus altissima* sur la composition floristique. L'analyse comparative menée sur les deux stations du Parc national de Gouraya – Tamelaht et le Plateau des Ruines – met en évidence des réponses écologiques différenciées, reflétant des degrés d'invasion variables, des assemblages floristiques distincts, ainsi que des dynamiques écosystémiques propres à chaque site.

1) Station de Tamelaht

➤ Zone envahie

La zone envahie de Tamelaht illustre une situation d'invasion particulièrement avancée (Tableau IV). *Ailanthus altissima* y est omniprésente, recensée dans la totalité des quadrats étudiés (fréquence absolue : 100 %), ce qui la classe parmi les espèces dites constantes, avec un indice de fréquence spécifique atteignant 33,33 %. Sa densité élevée (4,25 individus/m²), couplée à une abondance relative de 37,77 %, témoigne de sa nette prééminence dans la structure de la communauté végétale. Un fait notable réside dans la dominance exercée par *Acanthus mollis*, espèce indigène, mais qui, dans ce contexte perturbé, adopte un comportement d'espèce opportuniste. Présente elle aussi dans tous les quadrats (F = 100 %, IF = 33,33 %), elle surpasse même *Ailanthus* en densité (4,75 individus/m²) et en abondance relative (42,22 %). Ces deux espèces à elles seules représentent près de 80 % de la population végétale recensée, ce qui traduit une forte concentration des ressources et une réduction drastique de la niche écologique disponible pour d'autres taxons. Les autres espèces présentes se trouvent reléguées à un statut secondaire, voire marginal. *Smilax aspera*, bien que relativement fréquente (F = 75 %), reste peu dense (1,5 individus/m²) et n'occupe qu'une part modeste de la communauté (abondance relative : 13,33 %). *Scrophularialaevigata* apparaît de manière ponctuelle (F = 25 %, IF = 8,33 %) et son importance numérique est très limitée (D = 0,75 individus/m² ; AR = 6,66 %).

Chapitre IV : Résultats et Discussions

Avec seulement quatre espèces recensées, la richesse floristique de la zone envahie apparaît fortement appauvrie, révélant une perte importante de diversité spécifique. Ce constat suggère une rupture majeure avec la composition floristique potentielle des forêts méditerranéennes de basse altitude, souvent caractérisées par une structure complexe et un cortège floristique diversifié. L'installation massive d'*Ailanthus altissima*, associée à la plasticité écologique d'*Acanthus mollis*, semble donc favoriser une homogénéisation biologique et compromet la résilience du système végétal initial.

Tableau IV: Valeurs des indices écologiques relevés dans la zone envahie de la station de Tamehlaht

Indice Espèces.	(F)%	Catégorie	(IF)%	(D) individus/m ²	(AR)%
<i>Ailanthus altissima</i>	100	Constante	33,33	4,25	37,77
<i>Acanthus mollis</i>	100	Constante	33,33	4,75	42,22
<i>Smilax aspera</i>	75	Constante	25	1,5	13,33
<i>Scrophularialaevigata</i>	25	Occasionnelle	8,33	0,75	6,66

➤ Zone non envahie (témoin)

À l'inverse, la zone témoin de la station de Tamehlaht offre le portrait d'une communauté végétale riche et relativement stable, épargnée par les effets perturbateurs de l'invasion. La richesse floristique y est significativement plus élevée, atteignant douze espèces, soit un triplement par rapport à la zone envahie. Cette diversité accrue s'accompagne d'une structure plus équilibrée et d'une distribution plus homogène des espèces (Tableau V). *Dioscorea communis* se distingue par sa densité ($D = 2$) et une abondance relative de 27,27 %, mais ne domine pas la communauté de manière exclusive. D'autres taxons y jouent également un rôle structurant, tels que *Rubiaperegrina*, qui affiche une fréquence maximale ($F = 100$ %), une densité de 4 individus/m² et une abondance relative de 24,24 %, illustrant sa forte représentativité. *Smilax aspera* ($AR = 12,12$ % ; $D = 2$; $F = 75$ %) et *Rosa sempervirens* ($AR = 10,6$ % ; $D = 1,75$; $F = 50$ %) complètent ce noyau d'espèces dominantes sans toutefois induire de déséquilibre manifeste. Plusieurs autres espèces contribuent également à

Chapitre IV : Résultats et Discussions

la complexité structurelle de cette communauté, à l'instar de *Rubus plicatus*, *Coriariamyrtifolia*, *Viburnum tinus* ou encore *Loniceraimplexa*, toutes présentes dans 50 % des quadrats, avec un indice de fréquence moyen (IF = 7,69 %). Cette distribution relativement régulière, sans dominance excessive (aucune espèce ne dépasse les 30 % d'abondance relative), reflète une organisation végétale en mosaïque, typique des habitats forestiers méditerranéens peu perturbés.

Tableau V: Valeurs des indices écologiques relevés dans la zone témoin (non envahie) de la station de Tamelaht

Indice Espèces.	(F)%	Catégorie	(IF)%	(D)individus/m ²	(AR)%
<i>Acanthus mollis</i>	50	Fréquente	7,69	0,5	3,03
<i>Rubus plicatus</i>	50	Fréquente	7,69	0,75	4,54
<i>Coriariamyrtifolia</i>	50	Fréquente	7,69	0,5	3,03
<i>Hedera helix</i>	25	Occasionnelle	3,84	0,25	1,51
<i>Smilax aspera</i>	75	Constante	11,53	2	12,12
<i>Plagiusmaghrebinus</i>	50	Fréquente	7,69	1,5	9,09
<i>Viburnum tinus</i>	50	Fréquente	7,69	1,25	7,57
<i>Rubiaperegrina</i>	100	Constante	15,38	4	24,24
<i>Dioscoreacommunis</i>	75	Constante	11,53	2	27,27
<i>Clematiscirrhosa</i>	25	Occasionnelle	3,84	1,25	7,57
<i>Loniceraimplexa</i>	50	Fréquente	7,69	0,75	4,54
<i>Rosa sempervirens</i>	50	Fréquente	7,69	1,75	10,6

Chapitre IV : Résultats et Discussions

2) Station du Plateau des Ruines

➤ Zone envahie

La zone envahie du Plateau des Ruines illustre une configuration écologiquement distincte de celle rencontrée à Tamelaht. Bien que *Ailanthus altissima* y soit présente dans l'intégralité des quadrats échantillonnés (F = 100 %, IF = 16 %), son rôle dans la structure de la communauté végétale demeure secondaire. En dépit d'une densité moyenne notable (4,25 individus/m²), son abondance relative plafonne à 8,85 %, très en deçà de celle d'*Oxalis pes-caprae*, qui s'impose comme l'espèce dominante (Tableau VI).

Cette dernière, également constante (F = 100 %, IF = 16 %), atteint une densité remarquable de 29,25 individus/m², correspondant à une abondance relative de 60,93 %. Ce niveau de dominance suggère un envahissement actif mais partagé, marqué par un phénomène de co-dominance entre espèces exotiques, dans lequel *Ailanthus* n'est plus l'unique vecteur de perturbation. Parallèlement, certaines espèces indigènes montrent une capacité de résistance structurelle. C'est notamment le cas de *Brachypodium* sp., graminée à forte capacité de recouvrement, qui atteint une densité de 5,75 individus/m² et une abondance relative de 11,97 %, témoignant d'une certaine résilience du sous-bois. La présence de taxons tels que *Lavateraolbia*, *Asparagus acutifolius* ou *Urtica dioica* complète ce tableau d'une flore encore relativement diversifiée, quoique déséquilibrée. Au total, dix espèces ont été recensées dans cette zone, un chiffre qui témoigne d'une diversité spécifique encore partiellement préservée malgré la présence d'espèces envahissantes. Cette richesse floristique relative, combinée à une structuration hétérogène de la végétation, laisse supposer que l'écosystème se trouve dans un état de perturbation intermédiaire, potentiellement transitoire, où la cohabitation entre espèces exotiques dominantes et cortèges natifs demeure encore possible. La complexité écologique locale, probablement influencée par des facteurs abiotiques modérateurs, pourrait expliquer la moindre sévérité de l'envahissement par *Ailanthus altissima* par rapport à celui observé à Tamelaht.

Chapitre IV : Résultats et Discussions

Tableau VI : Valeurs des indices écologiques relevés dans la zone envahie de la station du Plateau des Ruines

Indice Espèces.	(F)%	Catégorie	(IF)%	(D)individus/m ²	(AR)%
<i>Ailanthus altissima</i>	100	Constante	16	4,25	8,85
<i>Asparagus acutifolius</i>	75	Constante	12	1,75	3,64
<i>Sinapis pubescens</i>	75	Constante	12	1,75	3,64
<i>Lavateraolbia</i>	100	Constante	16	3,5	7,29
<i>Brachypodiumsp</i>	50	Fréquente	8	5,75	11,97
<i>Oxalis pes-caprae</i>	100	Constante	16	29,25	60,93
<i>Scabiosaatropurpurea</i>	25	Occasionnelle	4	0,25	0,52
<i>Urtica dioica</i>	50	Fréquente	8	1,33	2,08
<i>Mercurialisannua</i>	25	Occasionnelle	4	1	0,52
<i>Phillyrealatifolia</i>	25	Occasionnelle	4	0,25	0,52

➤ Zone non envahie (témoin)

La zone non envahie du Plateau des Ruines témoigne d'un écosystème relativement préservé, caractérisé par une richesse floristique appréciable, avec seize espèces recensées (Tableau VII). La structure de la végétation y est dominée de manière modérée par *Brachypodiumsp.* (densité = 8 ; abondance relative = 28,31 %) et *Oxalis pes-caprae* (D = 5,5 ; AR = 19,46 %), cette dernière semblant amorcer une phase initiale de prolifération sans avoir encore atteint un seuil de dominance préoccupant.

La diversité spécifique est portée par un ensemble d'espèces à fréquence intermédiaire (F = 50 %), telles que *Rubiaperegrina* (AR = 8,84 %), *Mercurialisannua* (4,42 %), *Geraniumsp.* (6,19 %) et *Calendula officinalis* (9,73 %). Ces espèces présentent des abondances et densités modérées, souvent accompagnées d'un indice de fréquence équilibré (IF = 7,14 %), témoignant d'un assemblage végétal structuré, hétérogène et fonctionnel. La présence clairsemé d'espèces comme *Olea europaea*, *Carex oshimensis* ou encore *Teucriumsp.* contribue à enrichir la complexité du peuplement végétal, typique d'un milieu méditerranéen naturel ou faiblement perturbé par les activités humaines. L'absence d'espèce ultra-dominante renforce l'idée d'un équilibre écologique encore intact, dans lequel les

Chapitre IV : Résultats et Discussions

processus d'interaction biotique – tels que la compétition, la complémentarité ou la facilitation – continuent d'opérer de manière dynamique et équilibrée.

Tableau VII : Valeurs des indices écologiques relevés dans la zone témoin (non envahie) de la station du Plateau des Ruines

Indice Espèces.	(F)%	Catégorie	(IF)%	(D)individus/m ²	(AR)%
<i>Rubiaperegrina</i>	50	Fréquente	7,14	2,5	8,84
<i>Asparagus acutifolius</i>	25	Occasionnelle	3,57	0,25	0,88
<i>Sinapis pubescens</i>	50	Fréquente	7,14	1	3,53
<i>Lavateraolbia</i>	25	Occasionnelle	3,57	0,5	1,76
<i>Brachypodiumsp</i>	75	Constante	10,71	8	28,31
<i>Oxalis pes-caprae</i>	75	Constante	10,71	5,5	19,46
<i>Lobulariamaritima</i>	25	Occasionnelle	3,57	0,75	2,65
<i>Olea europaea</i>	25	Occasionnelle	3,57	0,25	0,88
<i>Mercurialisannua</i>	50	Fréquente	7,14	1,25	4,42
<i>Carex oshimensis</i>	25	Occasionnelle	3,57	0,25	0,88
<i>Pistacia lentiscus</i>	50	Fréquente	7,14	1	3,53
<i>Fediacornucopiaesubsp</i>	25	Occasionnelle	3,57	0,25	0,88
<i>Geraniumsp</i>	50	Fréquente	7,14	1,75	6,19
<i>Calendula officinalis</i>	50	Fréquente	7,14	2,75	9,73
<i>Galactites tomentosa</i>	50	Fréquente	7,14	1,5	5,3
<i>Dioscoreacommunis</i>	25	Occasionnelle	3,57	0,25	0,88
<i>Teucriumsp</i>	25	Occasionnelle	3,57	0,5	1,76

Chapitre IV : Résultats et Discussions

IV.1.3. Indices écologiques de structure

L'évaluation de la structure des communautés végétales repose en grande partie sur les indices écologiques de diversité spécifique, tels que l'indice de Shannon (H'), la diversité maximale théorique (H_{max}) et l'équitabilité (E). Ces indicateurs permettent d'appréhender simultanément la richesse en espèces, la répartition des abondances et le degré d'uniformité dans la distribution des individus, offrant ainsi une lecture intégrée de l'organisation floristique.

A/ Station de Tamehlaht

Dans la zone envahie de Tamehlaht, les indices mesurés révèlent une diversité modérée ($H' = 1,705$ bits), associée à une répartition relativement homogène des individus entre les espèces ($E = 0,85$). Toutefois, la faible valeur de diversité maximale ($H_{max} = 2$ bits) témoigne d'un potentiel limité, directement corrélé au faible nombre d'espèces présentes (quatre taxons seulement). Cette pauvreté floristique traduit l'effet fortement réducteur exercé par *Ailanthus altissima*, dont l'expansion semble restreindre l'installation et le maintien d'autres espèces au sein de la communauté. En opposé, la zone témoin présente une richesse floristique nettement plus élevée, illustrée par un indice de Shannon atteignant 3,29 bits et un H_{max} de 3,58 bits, suggérant un réservoir de diversité beaucoup plus large. L'équitabilité y est également renforcée ($E = 0,92$), témoignant d'un partage plus équilibré des abondances entre les espèces. L'écart observé entre les deux zones ($\Delta H' = 1,585$ bits) met en évidence une altération profonde de la structure écologique induite par la présence de l'espèce invasive.

B/ Station du Plateau des Ruines

Le cas du Plateau des Ruines présente une dynamique plus contrastée. Bien que la zone envahie y héberge un nombre d'espèces supérieur à celui de Tamehlaht (dix espèces recensées), la diversité spécifique reste modeste ($H' = 1,95$ bits), principalement en raison de la prédominance écrasante d'*Oxalis pes-caprae*, qui représente à elle seule près de 61 % de l'abondance relative. Cette asymétrie dans la répartition se traduit par une équitabilité réduite ($E = 0,59$), traduisant une forte dominance d'un seul taxon et une répartition inégale des individus. La diversité potentielle ($H_{max} = 3,32$ bits), bien que théoriquement plus élevée, demeure en grande partie inexploitée.

Chapitre IV : Résultats et Discussions

En revanche, dans la zone témoin, les valeurs enregistrées témoignent d'un retour vers un équilibre écologique plus fonctionnel : H' s'élève à 3,35 bits, avec une diversité potentielle ($H_{max} = 4,09$ bits) élevée, accompagnée d'un indice d'équitabilité satisfaisant ($E = 0,82$). Ces paramètres traduisent un système floristique plus riche, plus structuré, et moins soumis à la domination d'un seul taxon.

C/ Comparaison inter-stations

L'analyse comparative des deux stations met en lumière des effets différenciés de l'invasion biologique sur la structure des communautés végétales (Tableau VIII). À Tamelaht, l'impact de *Ailanthus altissima* se manifeste par une chute marquée de la diversité spécifique ($\Delta H' = 1,585$ bits), suggérant une simplification floristique prononcée. Toutefois, malgré cette appauvrissement, l'équitabilité y demeure relativement élevée ($E = 0,85$), indiquant une certaine co-dominance entre *Ailanthus altissima* et *Acanthus mollis*, au sein d'un cortège floristique fortement appauvri.

Au Plateau des Ruines, l'effet de l'invasion est moins sévère sur la richesse spécifique, mais affecte davantage l'équitabilité ($E = 0,59$), en raison de la suprématie numérique d'*Oxalis pes-caprae*. Cette différence illustre bien la nature contrastée des processus de domination : *Ailanthus altissima* agit principalement par exclusion compétitive, réduisant drastiquement la composition floristique, tandis qu'*Oxalis pes-caprae*, tout en dominant en abondance, parvient à coexister avec un plus grand nombre de taxons, mais au prix d'un déséquilibre fonctionnel marqué.

Tableau VIII : Comparaison des indices de diversité et de similarité entre zones envahies et témoins des deux stations

Indice Zone.	(H') Bits	(H_{max}) bits	(E)
Zone envahie (Tamelaht)	1,705	2	0,85
Zone témoin (Tamelaht)	3,29	3,58	0,92
Zone envahie (plateau des ruines)	1,95	3,32	0,59
Zone témoin (plateau des ruines)	3,35	4,09	0,82

Chapitre IV : Résultats et Discussions

IV.1.4. Indices écologiques de similarité

L'analyse de la similarité floristique entre les différentes zones étudiées s'appuie sur deux indices complémentaires fréquemment utilisés en écologie végétale : l'indice de Jaccard (I), qui exprime le rapport entre le nombre d'espèces partagées et le total des espèces recensées, et l'indice de Sørensen (S), qui accorde un poids renforcé aux espèces communes, rendant ainsi l'indicateur plus sensible aux phénomènes de co-occurrence. Ces outils permettent d'apprécier dans quelle mesure les communautés végétales se rapprochent ou divergent sur le plan taxonomique.

IV.1.4.1. Indices Jaccard (I) et l'indice de Sørensen (S)

A/ Similarité intra-station

À Tamelaht, la comparaison entre la zone envahie par *Ailanthus altissima* et la zone témoin révèle un très faible niveau de similarité floristique, avec des valeurs d'I = 0,142 et de S = 25 % (Figure 26 et 27). Cette dissemblance prononcée reflète une transformation profonde de la composition végétale induite par l'envahisseur, qui semble exercer un effet d'exclusion marqué sur la flore autochtone. La présence réduite d'espèces partagées entre les deux zones suggère une restructuration complète de l'assemblage floristique, où les espèces indigènes sont largement remplacées par un cortège végétal simplifié, voire opportuniste. Ce résultat illustre l'impact fonctionnel et taxonomique de l'invasion sur la diversité locale.

En revanche, au Plateau des Ruines, bien que l'effet perturbateur soit également manifeste, les indices de similarité atteignent des valeurs modérément plus élevées (I = 0,285 ; S = 44,44 %). Cette relative proximité floristique entre les zones envahie et témoin suggère une communauté plus résistante à l'envahissement, ou du moins partiellement capable de conserver une fraction significative de son cortège spécifique. L'abondance d'espèces rudérales, telles qu'*Oxalis pes-caprae*, n'empêche pas la persistance d'espèces indigènes dans les deux zones, ce qui traduit une dynamique de coexistence partielle et une influence moins exclusive de l'espèce invasive sur la composition végétale. Ce niveau de similarité pourrait également refléter des conditions écologiques plus permissives ou une diversité initiale plus élevée.

Chapitre IV : Résultats et Discussions

B/ Similarité inter-station (zones envahies)

Lorsque l'on compare les deux zones envahies – Tamelaht et le Plateau des Ruines – les indices de similarité chutent drastiquement ($I = 0,076$; $S = 14,28\%$) (Figure 26 et 27), révélant une très faible convergence floristique entre ces deux sites. Cette divergence nette, malgré la présence commune de *Ailanthus altissima*, met en lumière l'hétérogénéité des communautés végétales associées à cette espèce invasive selon les contextes écologiques locaux. Des facteurs tels que le type de substrat, la topographie, l'historique des perturbations ou encore le microclimat semblent conditionner la nature et la composition des espèces accompagnatrices.

Ces résultats soulignent le caractère contextuel de l'impact écologique de *Ailanthus altissima*, dont l'influence varie sensiblement d'un site à l'autre. Ainsi, bien que l'espèce agisse comme un facteur de structuration majeur, elle ne génère pas de réponse végétale uniforme. Au contraire, elle semble remodeler les communautés selon des trajectoires distinctes, révélant la plasticité écologique des systèmes envahis. La faiblesse des indices de similarité inter-stations traduit cette différenciation marquée, illustrant la complexité des interactions entre envahisseurs et végétation autochtone dans des milieux contrastés.

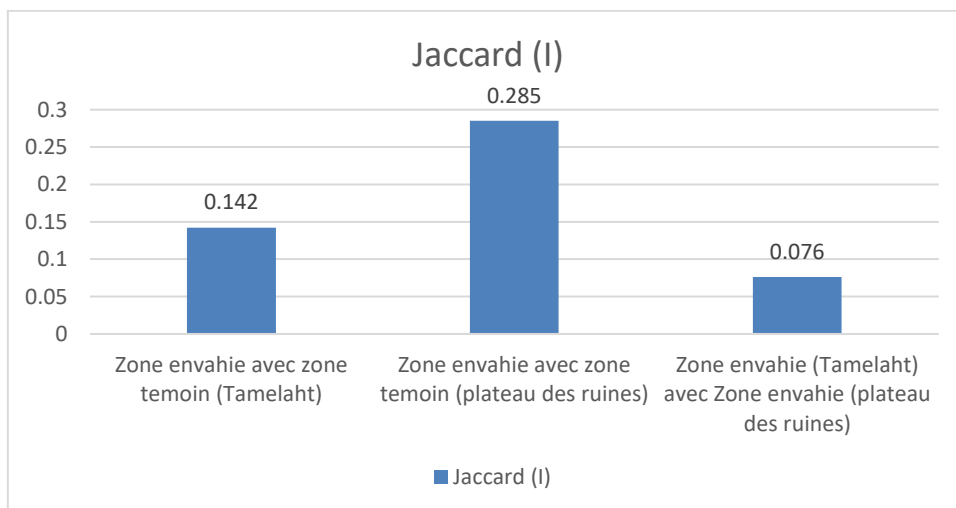


Figure 26 : Indices de similarité floristique de Jaccard (I) entre les zones envahies et témoins des deux stations.

Chapitre IV : Résultats et Discussions

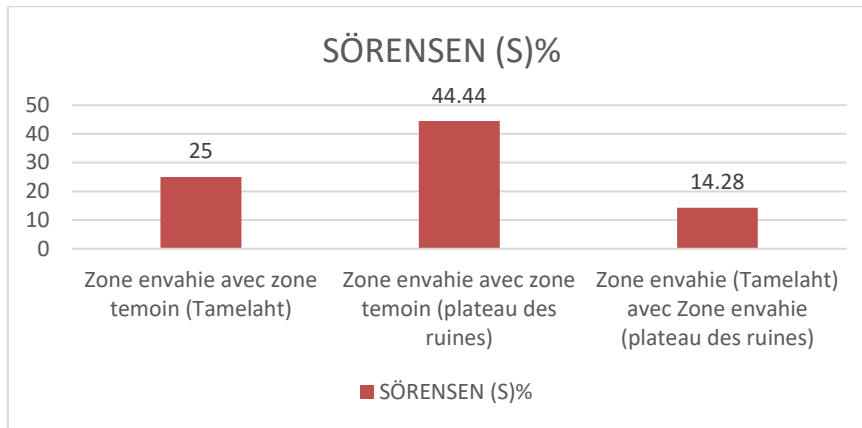


Figure 27 :Indice de similarité de SÖRENSEN (S)) entre les zones envahies et témoins des deux stations.

IV.1.4.2 Indice de Bray-Curtis

L'indice de Bray-Curtis constitue un outil particulièrement pertinent pour évaluer la dissimilarité écologique entre deux communautés, en tenant compte non seulement de la composition floristique, mais aussi des abondances relatives des espèces partagées. Contrairement aux indices de Jaccard et de Sørensen, qui se basent uniquement sur la présence ou l'absence des taxons, cet indice permet de mieux cerner les effets structurels et fonctionnels d'un envahissement sur la dynamique des communautés végétales.

À Tamelaht, la valeur obtenue pour l'indice de Bray-Curtis entre la zone envahie et la zone témoin est extrêmement faible (0,144, soit 14,4 % de similarité), traduisant une profonde discontinuité écologique. Ce faible degré de ressemblance ne résulte pas uniquement d'un appauvrissement en espèces, mais révèle également un déséquilibre marqué dans les abondances spécifiques, avec une nette dominance d'espèces opportunistes dans la zone perturbée. Ce constat confirme l'ampleur de la perturbation engendrée par *Ailanthus altissima*, tant en termes de composition que de structure de la végétation.

Au Plateau des Ruines, bien que la similarité reste globalement faible (Bray-Curtis = 0,214, soit 21,4 %) (Figure 29), elle est sensiblement supérieure à celle de Tamelaht. Cela suggère une altération moins sévère des structures d'abondance, et corrobore les résultats des indices de diversité et d'équitabilité, qui avaient déjà mis en évidence une communauté relativement plus stable. Ce niveau de dissimilarité, bien que significatif, pourrait indiquer

Chapitre IV : Résultats et Discussions

soit un envahissement plus récent ou moins agressif, soit une meilleure capacité de résilience de la communauté initiale.

Enfin, la comparaison entre les deux zones envahies (Tamelahit vs. Plateau des Ruines) révèle une très faible similarité également (Bray-Curtis = 0,143, soit 14,3 %) (Figure 28). Cette valeur, proche de celle obtenue pour Tamelaht, souligne que la simple présence d'un envahisseur commun, en l'occurrence *Ailanthus altissima*, ne suffit pas à homogénéiser les communautés végétales affectées. Bien au contraire, les réponses écologiques varient fortement selon les conditions environnementales locales (nature du sol, exposition, perturbations passées, etc.), ce qui se traduit par des assemblages floristiques spécifiques à chaque site envahi. Ces résultats confirment que l'effet d'un envahissement ne peut être appréhendé de manière uniforme : il dépend étroitement du contexte écologique, de l'histoire du site et de la sensibilité intrinsèque des communautés végétales impactées (voir Figure 28).

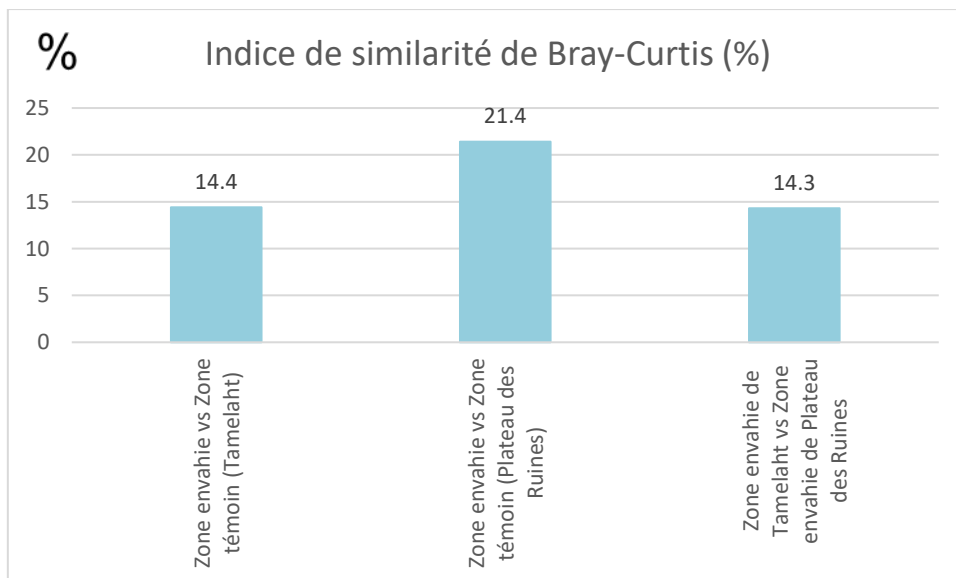


Figure 28 : Indices de similarité floristique Bray-Curtis (%) entre les zones envahies et témoins des deux stations étudiées.

Chapitre IV : Résultats et Discussions

IV.1.5. L'aire minimale

L'analyse de l'aire minimale, définie comme la surface d'échantillonnage à partir de laquelle la courbe de richesse spécifique atteint un plateau, constitue un indicateur utile de l'hétérogénéité floristique et de la complexité écologique d'un milieu. Elle permet d'apprécier le degré de diversification spatiale des communautés végétales et d'inférer leur niveau de stabilité ou de perturbation.

Dans la station de Tamelaht, les résultats témoignent d'une simplification écologique marquée dans la zone envahie par *Ailanthus altissima*. En effet, seules trois espèces y ont été recensées, contre neuf dans la zone témoin. Parallèlement, la surface minimale nécessaire pour capter la totalité de la diversité floristique chute à 2 m² en zone envahie, contre 4 m² en zone non perturbée. Cette contraction significative de l'aire minimale reflète une homogénéisation avancée de la végétation, caractéristique des écosystèmes dominés par une espèce invasive fortement compétitrice. Le faible nombre de taxons et l'espace restreint suffisant pour en rendre compte traduisent un effondrement des strates végétales et une substitution quasi totale de la flore autochtone par un cortège réduit, typique d'une invasion bien établie (Figure 29).

À l'opposé, la station du Plateau des Ruines présente une configuration paradoxale. La zone envahie y affiche une richesse floristique plus élevée (19 espèces) que la zone témoin (14 espèces), et les deux zones présentent une même aire minimale de 4 m². Cette situation atypique peut s'expliquer par plusieurs hypothèses non exclusives : il pourrait s'agir d'un stade précoce de l'invasion, dans lequel la perturbation introduite par *A. altissima* favorise l'établissement temporaire d'espèces pionnières, rudérales ou nitrophiles, entraînant une augmentation transitoire de la richesse locale. Il est également envisageable que cette zone bénéficie de conditions abiotiques plus hétérogènes ou qu'elle exprime une résilience écologique plus marquée, limitant l'impact homogénéisant de l'envahisseur et maintenant une diversité végétale notable (Figure 30).

Chapitre IV : Résultats et Discussions

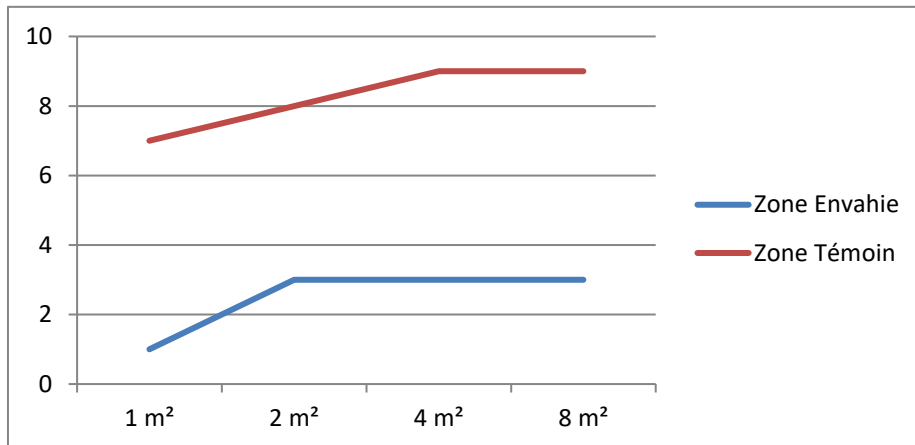


Figure 29 : Courbe de richesse spécifique et détermination de l'aire minimale de la station de Tamelaht.

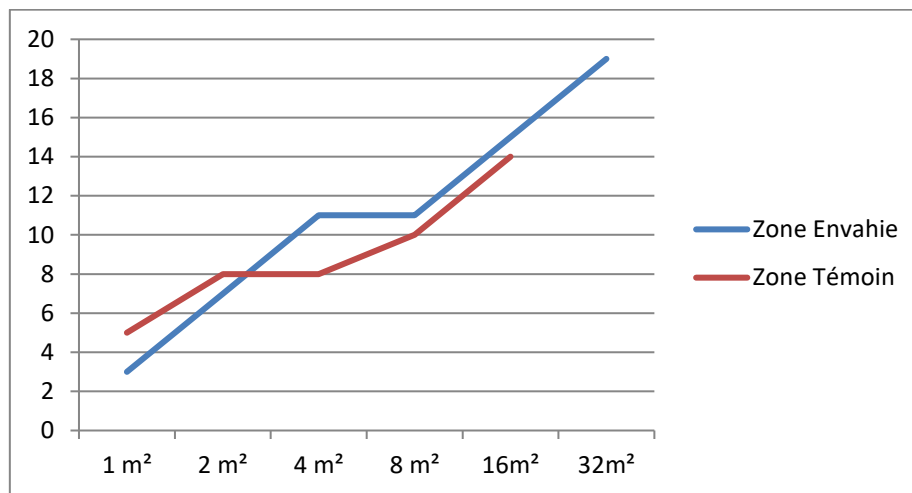


Figure 30: Courbe de richesse spécifique et détermination de l'aire minimale de la station de plateau des ruines.

Chapitre IV : Résultats et Discussions

IV.1.6. Résultats des analyses statistiques

IV.1.6.1 Test de Mann-Whitney

Le test de Mann-Whitney U, méthode non paramétrique adaptée à la comparaison de deux échantillons indépendants, a été utilisé afin d'évaluer les différences entre les zones envahies et non envahies au sein de chaque station.

À Tamehlaht (Cap Carbon), les valeurs obtenues révèlent une différence hautement significative entre la zone colonisée par *Ailanthus altissima* et la zone témoin ($p < 0,05$). Ce résultat statistique corrobore l'ensemble des observations précédentes relatives à la diversité floristique, à l'équitabilité et aux indices de similarité, confirmant ainsi que l'impact de l'espèce envahissante est non seulement perceptible mais également systématique. La modification de la structure et de la composition végétale locale ne relève donc pas du hasard, mais s'inscrit dans un processus écologique clairement perturbateur.

À l'inverse, au Plateau des Ruines, aucune différence statistiquement significative n'a été détectée entre les deux types de zones ($p > 0,05$), bien qu'une tendance soit perceptible en faveur de la zone envahie, notamment en termes de richesse spécifique. Ce résultat suggère une dynamique plus complexe : l'invasion pourrait être à un stade moins avancé ou l'écosystème concerné pourrait disposer d'une meilleure capacité de résilience, limitant pour l'instant les effets mesurables de la colonisation.

IV.1.6. 2 Test du Khi² (χ^2)

Le test du Khi², appliqué à la répartition de fréquence de *Ailanthus altissima* entre les zones envahies et témoins dans les deux stations, met en évidence une différence hautement significative ($p = 0,0339$). Cette asymétrie de distribution confirme le caractère spatialement différencié de l'envahissement et valide le choix méthodologique consistant à distinguer des unités de végétation selon leur degré de colonisation. Ce résultat atteste également de la capacité de l'espèce à s'imposer localement en formant des peuplements denses, souvent exclusifs, dans les zones perturbées, tout en restant absente ou sporadique dans les habitats non envahis.

Chapitre IV : Résultats et Discussions

IV.2. Discussion

IV.2.1. Effets sur la composition floristique

L'analyse comparée des deux stations montre que *Ailanthus altissima* modifie profondément la composition floristique des communautés végétales, mais selon des modalités qui varient selon le contexte écologique local. À Tamelaht, l'impact de l'espèce envahissante s'exprime par une simplification nette de la communauté, illustrant un processus d'exclusion floristique typique des invasions à fort pouvoir de transformation (Richardson *et al.*, 2000 ; Hejda *et al.*, 2009). Ce type de restructuration s'observe fréquemment chez les espèces allélopathiques ou à forte croissance clonale, capables de monopoliser les ressources et de créer des conditions environnementales défavorables à la régénération des espèces autochtones (Kowarik & Säumel, 2007 ; Heisey, 1996). Ce phénomène d'appauvrissement ne se limite pas à une simple perte d'espèces, mais reflète un bouleversement fonctionnel plus profond. *Ailanthus altissima* altère les interactions écologiques existantes, telles que la compétition, la facilitation ou l'occupation des niches, en instaurant une dynamique de domination qui tend à homogénéiser la composition floristique. Cette évolution s'inscrit dans la continuité des observations réalisées dans d'autres écosystèmes méditerranéens (Motti *et al.*, 2021 ; Soler & Izquierdo, 2024).

En revanche, au Plateau des Ruines, le cortège floristique semble avoir mieux résisté à l'envahissement. La présence simultanée de nombreuses espèces, notamment rudérales, suggère soit une phase d'invasion encore limitée, soit une capacité de résilience propre à cet écosystème. Ce phénomène est bien documenté dans la littérature : certaines communautés perturbées accueillent temporairement une diversité floristique accrue du fait de l'arrivée d'espèces pionnières, sans pour autant que cela reflète un bon état écologique (Schall & Davis, 2009; Catford *et al.*, 2009). Il est donc essentiel de distinguer une augmentation transitoire de la richesse d'un réel maintien fonctionnel de la diversité. Cette hétérogénéité des réponses entre stations confirme que les effets de l'invasion ne sont ni universels, ni linéaires, mais qu'ils dépendent de facteurs tels que l'état initial du peuplement, les conditions édaphiques, et l'intensité des perturbations passées (Hulme, 2008 ; Pyšek *et al.*, 2012).

Chapitre IV : Résultats et Discussions

IV.2.2. Effets sur la structure des communautés végétales

Au-delà des modifications de composition floristique, l'invasion par *Ailanthus altissima* affecte sensiblement la structure interne des communautés végétales, en modifiant la distribution des abondances spécifiques, les rapports de dominance, et l'organisation spatiale de la végétation. Ce type d'effet structurel, bien documenté chez les espèces exotiques envahissantes (Vilàet al., 2011 ; Hejdaet al., 2009), participe à une transformation écologique qui dépasse la simple variation du nombre d'espèces.

À Tamelaht, la structuration végétale observée traduit une domination claire d'*A. altissima*, accompagnée d'une réduction fonctionnelle des autres strates. Ce phénomène correspond à un basculement vers une communauté dominée par une seule espèce, avec une perte d'équilibre dans la distribution des abondances, typique des systèmes fortement perturbés. Ce type de structuration monospécifique entraîne un appauvrissement des interactions écologiques (pollinisation, compétition, facilitation), ainsi qu'une simplification des fonctions écosystémiques (Hejdaet al., 2009).

À l'opposé, la structure des communautés du Plateau des Ruines suggère une dynamique moins univoque. Malgré la présence affirmée de l'envahisseur, aucune espèce ne semble dominer de manière absolue, et plusieurs taxons, souvent rudéraux ou pionniers, coexistent encore avec *A. altissima*. Ce type de configuration, que Catfordet al. (2009) qualifient de cohabitation contrainte, peut émerger dans les systèmes perturbés mais encore dotés d'un certain niveau de résilience écologique. Cette situation pourrait correspondre à une phase transitoire, où les conditions locales, telles que l'hétérogénéité spatiale, diversité initiale, absence de perturbations secondaires, limitent momentanément l'effet structurant de l'invasion. Cependant, une telle coexistence ne garantit pas la stabilité à long terme des communautés végétales. De nombreuses études ont montré que les effets des envahisseurs peuvent s'intensifier avec le temps, au fur et à mesure de leur expansion clonale, de l'augmentation de leur biomasse ou de l'épuisement progressif des ressources locales (Kowarik&Säumel, 2007 ; Demeteret al., 2021). Il est donc probable que les équilibres observés au Plateau des Ruines soient temporaires, et que la structure de la végétation évolue vers un modèle plus dominé, si aucune intervention de gestion n'est entreprise.

Chapitre IV : Résultats et Discussions

L'ensemble de ces observations souligne que *A. altissima*, en modifiant à la fois la composition et la structure des communautés, agit comme une espèce structurante et non simplement ajoutée (*Sakai et al.*, 2001). Son effet dépasse l'insertion dans la trame végétale existante : il s'agit d'une reconfiguration des relations de dominance et d'une redéfinition des niches écologiques, avec des conséquences potentielles sur l'ensemble du fonctionnement de l'écosystème.

IV.2.3. Effets sur la similarité floristique

L'introduction de *Ailanthus altissima* dans un écosystème ne transforme pas seulement sa richesse spécifique et sa structure interne ; elle bouleverse aussi la relation entre les communautés végétales, en modifiant leur degré de similarité. Les indices utilisés, Jaccard, Sørensen et Bray-Curtis, permettent de prendre la mesure de cette transformation, en révélant à quel point les communautés envahies s'éloignent de leurs homologues non envahies, tant sur le plan taxonomique que structurel.

Ce que révèlent les données, notamment à Tamelaht, c'est une rupture nette entre la végétation colonisée par l'envahisseur et celle qui reste encore relativement intacte. Cette discontinuité ne traduit pas seulement une perte d'espèces communes, mais une redéfinition complète des assemblages floristiques. Ce phénomène est typique des espèces dites "écosystémiques", capables de réorganiser les réseaux écologiques en profondeur (*Vilà et al.*, 2011 ; *Hejda et al.*, 2009). Autrement dit, *A. altissima* ne se contente pas d'occuper une place mais elle impose une nouvelle logique de coexistence, excluant certaines espèces et en favorisant d'autres, souvent rudérales ou tolérantes aux perturbations.

Au Plateau des Ruines, la situation est moins tranchée. La persistance d'un certain nombre d'espèces communes entre les zones envahie et témoin indique que l'effet de l'envahisseur, bien que présent, n'a pas encore effacé totalement la continuité floristique. Ce type de réponse intermédiaire pourrait refléter une dynamique d'invasion encore incomplète, ou une capacité de résistance temporaire de la communauté végétale locale. Cette variabilité des réponses est largement rapportée dans les travaux sur les invasions végétales, qui

Chapitre IV : Résultats et Discussions

soulignent l'importance du contexte écologique dans la nature et l'intensité de l'impact (Hulme, 2008 ; Pyšek *et al.*, 2012).

Plus encore, la comparaison entre les deux zones envahies, Tamelaht et le Plateau des Ruines, montre que malgré la présence commune de *A. altissima*, les communautés végétales associées diffèrent fortement. Ce constat est fondamental et il confirme que l'invasion par une même espèce ne produit pas un effet standardisé. Au contraire, l'impact dépend étroitement des conditions abiotiques, du stade d'invasion, du type de perturbation passée, et des potentialités biotiques du site colonisé (Catford *et al.*, 2009 ; Demeter *et al.*, 2021).

IV.2.4. Réduction de l'aire minimale et homogénéisation spatiale

L'aire minimale constitue un indicateur particulièrement révélateur de la diversité végétale à l'échelle locale, en reflétant la surface nécessaire pour rencontrer l'ensemble des espèces présentes dans une communauté. Sa variation sous l'effet de l'invasion par *Ailanthus altissima* permet d'appréhender non seulement la richesse floristique, mais aussi le degré d'homogénéisation spatiale induit par la domination de l'espèce.

À Tamelaht, la réduction marquée de cette surface en zone envahie est le reflet d'un paysage végétal fortement simplifié, dans lequel quelques espèces suffisent à saturer l'espace disponible. Cette contraction spatiale du cortège floristique illustre un phénomène bien connu dans les systèmes fortement perturbés, à savoir la perte de micro-habitats, la diminution des niches écologiques disponibles, ainsi que l'effondrement des dynamiques de renouvellement interspécifique (Hejda *et al.*, 2009 ; Richardson *et al.*, 2000).

À l'inverse, la stabilité relative de l'aire minimale au Plateau des Ruines, malgré l'invasion, témoigne d'une structure végétale plus complexe et encore hétérogène. Ce maintien pourrait refléter la coexistence temporaire entre l'envahisseur et une série d'espèces rudérales ou résilientes, capables de se répartir dans les interstices écologiques que *A. altissima* ne monopolise pas encore entièrement. Cette situation n'est pas sans rappeler les "fenêtres de diversité" évoquées par Barbero *et al.* (2022), selon lesquelles une perturbation modérée peut, dans certains contextes, ouvrir un espace de tolérance permettant une diversité accrue, avant que l'envahisseur ne prenne le dessus.

Chapitre IV : Résultats et Discussions

Ce contraste entre les deux stations souligne une fois encore que la dynamique d'invasion ne se manifeste pas de manière uniforme. La réduction de l'aire minimale à Tamelaht ne traduit pas seulement une perte d'espèces, mais un effacement progressif de la mosaïque écologique initiale, au profit d'un peuplement plus homogène, plus dense, et moins perméable aux interactions biotiques. En revanche, au Plateau des Ruines, l'hétérogénéité spatiale semble encore contenir les effets les plus délétères de l'invasion, ce qui suggère un potentiel de résilience ou un stade transitoire d'équilibre.

IV.2.5. Signification des tests statistiques appliqués

Les tests statistiques appliqués dans cette étude ont joué un rôle essentiel pour distinguer les effets perceptibles de l'invasion de *Ailanthus altissima* des fluctuations naturelles qui peuvent exister au sein des communautés végétales. Ils permettent de passer d'une observation descriptive à une validation rigoureuse des différences constatées entre zones envahies et témoins.

Le test de Mann-Whitney, en particulier, a confirmé de manière claire l'existence d'une perturbation significative à Tamelaht. Ce résultat conforte l'interprétation écologique fondée sur les indices de diversité et de composition floristique, en montrant que l'invasion y opère comme un facteur structurant majeur, dont l'influence sur la végétation ne relève pas du hasard, mais d'un processus systémique de substitution et de domination. Ce type de confirmation statistique renforce la crédibilité de l'analyse et rejoint d'autres travaux qui soulignent la capacité de certaines espèces exotiques à engendrer des effets durables et profonds sur la diversité végétale locale (Sakai *et al.*, 2001 ; Pyšek *et al.*, 2012).

À l'opposé, l'absence de significativité au Plateau des Ruines ne signifie pas nécessairement une absence d'impact. Elle invite plutôt à une lecture nuancée, suggérant que l'envahissement y est peut-être encore trop récent pour produire des effets mesurables sur les paramètres analysés, ou bien que la communauté végétale en place manifeste une résilience suffisante pour amortir les premières phases de colonisation. Ce type de résultat souligne l'importance de ne pas surinterpréter une non-significativité, qui peut aussi refléter des dynamiques différées ou encore incomplètes (Hulme, 2008 ; Catford *et al.*, 2009).

Par ailleurs, le test du χ^2 appliqué à la répartition d'*Ailanthus altissima* entre les différentes zones vient confirmer la nature asymétrique de son implantation. La forte dissymétrie observée témoigne de la sélectivité spatiale de l'espèce, qui colonise prioritairement les milieux perturbés ou instables. Ce comportement, largement rapporté dans

Chapitre IV : Résultats et Discussions

la littérature, renforce l'idée que la présence d'*A. altissima* peut servir de signal écologique, en reflétant souvent un déséquilibre du système plus qu'elle n'en constitue la seule cause (Kowarik&Säumel, 2007 ; Kacimi&Sbabdji, 2022).

IV.2.6. Interprétations écologiques et implications pour la gestion

Les résultats obtenus dans les deux stations étudiées révèlent une dichotomie nette dans les réponses écologiques à l'invasion par *Ailanthus altissima*. Cette divergence illustre avec force la complexité des dynamiques d'invasion et confirme que les impacts d'une espèce exotique ne peuvent être interprétés indépendamment de leur contexte environnemental, historique et communautaire (Pyšek *et al.*, 2012 ; Lockwood *et al.*, 2013).

IV.2.6.1. Tamelaht

À Tamelaht, l'ampleur des transformations floristiques suggère que l'écosystème a franchi un seuil critique de basculement écologique, au sens de Scheffer *et al.* (2001). La perte de similarité inter-zonale, la simplification floristique et la domination marquée de *A. altissima* témoignent d'une transition vers un état stable alternatif, où la résilience fonctionnelle est fortement altérée. Ce phénomène s'inscrit dans les « regime shifts » induits par des perturbateurs biologiques majeurs (Gaertner *et al.*, 2014 ; Hejda & de Bello, 2013).

Cette transition s'accompagne généralement d'une perte de diversité fonctionnelle (Marino, 2023) et d'un affaiblissement des relations trophiques, compromettant ainsi des fonctions écologiques essentielles telles que la régulation hydrique, la fertilité des sols ou encore la régénération naturelle. Dans ce contexte, la résilience écologique, entendue comme la capacité d'un écosystème à retrouver son état antérieur, se trouve fortement diminuée, rendant l'intervention humaine indispensable pour envisager une restauration durable.

Les conditions abiotiques locales, telles qu'une pente marquée, un microclimat humide et la proximité du littoral, accentuent cette vulnérabilité. Mottiet *et al.* (2021) ont montré que ces facteurs, combinés à l'humidité résiduelle, à la douceur du climat et à la perturbation des sols, créent un environnement particulièrement propice à l'établissement de *Ailanthus altissima* en zone méditerranéenne. Cette dynamique est amplifiée par la capacité de l'espèce à modifier les propriétés édaphiques (pH, teneur en azote, matière organique), provoquant l'exclusion progressive de nombreuses espèces indigènes (Demeter *et al.*, 2021).

Chapitre IV : Résultats et Discussions

IV.2.6.2. Plateau des Ruines

À la différence de la situation observée à Tamelaht, le Plateau des Ruines présente une configuration plus hétérogène sur le plan écologique, marquée par la présence conjointe de deux espèces exotiques envahissantes, *Ailanthus altissima* et *Oxalis pes-caprae*. Cette cohabitation suggère une dynamique d'invasion multiple, dans laquelle plusieurs taxons introduits s'installent simultanément, chacun exploitant des niches écologiques spécifiques ou tirant parti de perturbations anthropiques répétées. Ce phénomène, qualifié d'invasion plurielle, a été décrit par *Kuefferet al.* (2013) comme une situation où les espèces exotiques ne se concurrencent pas nécessairement, mais occupent des rôles complémentaires dans un environnement instable ou fragmenté. Une telle configuration peut être interprétée à la lumière du cadre des états stables multiples (*Beisneret al.*, 2003), selon lequel les écosystèmes peuvent basculer entre différents régimes de composition floristique, sans nécessairement converger vers une domination unique. Dans le cas présent, les équilibres observés semblent encore précaires : les interactions compétitives entre espèces invasives et reliquats de flore indigène ne sont pas totalement rompues, laissant entrevoir un état intermédiaire où les processus d'exclusion compétitive restent partiellement contenus.

La résistance biotique exercée par certaines espèces autochtones pourrait contribuer à freiner l'établissement définitif des envahisseurs (*Dutartre, 2010*), même si cette résistance se voit ici mise à l'épreuve par la pression conjointe de deux espèces invasives. Parallèlement, des facteurs abiotiques locaux à savoir le relief peu marqué, sol relativement drainant, et variation saisonnière de l'humidité, semblent jouer un rôle de filtre écologique (*Kraftet al.*, 2015), ralentissant, du moins temporairement, l'expansion des taxons les plus compétitifs. Néanmoins, cette diversité apparente pourrait dissimuler un processus insidieux d'homogénéisation floristique, dans lequel l'équilibre actuel n'est que transitoire. La trajectoire future du site dépendra alors fortement des conditions de perturbation, des modalités de dispersion des propagules et de la capacité de résilience des communautés végétales encore présentes. Sans intervention précoce et ciblée, ce système pourrait rapidement basculer vers un état de monodominance invasive, rendant toute restauration écologique plus complexe et coûteuse. Ainsi, le Plateau des Ruines incarne un moment-clé dans la chronologie de l'invasion : un point d'inflexion où la gestion active peut encore faire la différence entre stabilisation et effondrement de la diversité floristique.

Chapitre IV : Résultats et Discussions

IV.2.6.3. Influence des infrastructures routières et diversité floristique apparente

Une dimension souvent sous-estimée concerne le rôle des infrastructures routières dans la facilitation des invasions. Les routes, agissant comme corridors écologiques linéaires, favorisent la dispersion des propagules via le trafic, les travaux de voirie et les perturbations répétées (Forman & Alexander, 1998 ; Christen & Matlack, 2009). Dans un tel contexte, la richesse floristique observée pourrait refléter un état artificiellement enrichi, dominé par des espèces opportunistes comme *Oxalis pes-caprae*, dont la plasticité écologique et la reproduction végétative rapide accentuent leur compétitivité (Tyser & Worley, 1992).

IV.2.6.4. Contrastes spatiaux et processus écologiques sous-jacents

Enfin, l'analyse de la distribution spatiale de *A. altissima* révèle des dynamiques différenciées entre les stations. À Tamelaht, l'espèce manifeste une structuration spatiale marquée, témoignant d'une forte ségrégation des peuplements. Ce patron de répartition suggère un effet de priorité écologique, où les premières populations établies monopolisent les ressources disponibles, limitant l'implantation ultérieure d'autres espèces végétales (Fukami, 2015). Ce phénomène est amplifié par des interactions allélopathiques, telles que celles décrites par Callaway et Aschehoug (2000), conférant à *A. altissima* un avantage compétitif par la libération de composés chimiques inhibant la croissance des plantes voisines.

Au contraire, au Plateau des Ruines, la colonisation suit une progression plus fragmentée, entravée par des obstacles physiques ou biologiques (Taylor & Hastings, 2005). Cette hétérogénéité spatiale favorise l'existence de micro-refuges pour les espèces végétales autochtones, qui permettent de freiner l'uniformisation du couvert végétal (Cavieres et al., 2007). Pitz et al (2019) souligne d'ailleurs l'importance de ces habitats analogues, souvent issus de la complexité topographique ou des usages anthropiques passés, dans la résistance locale aux processus d'invasion biologique.

Chapitre IV : Résultats et Discussions

IV.2.7. Enjeux pour la conservation et pistes de gestion

Les enseignements tirés de cette étude mettent en évidence la nécessité de repenser les stratégies de conservation du Parc National de Gouraya face à la complexité des invasions biologiques. L'exemple d'*Ailanthus altissima* démontre que l'impact des espèces envahissantes ne peut être réduit à une logique binaire, mais doit être analysé comme un phénomène gradué, contextuel et évolutif. La présence de cette espèce révèle des dynamiques écologiques distinctes selon les zones du parc, nécessitant des réponses différenciées.

A/ Interventions urgentes et éradication extrêmes d'*Ailanthus* À Tamehlaht

À Tamehlaht, l'ampleur de l'invasion par *Ailanthus altissima* a entraîné une chute drastique de la diversité floristique et une altération profonde de l'organisation des communautés végétales. Face à cette situation critique, une intervention rapide et ciblée s'impose, non seulement pour stopper la progression de l'espèce, mais également pour restaurer les fonctions écologiques gravement compromises.

Une stratégie combinée de lutte s'avère nécessaire. D'une part, l'arrachage manuel des jeunes individus doit être intensifié dans les zones accessibles, notamment en période de sol humide pour faciliter l'extraction complète du système racinaire. D'autre part, l'utilisation d'un herbicide systémique injecté directement dans les souches, ciblant spécifiquement les plantes ligneuses à feuilles larges, peut s'avérer indispensable pour limiter la repousse. Bien que cette méthode soit exigeante en termes de moyens, elle est justifiée par le niveau avancé de dégradation écologique observé sur le site, comme le soulignent *Kowariket al. (2007)*. Parallèlement, la replantation d'espèces autochtones à fort pouvoir concurrentiel, telles que *Pistacia lentiscus* et *Quercus suber*, constitue une étape clé dans le processus de restauration écologique. L'introduction de ces espèces doit être accompagnée par la mise en place de paillis organiques (figure 31), destinés à créer une barrière physique et chimique défavorable à la germination des graines de l'envahisseur. Ce type de couverture végétale améliore également la rétention en humidité, favorise la régénération naturelle et réduit l'érosion du sol.

Dans l'ensemble, l'intervention à Tamehlaht ne peut se limiter à l'éradication de l'espèce envahissante ; elle doit s'inscrire dans une démarche de réhabilitation écologique intégrée, visant à rétablir les équilibres dynamiques et à renforcer la résilience des communautés végétales indigènes face aux futures perturbations.

Chapitre IV : Résultats et Discussions



Figure 31 : Utilisation de paillis organiques pour inhiber la germination des graines d'*Ailanthus altissima* : schéma explicatif et exemple d'application sur le terrain.

B/ Gestion préventive au Plateau des Ruines

Au Plateau des Ruines, où l'impact de *Ailanthus altissima* demeure plus diffus et où la communauté végétale conserve une certaine stabilité, une stratégie préventive et adaptative s'impose comme la plus pertinente. Plutôt que de viser une éradication immédiate, il est préférable de mettre en place un dispositif de surveillance écologique à long terme, capable de détecter les signaux précoces de déséquilibres floristiques et de déclencher, le cas échéant, des interventions graduées. Comme le rappellent Hulme (2006) et Pyšek *et al.* (2012), ce type de gestion différenciée doit impérativement prendre en compte la configuration spatiale du site, le stade d'invasion et le contexte écologique local afin d'orienter les priorités de manière efficace. La mise en œuvre d'un suivi régulier, fondé sur la cartographie, tels que la densité ou la progression spatiale de *A. altissima*, constitue un levier fondamental pour anticiper les phases critiques de l'invasion et ajuster les efforts de contrôle.

Chapitre IV : Résultats et Discussions

C/ Intégration dans les dispositifs de suivi du PNG

De façon plus large, cette étude invite à intégrer explicitement la problématique des invasions biologiques dans les dispositifs de suivi et de gestion des espaces protégés. La présence de *Ailanthus altissima* ne doit pas être perçue uniquement comme une menace, mais aussi comme un révélateur des déséquilibres écologiques latents. Comme le démontrent *Demeter et al.* (2021) et *Kacimi et Sbabdji* (2022), l'espèce présente une forte sélectivité écologique, s'installant préférentiellement dans les zones dégradées ou instables, ce qui en fait un excellent indicateur de la vulnérabilité structurelle des milieux. Cette lecture double, à la fois alerte et outil de diagnostic, ouvre la voie à une valorisation scientifique et stratégique de l'espèce. Ainsi, les travaux de *Kueffer et al.* (2013) soulignent le potentiel de *A. altissima* comme bioindicateur de sols anthropisés ou appauvris, à cibler en priorité dans les programmes de restauration.

D/ Mobilisation locale et détection participative

La réussite de toute stratégie de gestion passe inévitablement par l'implication active des acteurs locaux. L'instauration d'un programme de surveillance communautaire, inspiré des approches de science citoyenne décrites par *Bonney et al.* (2014), permettrait de mobiliser conjointement les gestionnaires du parc, les citoyens et les collectivités territoriales dans un cadre collaboratif. Ce projet, qui pourrait prendre la forme d'un réseau nommé « Sentinelles du Gouraya », viserait à former les agents du parc et les volontaires à la reconnaissance, au signalement et à la localisation des foyers d'espèces envahissantes.

Le recours à une application mobile dédiée renforcerait l'efficacité de ce dispositif, en permettant une remontée d'information rapide et géoréférencée. Ce type d'initiative renforce non seulement la vigilance écologique sur le terrain, mais contribue également à une meilleure appropriation des enjeux environnementaux par les populations locales, en transformant les citoyens en acteurs de la préservation du patrimoine naturel.

Conclusion

Conclusion

Le Parc National de Gouraya, reconnu pour sa richesse floristique méditerranéenne et la présence d'un cortège d'espèces endémiques d'une grande valeur patrimoniale, est aujourd'hui confronté à une menace écologique croissante : l'invasion par *Ailanthus altissima*, une espèce exotique envahissante dotée d'un fort pouvoir de colonisation. Cette pression biologique, encore trop peu prise en compte dans les dispositifs de gestion actuels, risque de compromettre durablement l'intégrité écologique et la résilience des écosystèmes protégés du parc.

La présente étude visait à évaluer l'impact de *Ailanthus altissima* sur la composition, la structure et la diversité des communautés végétales du Parc National de Gouraya. En s'appuyant sur une approche comparative à travers deux stations contrastées, Tamehlaht et le Plateau des Ruines, et sur des relevés floristiques rigoureux, elle a permis de mettre en évidence des perturbations notables dans les zones envahies. L'analyse des indices de diversité, notamment ceux de Shannon et d'équitabilité, révèle une altération significative des équilibres écologiques, traduite par une réduction marquée de la richesse spécifique, une homogénéisation floristique et une perte de complexité structurale.

À Tamehlaht, la dynamique de l'envahissement atteint un stade avancé, marqué par la formation de peuplements monospécifiques d'*Ailanthus altissima* reléguant les espèces autochtones à des niches résiduelles. La dominance écrasante de cette espèce réduit les possibilités de régénération naturelle et appauvrit la diversité fonctionnelle des peuplements. À l'inverse, le Plateau des Ruines, bien que moins impacté à ce jour, montre les signes d'une dynamique d'invasion en cours, laissant présager une trajectoire similaire à défaut d'intervention rapide. Ces constats confirment que *Ailanthus altissima* ne se limite pas à occuper l'espace ; elle transforme profondément les règles écologiques du milieu qu'elle colonise.

Les résultats obtenus confirment ainsi que *Ailanthus altissima* ne se contente pas d'occuper un espace; elle modifie profondément les règles écologiques du milieu qu'elle investit. La biodiversité locale, déjà fragilisée par des pressions anthropiques multiples, se trouve exposée à une déstructuration accélérée et difficilement réversible. Face à cette situation, il apparaît impératif de mettre en place des actions de gestion différenciées,

Conclusion

combinant interventions correctives dans les zones critiques et stratégies préventives dans les secteurs encore peu colonisés.

Au-delà de la dimension locale, cette étude alerte sur un enjeu plus global : la capacité des espèces envahissantes à altérer le fonctionnement des écosystèmes protégés en l'absence de surveillance active et de politiques de réponse anticipée. La conservation du Parc National de Gouraya, en tant que réservoir de biodiversité méditerranéenne, passe nécessairement par l'intégration de cette problématique dans les plans de gestion et dans les priorités d'action des instances de protection. La préservation de ce patrimoine naturel exceptionnel requiert aujourd'hui une vigilance accrue, un engagement institutionnel fort et une mobilisation de la recherche en appui aux décisions de terrain.

Les résultats obtenus dans le cadre de cette étude, bien que significatifs, ne constituent qu'une première étape dans la compréhension de la dynamique d'invasion d'*Ailanthus altissima* au sein du Parc National de Gouraya. Des investigations futures s'avèrent nécessaires pour approfondir les mécanismes écologiques sous-jacents à sa propagation et à son impact. Parmi les axes de recherche à privilégier, l'étude de la reproduction sexuée et végétative de l'espèce dans différents contextes écologiques permettrait de mieux cerner sa stratégie d'installation et de dispersion. De même, une analyse diachronique basée sur des images satellitaires ou des photographies aériennes historiques offrirait la possibilité de retracer l'évolution spatio-temporelle de l'invasion, et ainsi d'identifier les trajectoires de colonisation les plus critiques. Par ailleurs, il serait pertinent d'engager des recherches sur les interactions biotiques, notamment les effets allélopathiques de l'ailante sur la germination et la croissance des espèces indigènes, à travers des expérimentations en conditions contrôlées et in situ. Des études ciblées sur la microflore et la microfaune du sol associées aux peuplements d'ailante pourraient également éclairer l'hypothèse d'une altération des communautés édaphiques, contribuant à son succès invasif. Enfin, une évaluation socio-écologique incluant les perceptions des gestionnaires, des usagers du parc et des populations riveraines permettrait d'enrichir la compréhension des enjeux de gestion et de favoriser la mise en place de mesures participatives adaptées.

Ces pistes de recherche complémentaires, en combinant écologie fonctionnelle, modélisation, et sciences sociales, contribueraient à construire une vision intégrée du

Conclusion

phénomène d'invasion, condition indispensable pour élaborer des stratégies de gestion efficaces, durables et contextualisées dans les écosystèmes protégés méditerranéens.

Références bibliographiques

- Badalamenti, E., & La Mantia, T. (2015). Arbuscular mycorrhizal fungi positively affect growth of *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle seedlings and show a strong association with this invasive species in Mediterranean woodlands¹. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 142(2), 127-139.
- Bais, H. P., Vepachedu, R., Gilroy, S., Callaway, R. M., & Vivanco, J. M. (2003). Allelopathy and exotic plant invasion: from molecules and genes to species interactions. *Science*, 301(5638), 1377-1380.
- Bamba, Y., Kamagaté, M., Berté, S., & Komoé, K. (2023). Diversité et distribution spatiales des Macroinvertébrés Aquatiques du cours moyen du fleuve Comoé (Côte d'Ivoire, Afrique de l'Ouest). *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 40(4), 1200-1213.
- Barbero, R., Dupuy, J. L., Mouillot, F., & Ruffault, J. (2022). *Feux de végétation: Comprendre leur diversité et leur évolution* (p. 136). éditions Quae.
- Beisel, J. N., & Lévêque, C. (2010). *Introduction d'espèces dans les milieux aquatiques: Faut-il avoir peur des invasions biologiques?*. Editions Quae.
- Beisner, B. E., Haydon, D. T., & Cuddington, K. (2003). Alternative stable states in ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(7), 376-382.
- Benmeddour T. (2010). *Etude du pouvoir allélopathique de l'Harmel (Peganumharmala L.), le laurier rose (Neriumoleander L.) et l'Ailante (Ailanthus altissima (Mill.) Swingle) sur la germination de quelques mauvaises herbes des céréales*. Thèse de magister, université Ferhat Abbas, Sétif. Algérie. 106p.
- Benmeddour, T. (2018). *Etude du pouvoir allélopathique de l'Harmel (Peganumharmala L.), le laurier rose (Neriumoleander L.) et l'ailante (Ailanthus altissima (Mill.) Swing.) sur la germination de quelques mauvaises herbes des céréales* (Doctoral dissertation).
- Benoit, O. (2012). Contrôle des espèces aquatiques envahissantes du Québec: Le cas du Gobie à tâches noires (*Neogobiusmelanostomus*) au Lac Saint-Pierre.
- Blard, F. (2006). *Les fourmis envahissantes de l'île de La Réunion: interactions compétitives et facteurs d'invasion* (Doctoral dissertation, éditeur inconnu).
- Blossey, B., Nuzzo, V., Hinz, H., & Gerber, E. (2001). Developing biological control of *Alliaria petiolata* (M. Bieb.) Cavara and Grande (garlic mustard).

- Bonney, R., Shirk, J. L., Phillips, T. B., Wiggins, A., Ballard, H. L., Miller-Rushing, A. J., & Parrish, J. K. (2014). Next steps for citizen science. *Science*, *343*(6178), 1436-1437.
- Bouko, B. S., Sinsin, B., & Soulé, B. G. (2007). Effets de la dynamique d'occupation du sol sur la structure et la diversité floristique des forêts claires et savanes au Bénin. *Tropicicultura*, *25*(4), 221-227.
- Burch, P. L., & Zedaker, S. M. (2003). Removing the invasive tree *Ailanthus altissima* and restoring natural cover. *Journal of arboriculture*, *29*(1), 18-24.
- Call, L. J., & Nilsen, E. T. (2003). Analysis of spatial patterns and spatial association between the invasive tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) and the native black locust (*Robinia pseudoacacia*). *The American Midland Naturalist*, *150*(1), 1-14.
- Callaway, R. M., & Aschehoug, E. T. (2000). Invasive plants versus their new and old neighbors: a mechanism for exotic invasion. *Science*, *290*(5491), 521-523.
- Callaway, R. M., & Ridenour, W. M. (2004). Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *2*(8), 436-443.
- Carter, E. T., Eads, B. C., Ravesi, M. J., & Kingsbury, B. A. (2015). Exotic invasive plants alter thermal regimes: implications for management using a case study of a native ectotherm. *Functional Ecology*, *29*(5), 683-693.
- Catford, J. A., Jansson, R., & Nilsson, C. (2009). Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and distributions*, *15*(1), 22-40.
- Cavieres, L. A., Badano, E. I., Sierra-Almeida, A., & Molina-Montenegro, M. A. (2007). Microclimatic modifications of cushion plants and their consequences for seedling survival of native and non-native herbaceous species in the high Andes of central Chile. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, *39*(2), 229-236.
- Charles, H., & Dukes, J. S. (2007). Impacts of invasive species on ecosystem services. *Biological invasions*, 217-237.
- Christen, D. C., & Matlack, G. R. (2009). The habitat and conduit functions of roads in the spread of three invasive plant species. *Biological invasions*, *11*, 453-465.
- Christian, C. (1976). Etude du régime alimentaire de l'Aigle de mer, *Myliobatis aquila* (L., 1758) des côtes tunisiennes. *ICES Journal of Marine Science*, *37*(1), 29-35.

- Clair-Maczulajtys, D., & Bory, G. (1985). Evolution de la composition lipidique des cataphylles chez *Ailanthus glandulosa* au cours de l'ouverture du bourgeon. *Physiologie végétale (Paris)*, 23(3), 275-282.
- Colautti, R. I., & MacIsaac, H. J. (2004). A neutral terminology to define 'invasive' species. *Diversity and distributions*, 10(2), 135-141.
- , P., & Dumas, Y. (2009). Que savons-nous de l'Ailante (*Ailanthus altissima* (Miller) Swingle)? *Revue forestière française*, 61(2), 117-130.
- Constán-Nava, S., Bonet, A., Pastor, E., & Lledó, M. J. (2010). Long-term control of the invasive tree *Ailanthus altissima*: Insights from Mediterranean protected forests. *Forest Ecology and Management*, 260(6), 1058-1064.
- Constán-Nava, S., Bonet, A., Pastor, E., & Lloret, F. (2010). Recruitment and early growth of *Ailanthus altissima* in a Mediterranean ecosystem: consequences of an invasive species on native plant communities. *Plant Ecology*, 210(1), 85–96. <https://doi.org/10.1007/s11258-010-9735-7>
- Corbett, S. L., & Manchester, S. R. (2004). Phylogeography and fossil history of *Ailanthus* (Simaroubaceae). *International Journal of Plant Sciences*, 165(4), 671-690.
- Corbin, J. D., & D'Antonio, C. M. (2004). Competition between native perennial and exotic annual grasses: implications for an historical invasion. *Ecology*, 85(5), 1273-1283.
- Csurhes, S., & Edwards, R. (1998). National weeds program, potential environmental weeds in Australia, Candidate species for preventative control. *National parks and wildlife biodiversity group, Environment Australia, Canberra*, 208.
- Dahmani-Megrerouche, M. (1997). Le chêne vert en Algérie. Syntaxonomie, phytoécologie et dynamique des peuplements. *Mem. Doc.(ined.) Univ. Bab Ezzouar, Alger*.
- D'Antonio, C. M., & Vitousek, P. M. (1992). Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual review of ecology and systematics*, 63-87.
- Davidson, A. M., Jennions, M., & Nicotra, A. B. (2011). Do invasive species show higher phenotypic plasticity than native species and, if so, is it adaptive? A meta-analysis. *Ecology letters*, 14(4), 419-431.
- De Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., & San-Miguel-Ayanz, J. (2016). The European Atlas of Forest Tree Species: modelling, data and information on forest tree species. *European atlas of forest tree species*, 40-45.

- Demeter, A., Saláta, D., Tormáné Kovács, E., Szirmai, O., Trenyik, P., Meinhardt, S., ... & Czóbel, S. (2021). Effects of the invasive tree species *Ailanthus altissima* on the floral diversity and soil properties in the Pannonian Region. *Land*, 10(11), 1155.
- Didham, R. K., Tylianakis, J. M., Hutchison, M. A., Ewers, R. M., & Gemmill, N. J. (2005). Are invasive species the drivers of ecological change?. *Trends in ecology & evolution*, 20(9), 470-474.
- DiTomaso, J. M. (2000). Invasive weeds in rangelands: species, impacts, and management. *Weed science*, 48(2), 255-265.
- DiTomaso, J., Healy, E., Marcum, D., Kyser, G., & Rasmussen, M. (1997). Post-fire herbicide sprays enhance native plant diversity. *California Agriculture*, 51(1), 6-11.
- Dupérat, M., & Polese, J. M. (2008). *Encyclopédie visuelle des arbres & arbustes*. Editions Artemis.
- Duplan, L. (1952). La région de Bougie. (*No Title*).
- Duplan, L., & Grevelle, M. (1960). Notice explicative de la carte géologique au 1/50000eme.
- Dutartre, A. (2010). Peut-on gérer les invasions biologiques?. In *Les invasions biologiques, une question de natures et de sociétés* (pp. 109-153). Éditions Quæ.
- Ehrenfeld, J. G. (2003). Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems*, 6, 503-523.
- Ehrenfeld, J. G. (2010). Ecosystem consequences of biological invasions. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 41(1), 59-80.
- Enloe, S. F., Wehtje, G., Gilliam, C. H., & Adams, K. T. (2015). Creeping lilyturf (*Liriope spicata*) control with postemergent-applied herbicides. *Natural Areas Journal*, 35(4), 574-580.
- Epanchin-Niell, R. S., & Hastings, A. (2010). Controlling established invaders: integrating economics and spread dynamics to determine optimal management. *Ecology letters*, 13(4), 528-541.
- Feret, P. P. (1985). *Ailanthus*: variation, cultivation, and frustration. *Arboriculture & Urban Forestry (AUF)*, 11(12), 361-368.
- Forman, R. T., & Alexander, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual review of ecology and systematics*, 29(1), 207-231.

- Fukami, T. (2015). Historical contingency in community assembly: integrating niches, species pools, and priority effects. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 46(1), 1-23.
- Funk, J. L., Cleland, E. E., Suding, K. N., & Zavaleta, E. S. (2008). Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. *Trends in ecology & evolution*, 23(12), 695-703.
- Gaertner, M., Biggs, R., TeBeest, M., Hui, C., Molofsky, J., & Richardson, D. M. (2014). Invasive plants as drivers of regime shifts: identifying high-priority invaders that alter feedback relationships. *Diversity and Distributions*, 20(7), 733-744.
- Gégout, J. C., & Pierrat, J. C. (1998). *L'autécologie des espèces végétales: une approche par régression non paramétrique*. *Ecologie*, 29(3), 473.
- Genovesi, P., & Shine, C. (2004). *European strategy on invasive alien species: Convention on the Conservation of European Wildlife and Habitats (Bern Convention)* (No. 18-137). Council of Europe.
- Gurevitch, J., & Padilla, D. K. (2004). Are invasive species a major cause of extinctions?. *Trends in ecology & evolution*, 19(9), 470-474.
- Harrouche Nassim, Y. C. (2021). Etude bibliographique des invasions biologique en Algérie.
- Heap, I. (2014). Global perspective of herbicide-resistant weeds. *Pest management science*, 70(9), 1306-1315.
- Heidbüchel, P., Kuntz, K., & Hussner, A. (2016). Alien aquatic plants do not have higher fragmentation rates than native species: a field study from the River Erft. *Aquatic Sciences*, 78, 767-777.
- Heisey, R. M. (1996). Identification of an allelopathic compound from *Ailanthus altissima* (Simaroubaceae) and characterization of its herbicidal activity. *American Journal of Botany*, 83(2), 192-200.
- Hejda, M., & Pyšek, P. (2006). What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation?. *Biological conservation*, 132(2), 143-152.
- Hejda, M., de Bello, F. (2013). Impact of plant invasions on functional diversity in the vegetation of Central Europe. *Journal of Vegetation Science*, 24(2), 293–302. <https://doi.org/10.1111/jvs.12026>

- Hejda, M., Pyšek, P., & Jarošík, V. (2009). Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of ecology*, 97(3), 393-403.
- Hejda, M., Pyšek, P., & Jarošík, V. (2009). Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, 97(3), 393–403. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01480.x>
- Hejda, M., Pyšek, P., Pergl, J., Sádlo, J., Chytrý, M., & Jarošík, V. (2009). Invasion success of alien plants: do habitat affinities in the native distribution range matter? *Global Ecology and Biogeography*, 18(4), 372–382. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00445.x>
- Hierro, J. L., Maron, J. L., & Callaway, R. M. (2005). A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. *Journal of ecology*, 93(1), 5-15.
- Hobbs, R. J., & Huenneke, L. F. (1992). Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation biology*, 6(3), 324-337.
- Hoddle, M. S. (2004). Restoring balance: using exotic species to control invasive exotic species. *Conservation Biology*, 18(1), 38-49.
- Holmes, P. M., & Cowling, R. M. (1997). The effects of invasion by *Acacia saligna* on the guild structure and regeneration capabilities of South African fynbos shrublands. *Journal of Applied Ecology*, 317-332.
- Hu, S. Y. (1979). *Ailanthus*. *Arnoldia*, 39(2), 29-50.
- Hulme, P. E. (2006). Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology*, 43(5), 835-847.
- Hulme, P. E., Bacher, S., Kenis, M., Klotz, S., Kühn, I., Minchin, D., ... & Vilà, M. (2008). Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *Journal of Applied Ecology*, 45(2), 403-414.
- Inderjit, & Duke, S. O. (2003). Ecophysiological aspects of allelopathy. *Planta*, 217, 529-539.
- Javal, M. (2017). *Invasion du capricorne asiatique Anoplophora glabripennis: génétique, traits d'histoire de vie et écologie* (Doctoral dissertation, Université d'Orléans).
- Jocqué, R. (1984). Considérations concernant l'abondance relative des araignées errantes et des araignées à toile vivant au niveau du sol. *Revue arachnologique*, 5(4), 193-204.

- Kacimi, Y., & Sbabdji, M. (2022). Risque de l'invasion biologique de l'ailante glanduleux (*Ailanthus altissima* (mill.) Swingle) au niveau du parc national de Chrea, dynamique de propagation et essai de lutte. *Agrobiologia*, 12(2), 3063-3076.
- Kadi, A. (2024). *Contribution à l'analyse physicochimique de la rhizosphère sous chêne kermès (Quercus coccifera L.) au niveau du Parc National de Gouraya, Béjaïa-Algérie* (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).
- Keane, R. M., & Crawley, M. J. (2002). Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in ecology & evolution*, 17(4), 164-170.
- Keller et al.: Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. *Environmental Sciences Europe* 2011, 23:2317p. <http://www.enveurope.com/content/23/1/23>
- Keller, R. P., Lodge, D. M., & Finnoff, D. C. (2007). Risk assessment for invasive species produces net bioeconomic benefits. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(1), 203-207.
- Krebs, C. J., Boonstra, R., Nams, V., O'Donoghue, M., Hodges, K. E., & Boutin, S. (2001). Estimating snowshoe hare population density from pellet plots: a further evaluation. *Canadian Journal of Zoology*, 79(1), 1-4.
- Kettenring, K. M., & Adams, C. R. (2011). Lessons learned from invasive plant control experiments: a systematic review and meta-analysis. *Journal of applied ecology*, 48(4), 970-979.
- Khellaf, R. (2018). *Développement durable au sein des aires protégées algériennes, cas du Parc National de Gouraya et des sites d'intérêt biologique et écologique de la région de Béjaïa* (Doctoral dissertation).
- 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*, 307-315.
- Kota, N. L., Landenberger, R. E., & McGraw, J. B. (2007). Germination and early growth of *Ailanthus* and tulip poplar in three levels of forest disturbance. *Biological Invasions*, 9, 197-211.
- Kouassi, R. H., Tiébré, M. S., Kouassi, K. H., & N'guessan, K. E. (2014). Diversité floristique des inselbergs Brafoyéby et Mafa-Mafou (Sud-Est de la Côte d'Ivoire). *Journal of Animal and Plant Sciences*, 22(1), 3407-3418.
- Kowarik, I. (1995). Clonal growth in *Ailanthus altissima* on a natural site in West Virginia. *Journal of Vegetation Science*, 6(6), 853-856.

- Kowarik, I., & Säumel, I. (2007). Biological flora of central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 8(4), 207-237.
- Kraft, N. J., Adler, P. B., Godoy, O., James, E. C., Fuller, S., & Levine, J. M. (2015). Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional ecology*, 29(5), 592-599.
- Krüssmann, G. (1981). *The complete book of roses*. Mitchell Beazley.
- Kueffer, C., Pyšek, P., & Richardson, D. M. (2013). Integrative invasion science: model systems, multi-site studies, focused meta-analysis and invasion syndromes. *New Phytologist*, 200(3), 615-633.
- Kumschick, S., Gaertner, M., Vilà, M., Essl, F., Jeschke, J. M., Pyšek, P., ... & Winter, M. (2015). Ecological impacts of alien species: quantification, scope, caveats, and recommendations. *BioScience*, 65(1), 55-63.
- L'OUVRAGE, D. E. (2010). Gestion des espèces exotiques envahissantes. *Guide pratique et stratégique pour les collectivités françaises d'outre-mer*. Yohann Soubeyran (Coord.). Comité français de l'UICN, Paris.
- Lamarque, L. J., Delzon, S., & Lortie, C. J. (2011). Tree invasions: a comparative test of the dominant hypotheses and functional traits. *Biological Invasions*, 13, 1969-1989.
- Lampert, L. (2015). *Test d'un Indice de composition pigmentaire pour les secteurs Atlantique et Manche (DCE)*.
- Larrère, C., & Larrère, R. (2015). Autochtonie, solidarité, naturalité. *Sciences humaines*, 109-142.
- Lavoie, C. (2017). The impact of invasive knotweed species (*Reynoutria* spp.) on the environment: review and research perspectives. *Biological Invasions*, 19(8), 2319-2337.
- Leung, B., Lodge, D. M., Finnoff, D., Shogren, J. F., Lewis, M. A., & Lamberti, G. (2002). An ounce of prevention or a pound of cure: bioeconomic risk analysis of invasive species. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 269(1508), 2407-2413.
- Lorena G.-A., & Charles D. (2008). Neighbourhood analyses of the allelopathic effects of the invasive tree *Ailanthus altissima* in temperate forests. *The Journal of Ecology*, 96, 447-458.

- Lorenzo, P., González, L., &Reigosa, M. J. (2010). The genus *Acacia* as invader: the characteristic case of *Acacia dealbata* Link in Europe. *Annals of Forest Science*, 67(1), 101.
- Mack, M. C., & D'Antonio, C. M. (1998). Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in ecology & evolution*, 13(5), 195-198.
- Mack, R. N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological applications*, 10(3), 689-710.
- Marcon, E. (2015). Mesures de la biodiversité (Doctoral dissertation, AgroParisTech).
- Magurran, A. E. (2013). *Measuring biological diversity*. John Wiley & Sons.
- Marino, C. (2023). *Étude des facteurs et conséquences des invasions biologiques à l'échelle macro-écologique : une approche fonctionnelle*. Thèse de doctorat, Université Paris-Saclay. <https://theses.hal.science/tel-04721016>
- Maurice, J. P. (2019). L'odyssée des champignons.
- McFadyen, R. E. C. (1998). Biological control of weeds. *Annual review of entomology*, 43(1), 369-393.
- McNeely, J. (2001). Invasive species: a costly catastrophe for native biodiversity. *Land Use and Water Resources Research*, 1.
- Menozzi, M. J., &Pellegrini, P. (2012). La gestion des espèces exotiques envahissantes: de la recherche d'une solution technique à la construction d'un collectif. *Sciences Eaux & Territoires*, (1), 106-113.
- Merabtine, A.,&Moussaoui, B. (2024). Identification des espèces végétales invasives dans le Parc national de Gouraya à Bejaia. Mémoire fin d'étude. Ecologie et Environnement.
- Motard, E., Muratet, A., Clair-Maczulajtys, D., & Machon, N. (2011). Does the invasive species *Ailanthus altissima* threaten floristic diversity of temperate peri-urban forests?. *ComptesRendusBiologies*, 334(12), 872-879.
- Motti, R., Zotti, M., Bonanomi, G., Cozzolino, A., Stinca, A., & Migliozi, A. (2021). Climatic and anthropogenic factors affect *Ailanthus altissima* invasion in a Mediterranean region. *Plant Ecology*, 222, 1347-1359.
- MOUSSOUNI, A. (2010). *Approche méthodologique pour la révision du zonage dans le parc national de Gouraya (W. Béjaia)* (Doctoral dissertation, ENSA).

- Pejchar, L., & Mooney, H. A. (2009). Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in ecology & evolution*, 24(9), 497-504.
- Perrings, C., Dehnen-Schmutz, K., Touza, J., & Williamson, M. (2005). How to manage biological invasions under globalization. *Trends in ecology & evolution*, 20(5), 212-215.
- Pimentel, D., Zuniga, R., & Morrison, D. (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological economics*, 52(3), 273-288.
- Pitz, C., Mahy, G., Harze, M., Uyttenbroeck, R., & Monty, A. (2019). Comparison of mining spoils to determine the best substrate for rehabilitating limestone quarries by favoring native grassland species over invasive plants. *Ecological engineering*, 127, 510-518.
- Pons, A., & Quézel, P. (1955). Contribution à l'étude de la végétation des rochers maritimes du littoral de l'Algérie centrale et occidentale. *Bull. Soc. Hist. Nat. Afr. Nord*, 60(1), 2.
- Prache, S. (2019). Dossier de presse INRA. Biodiversité: des chercheurs de l'INRA engagés.
- Pretty, J. (2003). Social capital and the collective management of resources. *Science*, 302(5652), 1912-1914.
- Pyšek, P., Hulme, P. E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., ... & Richardson, D. M. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*, 95(6), 1511-1534.
- Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U., & Vilà, M. (2012). A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global change biology*, 18(5), 1725-1737.
- Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U., & Vilà, M. (2012). A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology*, 18(5), 1725-1737. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02636.x>

- Pyšek, P., Richardson, D. M., & Williamson, M. (2004). Predicting and explaining plant invasions through analysis of source area floras: some critical considerations. *Diversity and Distributions*, *10*(3), 179-187.
- Quezel, P., & Santa, S. (1962). New flora of Algeria and southern desert regions.
- Radtke, A., Ambrass, S., Zerbe, S., Tonon, G., Fontana, V., & Ammer, C. (2013). Traditional coppice forest management drives the invasion of *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia* into deciduous forests. *Forest Ecology and Management*, *291*, 308–317.
- Rasplus, J. Y. (2022). Crises sanitaires en agriculture: Les espèces invasives sous surveillance.
- Rebbas, K. (2014). Développement durable au sein des aires protégées algériennes.
- Rebbas, K., Vela, E., Gharzouli, R., Djellouli, Y., Alatou, D., & Gachet, S. (2011). Caractérisation phytosociologique de la végétation du parc national de Gouraya (Béjaïa, Algérie). *Revue d'écologie*, *66*(3), 267-289.
- Rejmánek, M., & Pitcairn, M. J. (2002). When is eradication of exotic pest plants a realistic goal. *Turning the tide: the eradication of invasive species*, 249-253.
- Ricciardi, A. (2007). Are modern biological invasions an unprecedented form of global change?. *Conservation Biology*, *21*(2), 329-336.
- Ricciardi, A., & Rasmussen, J. B. (1998). Predicting the identity and impact of future biological invaders: a priority for aquatic resource management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *55*(7), 1759-1765.
- Richardson, D. M., & Ricciardi, A. (2013). Misleading criticisms of invasion science: a field guide. *Diversity and Distributions*, *19*(12), 1461-1467.
- Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmanek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., & West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and distributions*, *6*(2), 93-107.
- Rodríguez-Echeverría, S., Crisóstomo, J. A., Nabais, C., & Freitas, H. (2009). Belowground mutualists and the invasive ability of *Acacia longifolia* in coastal dunes of Portugal. *Biological invasions*, *11*, 651-661.
- Sakai, A. K., Allendorf, F. W., Holt, J. S., Lodge, D. M., Molofsky, J., With, K. A., ... & Weller, S. G. (2001). The population biology of invasive species. *Annual review of ecology and systematics*, *32*(1), 305-332.

- Sakhraoui, N., Metallaoui, S., Chefrou, A., & Hadeff, A. (2019). La flore exotique potentiellement envahissante d'Algérie: première description des espèces cultivées en pépinières et dans les jardins. *BASE*.
- Sanon, A. (2009). Le concept de niche écologique associé à la co-existence des espèces végétales: mise en évidence du rôle de la symbiose mycorhizienne et de sa microflore associée dans la structuration de la strate herbacée en milieu tropical. *PhD, Henri Poincaré University, Nancy, Paris*.
- Schall, M. J., & Davis, D. D. (2009). *Ailanthus altissima* wilt and mortality: Etiology. *Plant disease*, 93(7), 747-751.
- Schnitzler, A., Génot, J. C., Dodelin, B., & Vennetier, M. (2012). 3-Les successions en milieu anthropisé. *Matière à débattre et décider*, 57-112.
- Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., ... & Essl, F. (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature communications*, 8(1), 14435.
- Seltzer P. (1946). Le climat de l'Algérie. IMPG Univ. D'Alger, Carbonel, Alger.
- Shackleton, R. T., Shackleton, C. M., & Kull, C. A. (2019). The role of invasive alien species in shaping local livelihoods and human well-being: A review. *Journal of environmental management*, 229, 145-157.
- Silliman, B. R., & Bertness, M. D. (2004). Shoreline development drives invasion of *Phragmites australis* and the loss of plant diversity on New England salt marshes. *Conservation Biology*, 18(5), 1424-1434.
- Simberloff, D. (2009). The role of propagule pressure in biological invasions. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 40(1), 81-102.
- Simberloff, D., & Stiling, P. (1996). How risky is biological control?. *Ecology*, 77(7), 1965-1974.
- Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., ... & Vilà, M. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in ecology & evolution*, 28(1), 58-66.
- Sladonja, B., Sušek, M., & Guillermic, J. (2015). Review on invasive tree of heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) conflicting values: assessment of its ecosystem services and potential biological threat. *Environmental management*, 56, 1009-1034.
- Soler, J., & Izquierdo, J. (2024). The invasive *Ailanthus altissima*: A biology, ecology, and control review. *Plants*, 13(7), 931.

- Soltani-Amri, A. (2014). *Ecologie de l'Ailante glanduleux (Ailanthus altissima) dans la région de Constantine*. Thèse de magister, université de Constantine 1. 110p.
- Stinson, K., Carley, L., Hancock, L., & Donohue, K. (2019). Effects of maternal source and progenymicrohabitat on natural selection and population dynamics in *Alliaria petiolata*. *American Journal of Botany*, 106(6), 821-832.
- Tabacchi, É., Planty-Tabacchi, A. M., & Muller, S. (2010). Incidences sur les communautés et les écosystèmes. In *Les invasions biologiques, une question de natures et de sociétés* (pp. 45-63). Éditions Quæ.
- Tassin, J. (2002). *Dynamiques et conséquences de l'invasion des paysages agricoles des Hauts de la Réunion par Acacia mearnsii De Wild* (Doctoral dissertation, Université de Toulouse III).
- Tassin, J. (2014). *La grande invasion: qui a peur des espèces invasives?*. Odile Jacob.
- Taylor, C. M., & Hastings, A. (2005). Allee effects in biological invasions. *Ecology letters*, 8(8), 895-908.
- Tchagnouo, J. G. N., Njiné, T., Togouet, S. H. Z., Segnou, S. C. D., Tahir, T. S. M., Tchakonté, S., & Pinel-Alloul, B. (2012). Diversité spécifique et abondance des communautés de copépodes, cladocères et rotifères des lacs du complexe Ossa (Dizangué, Cameroun). *Physio-Géo. Géographie physique et environnement*, (Volume 6), 71-93.
- Thomas, A., Gozlan, E., & Loope, L. (2006). Impacts de l'introduction d'espèces envahissantes en Nouvelle-Calédonie: aspects méthodologiques pour l'évaluation économique et pistes de réflexion pour un partage efficace des coûts. *A. Coléno (Ed.), H. Jourdan (Ed.) & D. Chouchan D.(rapp.), Les espèces envahissantes dans l'archipel néo-calédonien*, 328-357.
- Traveset, A., & Richardson, D. M. (2006). Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. *Trends in ecology & evolution*, 21(4), 208-216.
- Tu, M., Hurd, C., & Randall, J. M. (2001). *Weed control methods handbook: tools & techniques for use in natural areas*.
- Tyser, R. W., & Worley, C. A. (1992). Alien flora in grasslands adjacent to road and trail corridors in Glacier National Park, Montana (USA). *Conservation Biology*, 6(2), 253-262.

- Urgenson, L. S., Reichard, S. H., & Halpern, C. B. (2009). Community and ecosystem consequences of giant knotweed (*Polygonum sachalinense*) invasion into riparian forests of western Washington, USA. *Biological Conservation*, *142*(7), 1536-1541.
- Van Driesche, R. G., Carruthers, R. I., Center, T., Hoddle, M. S., Hough-Goldstein, J., Morin, L., ... & Van Klinken, R. D. (2010). Classical biological control for the protection of natural ecosystems. *Biological control*, *54*, S2-S33.
- Van Kleunen, M., Dawson, W., Schlaepfer, D., Jeschke, J. M., & Fischer, M. (2010). Are invaders different? A conceptual framework of comparative approaches for assessing determinants of invasiveness. *Ecology letters*, *13*(8), 947-958.
- Véla, E., & Benhouhou, S. (2007). Évaluation d'un nouveau point chaud de biodiversité végétale dans le Bassin méditerranéen (Afrique du Nord). *Comptes rendus. Biologies*, *330*(8), 589-605.
- Vilà, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarošík, V., Maron, J. L., ... & Pyšek, P. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology letters*, *14*(7), 702-708.
- Vilà, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarošík, V., Maron, J. L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y., & Pyšek, P. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, *14*(7), 702–708. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x>
- Villamagna, A. M., & Murphy, B. R. (2010). Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review. *Freshwater biology*, *55*(2).
- Vitousek, P. M. (1990). Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos*, 7-13.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, *21*(2-3), 213-251.
- Wunder, J., Nobis, M., Conedera, M., & Gay, J. L. (2014). La place de l'ailante en forêt reste à étudier. *La Forêt*, *11*, 14.
- Youness, G., & Saporta, G. (2004). Une méthodologie pour la comparaison de partitions. *Revue de statistique appliquée*, *52*(1), 97-120.

Liste des annexes

Annexe I : données climatiques de la station météorologique de Bejaïa et tamelaht (1993-2023).

Mois Paramètres	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Moy. Ann.	Somme
P (mm)	111,4	88,3	74,5	65,1	42,8	16,7	5,8	9,4	60,9	63,4	104,7	109,8	-	752,8
M (°C)	16,7	16,8	18,9	20,7	23,3	26,8	29,9	30,6	28,3	25,8	21,05	18,09	23,07	-
m (°C)	7,3	7,6	9,2	11,2	14,3	17,9	20,9	21,6	19,3	16,2	11,8	8,9	13,8	-
(M+m)/2	12	12,2	14,05	15,9	18,8	22,3	25,4	26,1	23,8	21	16,4	13,4	18,4	-

Annexe II : Données climatique de la station de plateau des ruines (1993-2023).

Mois Paramètres	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Moy. Ann.	Somme
P(mm)	139,2	110,3	93,1	81,3	53,5	20,8	7,2	11,7	76,1	79,2	130,8	137,2	-	941,2
M(°C)	13,4	13,5	15,6	17,4	20,01	23,5	26,6	27,3	25,01	22,5	17,7	14,8	19,8	-
m(°C)	5,4	5,7	7,3	9,3	12,4	16,02	19,02	19,7	17,4	14,3	9,9	7,02	11,9	-
M+m/2	9,4	9,6	11,4	13,3	16,2	19,7	22,8	23,5	21,2	18,4	13,8	10,9	15,8	-

Annexe III : Valeurs du quotient pluviométrique d'emberger pour les stations d'étude.

Paramètres	P(mm)	M(k)	m(k)	m(°C)	Q3
Bejaïa et tamelaht	752,8	303,75	280,45	7,3	110,81
Plateau des ruines	941,2	300,45	278,54	5,4	147,3

Annexe IV : Fiche botanique d'*Ailanthus altissima*.

Catégorie	Informations
Nom scientifique	<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle
Nom vernaculaire	Ailante glanduleux, Arbre du ciel
Famille	Simaroubaceae
Genre	Ailanthus
Origine	Chine, Asie du Sud-Est
Espèces similaires	Fraxinus excelsior (Frêne), Rhus typhina (Sumac vinaigrier)
Type de feuilles	Composées-pennées, caduques, 30–90 cm, 10 à 41 folioles, à odeur forte et désagréable
Type de tige	Rameaux lisses, brun rougeâtre, cicatrices foliaires en fer à cheval
Système racinaire	Racines traçantes, drageonnantes, très étendues, régénération rapide
Type de reproduction	Sexuée (fleurs dioïques, pollinisation entomophile) et végétative (drageons racinaires)
Longévité	Environ 50 à 70 ans
Type de sol préféré	Sols pauvres, secs, calcaires, pollués ou compactés. Très tolérant à la salinité
Habitat écologique	Zones rudérales, bords de routes, friches urbaines, talus, terrains vagues
Climat préféré	Tempéré à subtropical, tolère la sécheresse, la pollution urbaine et les fortes chaleurs
Aire de répartition géographique	Originnaire d'Asie ; naturalisé sur tous les continents : Europe, Amérique du Nord, Afrique du Nord, Australie
Statut de conservation	Non menacé globalement (UICN : LC), mais classé espèce exotique envahissante en Europe et Amérique du Nord

العنوان: دراسة تأثير الأنواع الغازية "إيلانثوس ألتيسيسما" على التنوع البيولوجي النباتي المحلي في متنزه غورايا الوطني

ملخص

تواجه حديقة غورايا الوطنية في غورايا، التي تشتهر بغنى نباتات البحر الأبيض المتوسط وارتفاع مستوى توطنها، تهديداً متزايداً من توسع نبات الإيلانثوس ألتيسيسما، وهو نوع غريب غازي ذو قدرة استعمارية عالية. شرعت هذه الدراسة في تقييم التأثير البيئي لهذا النوع على التنوع النباتي المحلي، من خلال تحليل مقارن أجري في موقعين تمثيليين: تاملاحت وهضبة الأنقاض. كشفت المسوحات النباتية التي أجريت في المناطق التي تعرضت للغزو ومناطق السيطرة عن تغيرات عميقة في تكوين وبنية المجتمعات النباتية. في تاملاحت، ترافق الغزو المكثف مع انخفاض حاد في تنوع الأنواع، وهيمنة أحادية النوع لنبات التيسيسما وتحول نحو حالة بيئية متدهورة. أما في هضبة الأنقاض، فإن الآثار، وإن كانت أكثر انتشاراً، تعكس ديناميكية غزو مستمرة، تتسم بالتعايش المقيد بين الأنواع الغازية والأنواع البدائية أو المرنة. تؤكد هذه النتائج على الحاجة الملحة لتنفيذ استراتيجيات إدارة متباينة: التدخل التصحيحي في تاملاحت، والمراقبة الاستباقية في هضبة الأنقاض. إذا ما أريد منع الغزو من الانتشار بشكل أكبر، فيجب إدماج هذه المسألة بشكل أفضل في أنظمة المراقبة الإيكولوجية في منطقة هضبة الأنقاض، مدعومة بنهج تشاركي ومتعدد التخصصات.

الكلمات المفتاحية: إيلانثوس ألتيسيسما؛ الأنواع الغريبة الغازية؛ التنوع النباتي؛ تاملاحت؛ هضبة الأنقاض؛ التأثير البيئي؛ إدارة الغزو.

Titre: Étude de l'impact de l'espèce invasive « *Ailanthus altissima* » sur la biodiversité végétale locale du parc national de Gouraya

Résumé

Le Parc National de Gouraya (PNG), reconnu pour sa richesse floristique méditerranéenne et son taux élevé d'endémisme, fait aujourd'hui face à une menace croissante liée à l'expansion de *Ailanthus altissima*, espèce exotique envahissante à fort pouvoir de colonisation. Cette étude s'est attachée à évaluer l'impact écologique de cette espèce sur la diversité végétale locale, à travers une analyse comparative menée dans deux stations représentatives : Tamelaht et le Plateau des Ruines. Les relevés floristiques réalisés dans les zones envahies et leurs témoins ont révélé des altérations profondes de la composition et de la structure des communautés végétales. À Tamelaht, l'envahissement massif s'accompagne d'une forte réduction de la diversité spécifique, d'une domination monospécifique de *A. altissima* et d'un basculement vers un état écologique dégradé. Au Plateau des Ruines, les effets, bien que plus diffus, traduisent une dynamique d'invasion en cours, marquée par une cohabitation contrainte entre l'envahisseur et des espèces rudérales ou résilientes. Ces résultats soulignent l'urgence de mettre en place des stratégies différenciées de gestion : intervention restauratrice à Tamelaht, surveillance proactive au Plateau des Ruines. La prévention de la généralisation de l'invasion passe par une meilleure intégration de cette problématique dans les dispositifs de suivi écologique du PNG, appuyée par une approche participative et interdisciplinaire.

Mots-clés : *Ailanthus altissima* ; Espèce exotique envahissante ; Diversité floristique ; Tamelaht ; Plateau des Ruines ; Impact écologique ; Gestion des invasions.

Title: Study of the impact of the invasive species *Ailanthus altissima* on the local plant biodiversity of Gouraya National Park

Abstract

The Gouraya National Park (GNP), renowned for its Mediterranean floristic richness and high level of endemism, is currently facing an increasing threat due to the expansion of *Ailanthus altissima*, a highly invasive alien species with strong colonization potential. This study aimed to assess the ecological impact of this species on local plant diversity through a comparative analysis conducted in two representative stations: Tamelaht and the Plateau des Ruines. Floristic surveys carried out in both invaded areas and their respective controls revealed profound alterations in the composition and structure of plant communities. At Tamelaht, the massive invasion is associated with a sharp decline in species richness, monodominance by *A. altissima*, and a shift towards a degraded ecological state. In contrast, at the Plateau des Ruines, the effects, though more diffuse, reflect an ongoing invasion dynamic, marked by constrained coexistence between the invader and ruderal or resilient native species. These findings highlight the urgent need to implement differentiated management strategies: restorative intervention at Tamelaht and proactive monitoring at the Plateau des Ruines. Preventing the widespread establishment of the species requires the integration of this issue into the ecological monitoring frameworks of the GNP, supported by a participatory and interdisciplinary approach.

Keywords: *Ailanthus altissima*; Invasive alien species; Plant diversity; Tamelaht; Plateau des Ruines; Ecological impact; Invasion management.