



République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université Chadli Bendjedid- El Tarf-
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département de Biologie



Mémoire

En vue de l'obtention du diplôme de master en
« Ecologie et Environnement »

Option : « Biodiversité et Environnement »

THEME

Etude des facteurs favorisant l'envahissement des subéraies par
l'*Acacia mearnsii* De Wild, via des tests de germination

Présenté par :

MEDKOUR Rahma

LARROUS Soumaya

Jury composé de :

Présidente : LAZLI Amel

Professeur

Université Chadli Bendjedid- El Tarf

Examineur : BAKARIA Fatiha

MCA

Université Chadli Bendjedid- El Tarf

Promotrice : CHALABI Ghania

Professeur

Université Chadli Bendjedid- El Tarf

Année Universitaire : 2019/2020

Remerciements

Nos remerciements sont tout d'abord adressés au bon **DIEU** qui nous a permis la réalisation de ce travail.

A l'**Etat Algérien** qui a permis notre entrée et notre scolarisation au sein de sa prestigieuse demeure.

Nos remerciements les plus distingués sont particulièrement adressés à **Madame CHALABI** qui tout au long de ce travail nous ont encadrés, enseignés, conseillés, et énormément soutenus sur tous les plans.

A l'**Université Chadli BENGIDID**, nos remerciements sont particulièrement destinés à l'ensemble de la communauté administrative et enseignante du département de Biologie qui a contribué à nous former et nous ont permis de franchir le premier pas de notre réalisation qui est la licence.

Je dédie ce Modest travail

*A ma mère LABIDI FATMA ma raison d'être, ma raison de vivre, la
lanterne qui éclaire mon chemin et*

M'illumine de douceur et d'amour.

*A mon père ramadan LARROUS, en signe d'amour, de reconnaissance et de
gratitude pour tous les soutien.*

Et le sa sacrifices dont il a fait preuve à mon égard

Ames chères frères LARROUS MOUHAMED

Aucun mot ne pourra décrire vos dévouements et vos sacrifices.

*A tous me amis, , ainsi qu'a' tous ceux qui me connaissent et avec qui j' ai
passé des bonne moment dans les trois années inonbiable.*

*A tout les gens qui ont cru en moi et qui me donnent l'envie d'aller en avant,
e vous remercier tous, votre soutien et vos encouragement me donnent*

J

La face de continuer.

Par SOUMAYA



Je dédie ce travail tant attendu à mes parents qui ont toujours cru en mes compétences et en ma réalisation. Merci PAPA et MAMAN ! Que DIEU vous accorde une longue vie afin de voir le résultat de votre soutien.

A mes frères REDOUN, YASSIN, SOUFYAN, D ALLEL

J

A ma soeur SARRA

A mon fiancé D ABALI AHCENE

J

Ainsi qu'à tous ceux qui me connaissent et avec qui j'ai passé années inoubliables ; a toutes les personnes qui m'ont soutenus et encouragé tout au long de cette année ;

Tout simplement, a tous qui m'aiment

e leur délie ce modeste travail

J

Par RAHMA



Résumé

Les plantes invasives constituent un phénomène très répandu sur la planète qui entraîne des problèmes environnementaux majeurs aboutissant à des perturbations significatives dans les processus régissant la conservation de la diversité végétale. *Acacia mearnsii* (De Wild) est l'une des espèces d'*Acacia* ayant un potentiel invasif important. Cette légumineuse d'origine australienne a été introduite dans les subéraies du Parc National d'El-Kala (PNEK), au Nord-Est de l'Algérie, où elle induit des dégradations drastiques sur l'écosystème forestier de chêne-liège *Quercus suber* (L.) et la diversité végétale. (<http://www.theses.fr/2012MON20049>).

Mots clés : Envahissement, Espèce exotique envahissante, *Acacia mearnsii*, Subéraies, Chêne liège, Parc National d'El Kala.

Abstract

Invasive plants are a widespread phenomenon on the planet that causes major environmental problems leading to significant disturbances in the processes governing the conservation of plant. *Acacia mearnsii* (De Wild) is one of the *Acacia* species with significant invasive potential. This legume of Australian origin was introduced into the cork forests of El-Kala National Park (PNEK), in the North-East of Algeria, where it induces drastic degradation on the forest ecosystem of the cork oak *Quercus suber* (L.) and the plant. (<http://www.theses.fr/2012MON20049>).

Keywords: The invasion, Invasive alien species, *Acacia mearnsii* (De Wild), forest of cork oak, cork oak, El Kala National Park.

الملخص

تعتبر النباتات الغازية ظاهرة منتشرة على كوكب الأرض وتسبب مشاكل بيئية كبيرة تؤدي إلى اضطرابات كبيرة في العمليات التي تحكم الحفاظ على التنوع البيئي. أكاسيا ميرنزي هي واحدة من أنواع أكاسيا مع إمكانات غازية كبيرة. تم إدخال هذا الحقل السنوي إلى غابات الفلين في منتزه الحظيرة الوطنية الوالة ، في شمال شرق الجزائر ، حيث يتسبب في تدهور جذري في النظام البيئي لغابات في البلوط الفلين. والتنوع النباتي.

الكلمات المفتاحية : الغزو، الأنواع الغريبة الغازية ، أكاسيا ميرنزي ، غابات الفلين، البلوط الفليني، حظيرة القالة الوطنية.

Liste des figures

Figure 01: Schéma des différentes étapes d'une invasion biologique.....	07
Figure 02 : photo de <i>Bubulcus ibis</i>	10
Figure 03 : photo de <i>Frangula alnus</i>	10
Figure 04 : photo de <i>Cyprinus carpio</i>	10
Figure 05 : photo d' <i>A. saligna</i>	11
Figure 06 : Collection de photos représentant quelques traits morphologiques d' <i>A.mearnsii</i>	26
Figure 07: répartition de l'introduction de l' <i>Acacia mearnsii</i>	28
Figure 08 : Aire de répartition du genre <i>Acacia</i> dans le monde (MASLIN,2003).....	33
Figure 09 : Carte de situation du parc national d'El Kala (Wilaya d'El Tarf) (Benyacoub et al, 1998).....	33
Figure 10 : la carte de localisation des 3 sites d'étude (Google Maps).	35
Figure 11 : localisation des trois sites d'études avec un vue satellitaire et vue réelle.....	36
Figure 12 : L'installation des placettes de 1m ² pour estimée la densité	38
Figure 13: Origine des <i>A. mearnsii</i> dans les sites envahis.....	40
Figure 14 : Origine des <i>A. mearnsii</i> dans les sites envahis... ..	51

Liste des Tableaux

Tableaux 01 : les espèces exotiques envahissantes en Algérie	08
Tableaux 02 : montre les caractéristiques et perturbations de chaque site	37
Tableaux 03 : Scarification des graines d' <i>A. mearnsii</i>	43
Tableaux 04 : présenté une fiche pour chaque lot, suivi du taux germination.....	44
Tableaux 05 : Densité moyenne des <i>A. mearnsii</i> dans les sites d'étude.....	47
Tableaux 06 : Mode de multiplication des jeunes plants d' <i>A. mearnsii</i> au niveau des sites d'étude	50
Tableaux 07 : Test de germination de graines par type de scarification	52

Table des matières

Remerciements	
Dédicaces	
Résumé	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Introduction générale	01

Partie I Synthèse bibliographique

Chapitre 1 Les invasions biologiques

1.1 Définitions	04
1.1.1 espèce autochtone	05
1.1.2 espèce allochtone	05
1.1.3 espèce exotique	05
1.1.4 espèce acclimaté	05
1.1.5 espèce naturalisé	05
1.2 espèce envahissante	05
1.3 Phases de l'invasion biologique	06
1.4 Espèces exotiques envahissantes végétales et animales en Algérie	08
1.4.1 Quelques photos des espèces exotiques envahissantes	10
1.5 Impacts des espèces exotiques envahissantes sur la biodiversité	14
1.6. Impact écologique	22
1.7 Impact économique	22
1.8 Impact sanitaire	23

Chapitre 2 : Présentation du modèle biologique d'étude *Acacia mearnsii* de Wild

2.1 Taxonomie	24
2.2 Nomenclature de l'espèce	24
2.3 Données biologiques et écologiques	25
2.3.1 Description d' <i>Acacia mearnsii</i>	25
2.3.2 Exigences biologiques et écologiques	26
2.4 Aire de répartition	27
2.4.1 Origine et la répartition dans le monde	27
2.4.2 L'envahissement par de l' <i>Acacia mearnsii</i>	29
2.4.2.1 : dans le monde	29
2.4.2.2 En Algérie	29
2.5 : Mode de propagation et de dissémination	30
2.5.1 Multiplication et plantation	30
2.5.2 : Propagation	30
2.6 : Utilisations	31
2.7 : Impact de l' <i>Acacia mearnsii</i> sur la biodiversité	31

Partie II Partie expérimentale

Chapitre 3 Présentation de la zone d'étude

Introduction	32
3.1 Présentation de la zone d'étude	32
3.2 Situation géographique	32
3.3 Topographie	33
3.7 : La biodiversité de la région	34

Chapitre 4 Matériels et méthodes

4.1 Densité et mode de multiplication des acacias	35
4.1.1 Choix des sites	37

4.1.2 Estimation de la densité	38
4.1.3 Origine des plants d' <i>A. mearnsii</i> ou mode de multiplication	39
4.1.4 Matériel de terrain	41
4.2 Teste de germination	41
4.2.1 :Germination	41
4.2.1.1 :Condition de la germination	41
4.2.2 : Traitements destines à favoriser la germination	42
4.3 : Méthodologie	43
4.3.1 : Objective	43
4.3.3 : Procédure de sélection	43
4.3.4 Traitement échantillons (scarification)	44

Chapitre 5 Résultats et discussions

5.1 Structure de la végétation : Densité et origine des de l' <i>A. mearnsii</i> dans les sites d'étude	46
5.1.1 Densité	48
5.1.2 Origine ou mode de multiplication de l' <i>a.</i> <i>mearnsii</i>	48
5.2 Germination des graines d' <i>A. mearnsii</i> après scarification	51

Discussion générale	54
----------------------------------	----

Conclusion générale	59
----------------------------------	----

Références bibliographiques	
--	--

Introduction

Générale

Introduction

Depuis des siècles, l'homme a favorisé le déplacement des espèces bien au-delà de leurs capacités de dispersion naturelles. Les plantes de culture, principalement les céréales, ont été introduites en Asie du Sud-ouest et en Europe du Sud au Néolithique il y a 6000 ans. Toutefois, ce n'est qu'à partir du 16^{ème} siècle, et plus récemment encore avec l'augmentation des transports à longue distance, que d'importantes modifications sont survenues dans la distribution des espèces (Weber, in Svanderhoeven S *et al.*, 1997) . L'essor des colonies européennes de même que le développement des jardins botaniques, de l'horticulture, de l'élevage et de la sylviculture ont également largement contribué à ces mouvements d'espèces (Reichard & White, 2001).

Cette extension considérable des aires de distribution est à l'origine de la problématique écologique majeure que constituent les invasions biologiques. La prise de conscience du phénomène connaît un véritable essor depuis les années 80 de sorte que l'étude des invasions biologiques est une des disciplines de l'écologie qui s'est développée le plus rapidement (Pyšek *et al.* 2004). Les espèces exotiques envahissantes sont actuellement au cœur des préoccupations en raison de la menace qu'elles constituent pour la biodiversité et l'intégrité des écosystèmes.

Avec l'intensification des échanges inter-continentaux, les activités humaines ont donné une dimension nouvelle aux capacités de dispersion des espèces végétales (Weber, 1997 ; Cronck *et al.*, 2001 ; Reichard *et al.*, 2001 ; Prinzing *et al.*, 2002). Le bouleversement qui en découle dans les patrons de répartition des végétaux est au cœur du phénomène d'invasion par les plantes, et plus globalement du phénomène d'invasion biologique. Ce dernier est actuellement reconnu comme l'une des causes principales de perte de biodiversité dans le monde (Parker *et al.*, 1999 ; Sala *et al.*, 2000 ; Cronck *et al.*, 2001). Il est directement impliqué dans la disparition d'espèces autochtones (Vitousek *et al.*, 1996), mais aussi dans des préjudices aux activités humaines ou dans l'émergence de problèmes sanitaires (Mack *et al.*, 2000 ; Perrings *et al.*, 2000 ; Pimentel *et al.*, 2000). (Monty A & Mahy G., 2009)

Le problème des espèces exotiques envahissantes, qui est imputable aux activités humaines, est considéré comme l'un des principaux facteurs du recul de la biodiversité (voir Wilson, 2002), et il ne devrait pas s'atténuer d'ici 2030. Bon nombre des facteurs humains qui ont favorisé la migration des espèces se renforcent actuellement sous l'effet de la prospérité économique. Par exemple, les échanges et les voyages, qui devraient tous deux connaître une forte croissance, ont fortement contribué au déplacement d'espèces hors de leur aires

naturelles (l'eau de ballast des navires, et les semences ou les animaux transportés dans des véhicules sont des exemples classiques). De nombreuses espèces ont également été délibérément introduites dans le passé pour des raisons économiques : on estime que 98 % environ de la production agricole mondiale est basée sur des espèces quine sont pas originaires des régions où elles sont actuellement cultivées ou élevées. Cette constatation s'applique tant aux espèces végétales qu'aux espèces animales. L'action conjuguée des transplantations délibérées et accidentelles d'espèces parfois nuisibles a eu des effets anthropiques notables sur la répartition des espèces (<https://www.oecd.org/fr/env/ressources/43901839.pdf>).

Les espèces envahissantes peuvent nuire à la biodiversité non seulement en perturbant l'équilibre des espèces à l'intérieur d'un écosystème, mais également en renforçant le caractère monolithique de la répartition des espèces sur l'ensemble de la planète. Un exemple particulièrement édifiant à cet égard est celui de l'île d'Hawaii, où il ne subsiste plus qu'un quart des espèces d'oiseaux originaires de l'île (qui y étaient présentes avant tout contact avec les Européens) et où près de la moitié des plantes à fleurs sauvages sont des espèces étrangères introduites postérieurement aux premiers contacts avec les Européens (Wilson, 2002). Ces nouvelles espèces confèrent à l'île d'Hawaii un aspect comparable à celui d'autres régions tropicales, alors que son isolement avait favorisé le développement d'un écosystème unique. (<https://www.oecd.org/fr/env/ressources/43901839.pdf>).

Les espèces introduites répondaient à des objectifs économiques ou à des interventions sur des espaces dégradés qu'il fallait protéger. L'envahissement par des espèces introduites comme les acacias résulte de situations prophétiques fréquentes, en revanche, l'extension de plus en plus apparente de pin d'Alep (enrésinement) constitue une succession régressive provoquée par l'ouverture des peuplements d'origine (subéraies), par la fréquence des incendies des dernières années ou par l'incidence des modification climatique sur la dynamique de ces peuplements qui est un autre aspect du problème sur lequel doit être portée la nécessité d'un suivi (Sarri D., 2016).

A cet effet, l'urgence est signalée afin de lutter contre ce phénomène de prolifération qui risque dans un avenir proche réduire grandement l'étendue des subéraies dans cette région. La lutte ne peut être efficace que si nous disposons de certains éléments de réponse sur les modes de dispersion de cette espèce envahissante.

Dans cette perspective et dans le cadre de notre travail de thèse, nous nous sommes intéressés à ce phénomène en tentant de cerner quelques éléments qui démontrent l'état d'envahissement des subéraies par *l'Acacia mearnsii* et les facteurs favorisent sa prolifération, Nous avons, donc, estimé la densité de cette espèce dans certaines parcelles envahies, son mode de multiplication et enfin nous avons faits des tests de germination pour déterminer les facteurs qui favorisent sa propagation.

Notre document est structuré ainsi :

- Une introduction générale
- Une partie bibliographique composée de deux chapitres : les invasions biologiques et description du modèle biologique d'étude *Acacia mearnsii*
- Une partie expérimentale composée de deux chapitres: Matériel et méthodes, et résultats et discussions
- Une conclusion.

*Partie I. Synthèse
bibliographique*

Chapitre 1

Les invasions biologiques

1.1 Vocabulaire et définitions :

Qu'est-ce qu'une invasion biologique ? Il s'agit là d'une notion complexe à définir, puisqu'associant étroitement des concepts de champs disciplinaires multiples : écologie, évolution, génétique, biogéographie, biologie de la conservation mais aussi éthique et politique. Chaque domaine a ses propres concepts, ses propres méthodes, ses échelles d'étude temporelles et spatiales, ses questionnements, et donc sa propre définition d'une espèce envahissante (Humair *et al.* 2014). (Fournier A., 2018).

Pour se repérer dans son environnement, l'Homme a besoin d'identifier ce qui l'entoure. Pour ce faire, il attribue des mots à ce qu'il observe. Il identifie la nature comme un ensemble, composé de phénomènes (vents, marées etc.) et de matière vivante (êtres vivants). Il constate également que la nature est un ensemble dynamique qui évolue dans le temps et l'espace. En effet, depuis la nuit des temps, les êtres vivants transportent volontairement ou de manière fortuite, d'autres êtres vivants (des graines, des spores de champignons, des virus, des bactéries ou d'autres espèces animales ou végétales). L'Homme étant une espèce animale, il transporte de manière régulière d'autres espèces. La thématique des espèces invasives a été créée par l'Homme depuis qu'il a constaté que les relâchés volontaires ou involontaires de spécimens vivants (animaux, végétaux etc.) dans le milieu naturel étaient plus fréquents et pouvaient entraîner des impacts sur la nature, la santé humaine voire l'économie. De nombreuses études montrent qu'une espèce animale ou végétale arrivant « trop rapidement » dans son nouvel environnement (en général déjà perturbé par une pollution, une destruction des habitats naturels) peut avoir des effets plus ou moins marqués sur la nature (biodiversité). Les introductions d'espèces par l'Homme, se sont vues amplifiées depuis que l'Homme a développé considérablement des moyens de transport, permettant ainsi de nombreux échanges à travers le monde (mondialisation) (<http://eee.mnhn.fr/rappel-de-quelques-notions/>).

Un autre critère lié au phénomène d'invasion est l'absence de régulateur naturel où se situe l'espèce en question.

1.1.1 Espèce autochtone :

(syn. indigène, native) : espèce vivant à l'intérieur de son aire de répartition naturelle, c'est-à-dire une zone que l'espèce peut atteindre et occuper en utilisant ses propres moyens de déplacement. (Satha Y. A., 2019).

1.1.2 Espèce allochtone :

(syn. exogène, non indigène, non native) : espèce observée en dehors de son aire de répartition naturelle.

Les termes « autochtone » et « allochtone » se réfèrent à la notion d'aire de répartition naturelle d'une espèce. (Satha Y. A., 2019).

1.1.3 Espèce exotique :

(syn. introduite) : espèce allochtone libérée intentionnellement ou accidentellement par l'Homme en dehors de son aire de répartition naturelle. Espèce ayant franchi une barrière géographique suite à l'action de l'Homme. L'espèce reste « introduite » tant qu'elle ne parvient pas à se maintenir dans son nouvel écosystème, du fait d'une reproduction insuffisante. (Satha Y. A., 2019).

1.1.4 Espèce acclimatée :

Désigne un taxon qui peut se reproduire occasionnellement en dehors de son aire de culture ou de captivité dans une région donnée et qui finit par s'éteindre car il n'y a pas de population viable dans la nature sans intervention humaine (Richardson *et al.* 2000; Pyšek *et al.* 2004; Copp *et al.* 2005). (Thévenot J & Coords., 2013).

1.1.5 Espèce naturalisée :

(syn. établie) : espèce introduite rencontrant des conditions écologiques favorables à son implantation durable dans le temps et sur le territoire d'accueil. Son établissement est indépendant de l'Homme. Elle se reproduit régulièrement dans sa nouvelle aire géographique et se maintient à long terme. Le délai de naturalisation est difficile à évaluer. (Satha Y. A., 2019).

1.2 Une espèce envahissante :

Espèce introduite (volontairement ou accidentellement) par l'Homme, dans un nouveau territoire hors de son aire de distribution naturelle, dont l'implantation et la propagation menacent les écosystèmes, les habitats ou les espèces indigènes avec des conséquences sur les services écologiques² et/ou socio-économiques et/ou sanitaires négatives. (www.actu-environnement.com/media/pdf/news-26931-sep-exotiques-envahissantes-general.pdf).

La définition de la Stratégie européenne relative aux espèces exotiques envahissantes (Conseil de l'Europe) définit une espèce exotique comme *une espèce, sous-espèce ou un taxon de rang inférieur, introduit hors de son aire de répartition naturelle, passée ou présente. L'introduction ou la propagation menace la diversité biologique*. La définition inclue toutes les parties, graines, œufs ou propagules d'espèces de ce type qui pourraient survivre et se reproduire (Genovesi & Shine., 2003). (<http://eee.mnhn.fr/rappel-de-quelques-notions/>)

1.3 : Phases de l'invasion biologique :

De nombreuses exemples montrent qu'une espèce animale ou végétale arrivant « trop rapidement » dans son nouvel environnement (en général déjà perturbé par une pollution, une destruction des habitats naturels) peut avoir des effets plus ou moins marqués sur la nature (biodiversité). Les introductions d'espèces par l'Homme, se sont vues amplifiées depuis que l'Homme a développé considérablement des moyens de transport, permettant ainsi de nombreux échanges à travers le monde (mondialisation). (<http://eee.mnhn.fr/rappel-de-quelques-notions/>).

Ce n'est que lorsqu'une espèce introduite dans la nature rencontre des conditions favorables à son implantation, qu'elle se naturalise (c'est-à-dire qu'elle peut se reproduire de manière autonome sans intervention humaine) et qu'elle prolifère tout en étendant son aire de distribution (cas par exemple du Ragondin ou du Frelon asiatique, ou du Moustique tigre) qu'elle peut devenir invasive. En général cette espèce peut avoir des effets plus ou moins marqués sur les milieux naturels ou sur d'autres espèces. On parle alors « d'espèce exotique envahissante EEE » (ou d'espèce invasive). Il faut rappeler que c'est également un abus de langage de dire qu'une « espèce » est invasive. En effet, il s'agit d'individus d'une espèce ou des populations d'une espèce qui développent un caractère invasif sur un territoire donné. Ce n'est pas l'espèce dans son ensemble (<http://eee.mnhn.fr/rappel-de-quelques-notions/>).

1.3.1 Phase Introduction :

Elle correspond au transport et à l'import d'une espèce, par le biais de l'Homme, dans une zone qu'elle n'est pas capable de coloniser naturellement à cause de la distance qui sépare cette zone de son aire de répartition naturelle. C'est durant cette phase que l'espèce est la plus fragile, soit par manque d'adaptation au nouveau milieu, soit par diversité génétique trop faible. (Poggi J., 2013).

1.3.2 Phase établissement :

Durant cette phase, l'espèce parvient à s'adapter aux différentes conditions environnementales du milieu et se reproduit en populations viables. Le nombre d'individu devient alors suffisamment important pour que l'espèce perdure. La phase de latence présente entre le moment de l'introduction et le moment de la prolifération de l'espèce est plus ou moins longue en fonction d'un ensemble de facteurs intrinsèques à l'espèce et de facteurs environnementaux. (Poggi J., 2013).

1.3.3 Phase Prolifération :

Cette étape est caractérisée par une croissance exponentielle de la population, aboutissant à une explosion démographique de l'espèce. C'est souvent à ce moment là que l'espèce devient détectable et que les moyens de lutte sont mis en œuvre. La population cessera alors de croître et se stabilisera uniquement lorsqu'elle aura atteint un seuil limite d'invasion, fixé par les ressources et l'espace disponible. Ainsi, pour une plante envahissante, cela signifie une occupation totale du milieu qui lui est propice. (Poggi J., 2013).

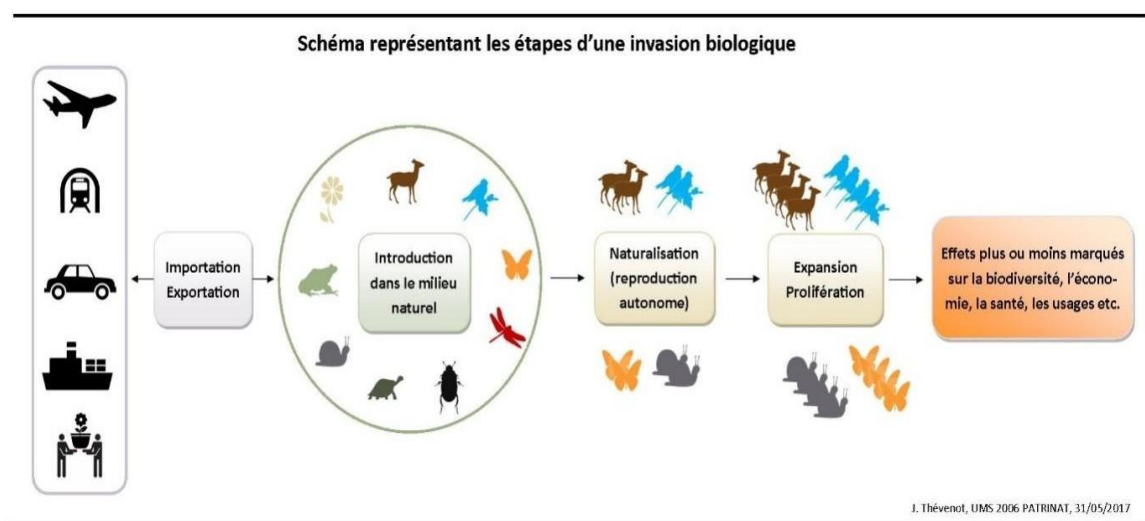


Figure 01: Schéma des différentes étapes d'une invasion biologique

(<http://eee.mnhn.fr/wp-content/uploads/sites/9/2017/06/sch%C3%A9ma-invasion-biologique2.jpg>)

1.4 : Espèces exotiques envahissantes végétales et animales en Algérie :

Le tableau 01 représente quelques espèces envahissantes exotiques parmi les plus néfastes, existe des variétés d'espèces qui ont d'incroyables capacités, non seulement pour voyager de manière ingénieuse, mais également pour s'établir, prospérer et dominer dans d'autres milieux.

Tableaux 01 : les espèces exotiques envahissantes en Algérie.

Espèces exotique envahissantes en Algérie	
• <i>Acacia saligna</i> • <i>Acanthus mollis</i> • <i>Aegilops triuncialis</i> • <i>Alnus glutinosa</i> • <i>Ammophila arenaria</i> • <i>Ammotragus lervia</i> • <i>Anas platyrhynchos</i> • <i>Anser anser</i> • <i>Arundo donax</i> • <i>Asparagus officinalis</i> • <i>Branta canadensis</i> • <i>Brassica tournefortii</i> • <i>Bromus rubens</i> • <i>Bubulcus ibis</i> • <i>Butomus umbellatus</i> • <i>Cardamine flexuosa</i> • <i>Centaurea melitensis</i> • <i>Centaurea solstitialis</i> • <i>Ceratitis capitata</i> • <i>Clarias gariepinus</i> • <i>Clematis vitalba</i> • <i>Codium fragile ssp. tomentosoides</i> • <i>Columba livia</i>	• <i>Prosopis</i> • <i>Psidium guajava</i> • <i>Ranunculus ficaria</i> • <i>Rhamnus alaternus</i> • <i>Rhamnus cathartica</i> • <i>Ricinus communis</i> • <i>Rumex obtusifolius</i> • <i>Sabella spallanzanii</i> • <i>Sagina procumbens</i> • <i>Salsola tragus</i> • <i>Senecio vulgaris</i> • <i>Sparus aurata</i> • <i>Tamarix aphylla</i> • <i>Tomicus piniperda</i> • <i>Trapa natans</i> • <i>Triadica sebifera</i> • <i>Trifolium repens</i> • <i>Trogoderma granarium</i> • <i>Tussilago farfara</i> • <i>Typha latifolia</i> • <i>Veronica serpyllifolia ssp. serpyllifolia</i> • <i>West Nile virus</i> • <i>Yersinia pestis</i>

• <i>Crocidura suaveolens</i> • <i>Ctenopharyngodon idella</i> • <i>Cyprinus carpio</i> • <i>Erodium cicutarium</i> • <i>Esox lucius</i> • <i>Eupatorium cannabinum</i> • <i>Frangula alnus</i> • <i>Genetta genetta</i> • <i>Genista monspessulana</i> • <i>Miconia calvescens</i> • <i>Micropterus salmoides</i> • <i>Mytilus galloprovincialis</i> • <i>Natrix maura</i> • <i>Newcastle disease virus (NDV)</i> • <i>Oreochromis mossambicus</i> • <i>Oxyura jamaicensis</i> • <i>Panicum repens</i> • <i>Populus alba</i> • <i>Porphyrio porphyrio</i>	• <i>Cyprinus carpio</i> • <i>Hedera helix</i> • <i>Helix aspersa</i> • <i>Hypericum perforatum</i> • <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> • <i>Hypophthalmichthys nobilis</i> • <i>Imperata cylindrica</i> • <i>Iris pseudacorus</i> • <i>Lepidium latifolium</i> • <i>Lotus corniculatus</i> • <i>Luzula campestris</i> • <i>Lymantria dispar</i> • <i>Lythrum salicaria</i> • <i>Paratrechina longicornis</i> • <i>Phalaris arundinacea</i> • <i>Pinus pinaster</i> • <i>Poecilia reticulata</i>
--	---

<http://www.iucngisd.org/gisd/search.php>

1.4.1 : Quelques espèces exotiques envahissantes :



Figure 02 : *Bubulcus ibis* © [John C. Avise](#).



Figure 03 : *Frangula alnus*

(http://www.blasek.com/frangula_alnus_6278.html)



Figure 04 : *Cyprinus carpio*

<http://www.naturfoto-cz.de/karpfen-foto-1073.html>



**Figure 05 : *Acacia saligna*
(Labill.) H.L. Wendl., 182.**

1.5. Menaces sur la biodiversité

Les espèces exotiques envahissantes sont à l'origine d'impacts majeurs aux niveaux environnemental, économique et sanitaire et constituent un enjeu d'ampleur mondiale. Elles affectent tous les écosystèmes et il n'y a guère de pays qui ne doivent faire face aujourd'hui à des difficultés croissantes causées par ces espèces (<https://especes-envahissantes-outremer.fr/linitiative/>).

Si on importe une plante exotique en laissant derrière ses ennemis, elle devient plus compétitive que les espèces indigènes qui, elles, ont leur cortège d'ennemis naturels. Les plantes exotiques envahissantes possèdent des caractéristiques qui facilitent leur propagation rapide, comme une abondante production de graines ou une croissance rapide. Il est important de bien faire la distinction entre les niveaux d'envahissement des plantes exotiques. Les plantes traitées ici ont le potentiel d'exercer un impact sur la diversité des communautés végétales lorsqu'elles occupent plus de 60 à 80 % du couvert végétal. Pour les autres plantes citées, le niveau du caractère envahissant est toujours spécifié.¹² L'envahissement par les plantes exotiques à caractère envahissant a un impact planétaire connu. L'augmentation de ce problème sur les habitats naturels oblige une plus grande participation à des activités de surveillance de leur prolifération. La perte d'une espèce peut être tout à fait naturelle, mais le taux actuel d'extinction des espèces est de plusieurs centaines de fois supérieur au taux naturel. Parmi les menaces graves pour la biodiversité, l'impact croissant des activités humaines sur l'environnement (perte et destruction d'habitats) est le problème le plus fréquent

à la menace des espèces (pour 85 % des espèces en péril), par exemple, la conversion des forêts en terres agricoles destinées aux cultures et au pacage. L'impact des espèces exotiques envahissantes est au deuxième rang (menace 49 % des espèces en péril), suivi de la pollution (24 %), de la surexploitation (17 %) et des maladies (3 %). L'impact des espèces exotiques provient souvent d'une série d'interactions avec d'autres facteurs, et ces interactions peuvent être complexes.¹³ Étant donné les nombreux plans possibles de menace à la biodiversité, on conclut que les espèces exotiques sont, après la destruction des habitats, la plus grave cause de la perte de diversité biologique, dont l'extinction locale d'espèces.

Menaces que représentent les espèces animales et végétales exotiques Pour nombre d'espèces en danger ou en voie de disparition, les espèces exotiques envahissantes représentent une grave menace. On estime que la compétition, entre des plantes exotiques envahissantes et des plantes en péril au Canada, a un effet néfaste sur 16 % de ces dernières. Par exemple, des espèces indigènes, telles que l'aster divariqué, le ginseng à cinq folioles et le stylophore à deux feuilles sont toutes menacées par l'invasion de l'alliaire officinale, une espèce introduite. Bien que les insectes et les agents pathogènes exotiques aient des effets plus prononcés sur les habitats naturels, cette plante vasculaire devient de plus en plus évidente à mesure que la fragmentation des habitats s'accroît. Les routes et les déplacements humains favorisent la propagation des espèces de plantes nuisibles.

➤ **Les répercussions sur la flore indigène sont de trois types :**

- **Effets écologiques Altération des habitats** Lorsqu'elles changent la structure ou la composition d'un habitat, les espèces exotiques envahissantes le rendent inadéquat pour d'autres espèces. Cela affecte l'agriculture et les écosystèmes naturels. On nomme ce processus la perturbation de l'habitat. Comme tellement d'espèces sont si étroitement associées à des habitats bien particuliers, l'impact d'une espèce introduite provoquant une altération prononcée de l'habitat peut se répercuter sur l'ensemble de la communauté vivant dans cet habitat. Le bigorneau en est un exemple. Ce gastéropode (escargot) dévore les algues croissant sur les rochers et les rhizomes des graminées des marais. Il transforme donc les milieux habités en zone dégagée, plus pauvre en termes de valeurs écologiques. La prolifération des espèces envahissantes peut donc modifier certaines caractéristiques du milieu, comme l'inflammabilité, le taux d'assimilation du

carbone, la teneur du sol en éléments nutritifs ainsi que l'aptitude à servir d'habitat pour les espèces animales indigènes.

- **Prédation** : Certaines espèces exotiques envahissantes peuvent entraîner le déclin de populations indigènes en étant des prédateurs et des herbivores agressifs – défoliant et sur broutant les pâturages de plantes indigènes ou s'attaquant aux animaux indigènes. De nombreuses espèces exotiques se nourrissent d'espèces indigènes, causant parfois leur extinction à l'échelle locale ou même planétaire. Bien que les répercussions écologiques causées par certaines espèces introduites comme le bigorneau soient énormes en ce qui a trait à l'altération des habitats, ce sont les pertes économiques infligées par les herbivores, en particulier divers insectes ravageurs des cultures et des forêts, qui retiennent le plus l'attention. La présence de la spongieuse européenne depuis 1869 est un exemple de prédation par herbivorie. Cet insecte ravageur (chenille) a plus de 500 hôtes dont le chêne, le bouleau à papier, le mélèze, le tilleul, le saule, l'érable à feuilles composées, le peuplier, le pommier et l'aulne rugueux sont ses essences de prédilection. Parmi celles-ci, les défoliations de l'insecte ont causé un taux de mortalité pouvant atteindre 90 %.
- **Concurrence ou compétition** : Dans de nombreux cas, des espèces exotiques envahissantes surpassent les espèces indigènes dans la compétition pour l'espace, l'eau, la nourriture et d'autres ressources essentielles telle la lumière. De plus, les espèces exotiques se reproduisent souvent de façon plus prolifique que les espèces indigènes, les dépassant ainsi rapidement en nombre. Cela s'explique par le fait qu'une espèce exotique est généralement introduite dans un milieu sans son cortège d'ennemis naturels. La compétition peut être une source d'interférence. C'est le cas quand les individus d'une espèce empêchent ceux d'une deuxième espèce d'amasser des ressources, en se battant, par exemple, ou en ayant recours à l'intimidation, ou encore lorsque deux espèces se font concurrence pour une ressource peu disponible. Dans ce dernier cas, la concurrence peut s'exercer entre deux espèces même si ces dernières n'entrent jamais en contact l'une avec l'autre (par exemple, espèce diurne et espèce nocturne consommant la même nourriture). Par exemple, notons que l'écureuil roux, indigène, a grandement souffert de l'arrivée de l'écureuil gris, plus efficace dans sa recherche de nourriture. Effets génétiques

- **Hybridation** : Dans certains cas, des espèces exotiques envahissantes affaiblissent la base génétique d'espèces indigènes en se croisant avec elles, un phénomène que l'on nomme hybridation. Les espèces exotiques peuvent graduellement modifier une espèce indigène, parfois même au point d'entraîner la disparition de ses caractéristiques distinctives en s'hybridant avec elle. C'est le cas des cinq espèces de truites indigènes qui sont hybridées par l'arrivée de la truite arc-en-ciel. Leur bagage génétique ressemble de plus en plus à celui de l'espèce exotique. Homogénéisation des écosystèmes Les espèces exotiques envahissantes peuvent causer une baisse du nombre d'espèces indigènes au point d'envahir complètement un milieu. La salicaire pourpre est une plante qui démontre bien cette homogénéisation. D'abord parce qu'elle remplace les plantes indigènes pour s'établir en monoculture et ensuite parce qu'elle est très voyante.
- **Effets pathologiques Maladies** : Certaines espèces exotiques envahissantes ont des maladies alors que d'autres en sont les vecteurs (transporteurs). Ces maladies peuvent avoir des effets toxiques, directs ou indirects, sur les humains et le bétail. Parasites Parfois, des espèces exotiques envahissantes vivent aux dépens, ou parasitent, des espèces indigènes, les affaiblissant ainsi considérablement sans nécessairement les tuer. C'est le cas de la lamproie marine introduite dans les Grands Lacs suite à la construction du canal Welland qui permet aux bateaux de contourner les chutes Niagara. En plus de l'impact considérable qu'ils peuvent avoir à l'échelle des écosystèmes, les agents pathogènes introduits peuvent avoir des effets plus pointus pour quelques espèces. (Racette B., 2006).

1.6 Impacts écologiques

Les impacts écologiques des introductions d'espèces qui ont eu lieu dans le monde n'ont pas encore été tous ressentis et encore moins compris complètement (Strayer *et al*, 2006). Étant donné la grande variété de façons dont les EEE peuvent affecter l'écosystème ou le biote envahi, on ne peut espérer passer en revue tous les impacts existants dans un seul document (Lockwood *et al*, 2007). Il est toutefois possible de diviser les divers impacts écologiques des EEE en plusieurs catégories. Ces impacts peuvent être observés à l'échelle des individus, des populations ou des communautés, mais aussi au niveau du paysage, des processus écosystémiques ainsi que de la génétique des espèces indigènes (Parker *et al*, 1999). (Vachon A., 2014).

1.7 Impact économique

Les impacts écologiques des EEE se traduisent généralement en des conséquences économiques importantes (Mack *et al*, 2000). On peut classer ces conséquences économiques en deux catégories principales (Mack *et al*, 2000).

Premièrement, on retrouve les impacts directs, c'est-à-dire les pertes du potentiel de production économique des systèmes d'agriculture, de pêche, de foresterie ou bien encore de champs destinés au pâturage (Mack *et al*, 2000). Par exemple, Pimentel *et al* (2000) ont calculé que les plantes exotiques envahissantes coûtent environ 27 milliards de dollars par année au domaine de l'agriculture. Ces pertes se traduisent entre autres par une augmentation des coûts d'opérations et une diminution des revenus ainsi qu'à une réduction de la valeur des terres (Shine *et al*, 2005). D'autres impacts économiques directs des EEE incluent le blocage des voies navigables, le colmatage et l'abrasion de canalisations, la destruction de maisons et de jardins ainsi que la propagation de maladies ou de parasites du bétail (Mooney *et al*, 2005). Ce ne sont évidemment que quelques exemples, mais ceux-ci illustrent bien l'étendue des impacts que peuvent avoir les EEE pour les activités importantes des sociétés humaines.

Deuxièmement, pour tenter de réduire les coûts du premier type d'impact, des mesures de lutte aux EEE doivent être instaurées. Ces dernières engendreront des coûts plus ou moins importants selon les méthodes mises en place et l'ampleur du problème visé par ces méthodes (Office of Technology Assessment, 1993). Ces différentes méthodes seront présentées dans le chapitre suivant.

Bien qu'il existe plusieurs exemples où les dommages causés par des EEE sont difficiles à prouver, dans la plupart des cas, leurs impacts sont évidents (Mooney *et al*, 2005). Une EEE qui étend son aire de distribution dans une nouvelle région et qui a des impacts négatifs importants sur une économie locale est généralement facilement identifiée et ciblée par des mesures de lutte (Mooney *et al*, 2005). Plusieurs cas sont généralement bien décrits au niveau local et régional, mais un manque de données complètes, notamment au niveau des connaissances sur les espèces existantes sur Terre, empêche de quantifier précisément les dommages des espèces envahissantes à travers le monde (Pimentel *et al*, 2001). Néanmoins, on a estimé que le coût des dommages reliés aux invasions à l'échelle globale des invasions biologiques serait de 1,4 billion de dollars américains par année, soit 5 % de l'économie mondiale (Pimentel *et al*, 2001). Toutefois, étant donné le manque de données, ce chiffre correspondrait à une sous-estimation du montant réel (Pimentel *et al*, 2001). Effectivement, une des difficultés reliées à de telles estimations provient du fait que le coût total des invasions inclut d'innombrables composantes, la plupart étant sujettes à des erreurs de mesures considérables (Perrings *et al*, 2000). La perception des coûts des invasions est aussi limitée par le fait que plusieurs invasions ont lieu de manière non détectée et ont des impacts initiaux très limités (Mcneely, 2001). (Vachon A., 2014)

1.8 Impact sanitaire

La conséquence sociale la plus importante découlant des invasions biologiques est sans aucun doute la menace à la santé humaine (Mcneely, 2001). En effet, les EEE peuvent avoir des impacts dévastateurs sur la santé humaine en agissant comme vecteurs de maladies (p. ex. la peste bubonique) ou en affectant directement la santé (p.ex. plantes qui provoquent des lésions de la peau ou des problèmes de respiration à cause du pollen) (Mcneely *et al*, 2001; European Environment Agency, 2012). La plupart des maladies infectieuses proviennent d'EEE; elles ont donc été dispersées par l'humain (Vitousek *et al*, 1997; Delfino & Simmons, 2000). La perte de biodiversité qui résulte d'introductions d'EEE peut aussi mener à l'inhibition ou à la disparition de l'utilisation culturelle de ressources biologiques ainsi que de pratiques, d'innovations et de connaissances traditionnelles (Ladio & Lozada, 2001; Mcneely, 2001). De plus, puisque la perception humaine fait partie intégrante de la question des impacts qu'ont les EEE (Williamson, 1996), la gestion de ce problème implique inévitablement des conflits d'intérêts entre les différents secteurs de la société (Vachon A., 2014).

Chapitre 2
Présentation du modèle biologique
*d'étude *Acacia mearnsii**
DE WILD, 1925

2.1 Taxonomie

Acacia mearnsii est un arbre à croissance rapide de la famille des légumineuses (qui fixe l'azote). Originaire d'Australie, il est souvent utilisé comme source de tanin dans un but commercial ou comme source de bois de chauffage par les communautés locales. il menace les habitats en concurrençant la végétation indigène, en remplaçant les communautés d'herbacées, en réduisant la biodiversité indigène et en augmentant les pertes en eau.

(www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&sts=sss&si=51&lang=fr)

➤ Classification :

- **Domaine** : Biota
 - **Règne** : Plantae Haeckel, 1866
 - **Sous-Règne** : Viridaeplantae
 - **Infra-Règne** : Streptophyta John, Williamson & Guiry, 2011
 - **Classe** : Equisetopsida C.Agardh, 1825
 - **Clade** : Tracheophyta Sinnott ex Cavalier-Smith, 1998
 - **Clade** : Spermatophyta
 - **Sous-Classe** : Magnoliidae Novák ex Takht., 1967
 - **Super-Ordre** : Rosanae Takht., 1967
 - **Ordre** : Fabales Bromhead, 1838
 - **Famille** : Fabaceae Lindl., 1836
 - **Sous-Famille** : Caesalpinioideae DC., 1825
 - **Tribu** : Mimoseae Bronn, 1822
 - **Genre** : Acacia Mill., 1754 [nom. cons.]
 - **Espèce** : Acacia mearnsii De Wild., 1925

https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/79700/tab/taxo

2.2 Nomenclature espèces

Le nom vernaculaire anglais black wattle fait référence au caractère sombre de l'écorce et du feuillage, qui reste en fait commun à de nombreux acacias. En ont directement découlé les appellations étrangères acacia *negra* (Brésil) et swartwattelboom (Afrique du Sud). A la fin du 19ème et au début du 20ème siècle, cet arbre était couramment désigné en français sous le nom d'acacia tannifère mais cette appellation n'est plus d'usage

aujourd'hui. Le nom spécifique rend hommage au chirurgien Edgar Alexander Mearns (1856-1916), collecteur du spécimen type prélevé au Kenya (Hall et Johnson, 1993). Le nom d'auteur est celui du botaniste De Wildeman. La nomenclature d'*A. mearnsii*, remaniée plusieurs fois, prête beaucoup à confusion. On a d'abord distingué plusieurs variétés (*normalis*, *dealbata*, *lanigera*, *Leichardli*, *mollis*) au sein d'une même espèce nommée *decurrens*, désignée ainsi par la présence d'excroissances linéaires courant le long des branches ou des jeunes tiges (Von Mueller, 1877). La variété *A. decurrens* var. *mollis* (ou *mollissima*, ou bien encore *mollissima paniculata*) (Ewart, 1925) n'a été considérée comme une espèce à part entière (*mearnsii*) qu'en 1949. Les écrits antérieurs à cette date restent donc à utiliser avec les précautions qui s'imposent (Tassin J., 2002).

2.3 : Données biologiques et écologiques :

2.3.1 : Description d'*Acacia mearnsii* :

Acacia mearnsii est nommé tout simplement acacia à La Réunion, c'est un arbre toujours vert, dépourvu d'épines, pouvant mesurer de six à vingt mètres de haut. Généralement il a un port étalé et arrondi quand il est isolé, un port droit et mince en forme de poire inversée quand il y a plusieurs arbres.

Son tronc est droit, jusqu'à 50 cm de diamètre, l'écorce noir brunâtre, fissurée, sur les jeunes troncs elle est gris-brun et lisse. Les rameaux inermes (pas d'épines) sont anguleux, gris, verdâtre, poilus lorsqu'ils sont jeunes.

Son feuillage est persistant, les feuilles vert-olives foncées sont alternes finement velues, bipennées de 8 à 15 cm de long avec 8 à 21 paires de pennes de 2 à 5 cm de long, les folioles sont courtes de 1,5 à 4 mm et abondantes de 20 à 70.

Inflorescence capitule globuleux de 5 à 8 mm de diamètre, en grappes de fleurs selon l'axe à la base des feuilles ou terminales. Les fleurs parfumées bisexuées de couleur jaune crème pâle sont minuscules. Les fleurs sont principalement pollinisées par les abeilles.

Le fruit est une gousse plate, étroitement oblongue ou linéaire, resserrée entre les graines, pubescente, brun foncé à noirâtre à maturité.

Les graines de 3 à 14 par gousses sont ovoïdes, lisses, noires, avec un petit arille blanc jaunâtre (http://www.mi-aime-a-ou.com/Acacia_mearnsii.php)

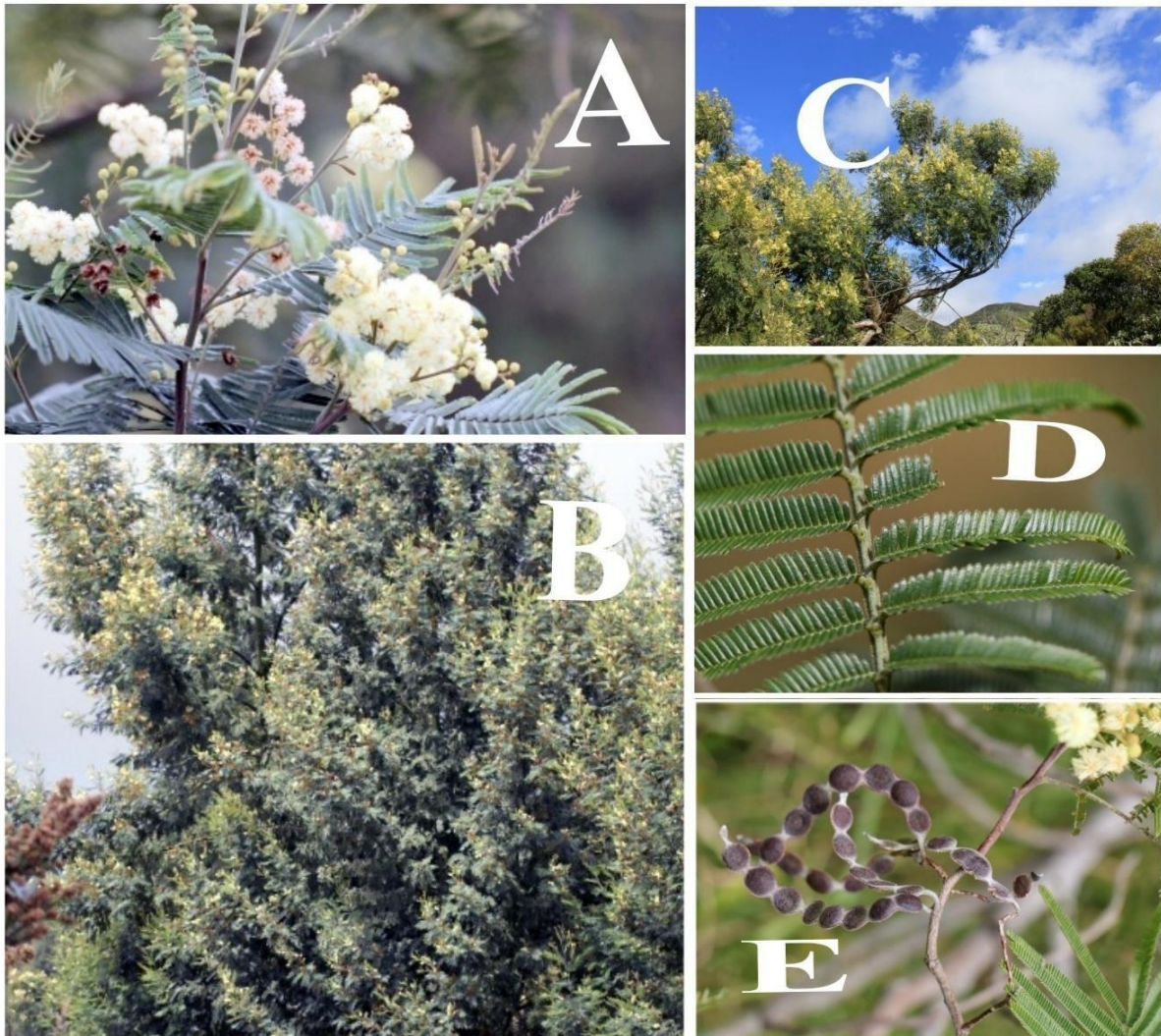


Figure 06 : Collection de photos représentant quelques traits morphologiques d'*A. mearnsii*

http://www.mi-aime-a-ou.com/photo_flore.php?id_img=7643

{(A) : fleurs globulaires jaune pâle ;(B,C) : *Acacia mearnsii* adulte ;(D) : feuille composées bipennées avec de nombreuses paires de pennes par feuilles ;(E) : gousses de l'*A. mearnsii*}

2.3.2 Exigences biologiques et écologiques

mearnsii est endémique du sud-est de l'Australie. On le rencontre dans les zones côtières ou au pied des premiers grands reliefs, depuis l'ouest de Sidney, en Nouvelle-Galles du Sud, jusqu'au sud-est de l'Australie Méridionale, ainsi que dans les basses et moyennes altitudes de la Tasmanie, entre 33° 43' et 42° 58' de latitude sud, 140° 27' et 150° 24' de longitude est. Il est principalement présent entre 850 m et le niveau de la mer mais culmine à 1070 m sur le Mont Gladstone dans les Nouvelle-Galles du Sud (Searle, 1997). La distribution actuelle ne reflète toutefois que de manière imparfaite l'aire naturelle d'origine puisque certaines populations d'*A.mearnsii* ont été considérablement affaiblies par les prélèvements de

l'homme, comme par exemple à proximité de Portland, dans l'Etat de Victoria (Searle, 1997). Sa distribution correspond à une zone fraîche à chaude et sub-humide à humide. Les températures moyennes annuelles s'étalent entre 10 et 17 °C., celles du mois le plus chaud s'élevant à 21-29 °C. Et celles du mois le plus froid s'abaissant de - 3 à 7°C. (Booth, 1988). L'espèce est exclue des territoires où la température excède 38-40°C (Searle, 1997). Les précipitations annuelles y sont en moyenne de 625 à 1000 mm, avec un minimum de 300 à 600 mm et un maximum de 1600 mm, les périodes de sécheresse pouvant être fréquentes (Boland *et al.*, 1984 ; Searle, 1997). On rencontre cet arbre sur des reliefs modérément vallonnés, préférentiellement sur des pentes orientées vers le sud ou l'est ou dans des fonds de vallées (Searle, 1997). L'espèce est plastique quant aux sols (Fairley & Moore, 1989), mais les sols forestiers assez profonds ou dérivés de schistes, à structure meuble et bien drainés, et de tendance acide à neutre (pH 4.5-7.0), lui conviennent particulièrement (Ladd *et al.*, 1976; Specht, 1972). Elle tolère assez peu les sols lourds ou superficiels, et moins encore les sols calcaires. (Tassin J., 2002).

2.4 L'air répartition

2.4.1 Origine et répartition géographique

L'acacia noir est originaire du sud-est de l'Australie aux latitudes de 35–44°S (Nouvelle-Galles du Sud, Queensland, Victoria et Tasmanie). Il a été introduit partout dans les régions tropicales et subtropicales. Il existe de grandes plantations commerciales dans le sud et l'est de l'Afrique (Kenya, Afrique du Sud et Zimbabwe), au Brésil et en Inde. Les plantations situées ailleurs sont plus petites, ou bien les introductions n'y ont pas réussi. (<https://www.prota4u.org/database/protav8.asp?fr=1&g=pe&p=Acacia+mearnsii+De+Wild>)

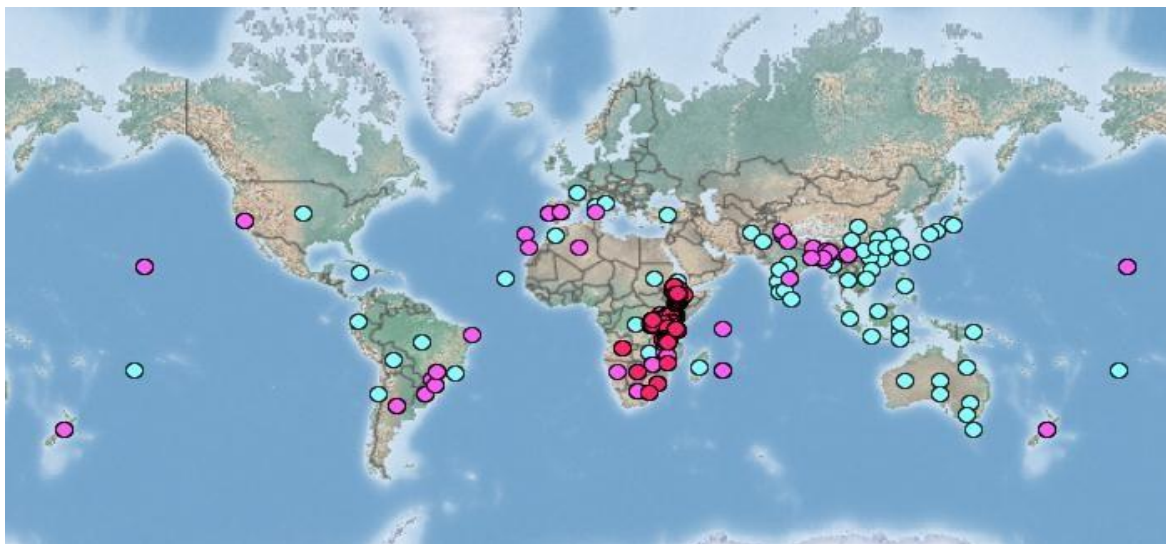


Figure 07 : répartition de l'introduction de l'*Acacia mearnsii*

<https://www.cabi.org/isc/datasheet/2326#top-page>

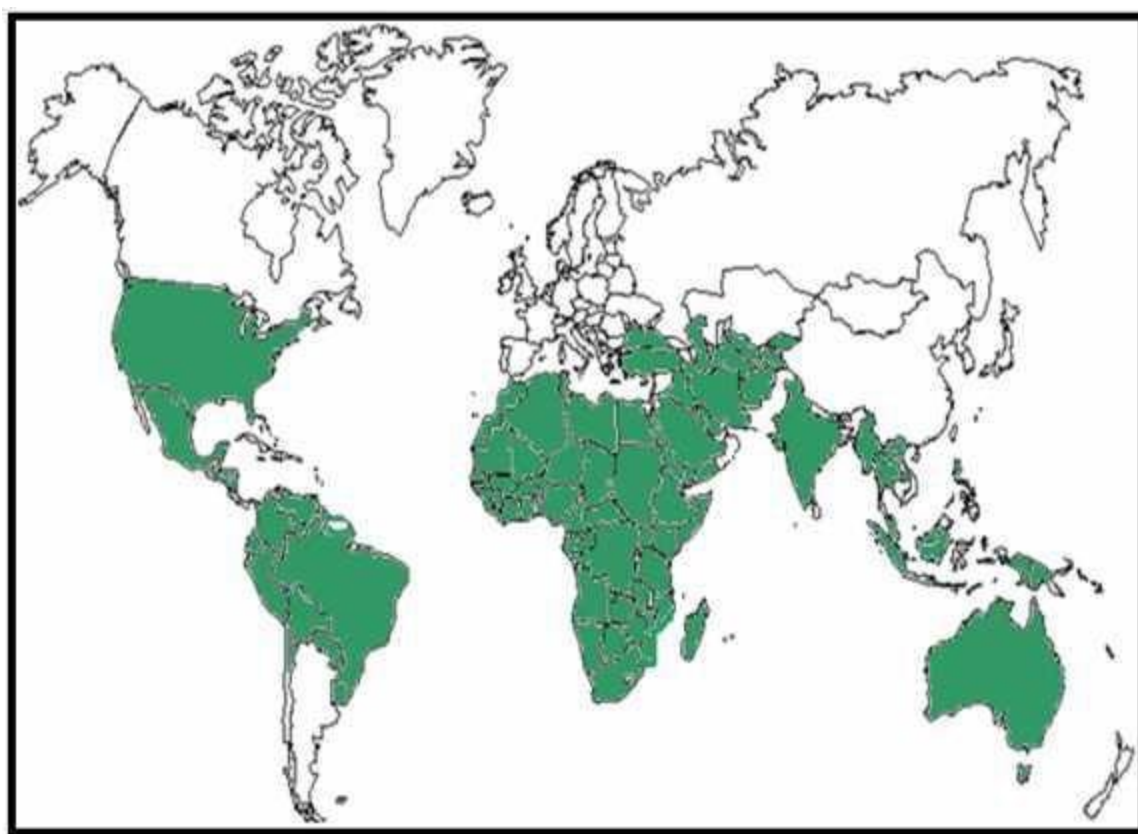


Figure 08: Aire de répartition du genre *Acacia* dans le monde (MASLIN,2003)

2.4.2 L'envahissement par de l'*Acacia mearnsii*

2.4.2.1 Dans le monde

A.mearnsii est largement cultivé comme espèce exotique dans un certain nombre de pays à travers le monde. De grandes plantations se trouvent en Afrique australe et orientale, au Brésil et en Inde. En Indonésie, les premiers essais avec cette espèce ont commencé à la fin du XVIIIe siècle. En 1933, il a été planté à l'échelle commerciale dans les zones montagneuses de Java et en 1941, une superficie d'environ 12 000 ha avait été plantée. Des plantations supplémentaires ont été établies dans les années 60 dans le sud de Sulawesi, Sumatra, Bali, en Malaisie péninsulaire et aux Philippines (Wiersum, 1991). À Hawaï, il a été introduit en 1911 en Californie (Motooka *et al.*, 2003). Il est cultivé commercialement en Afrique du Sud depuis 1886 (Deacon, 1986) et est aujourd'hui l'une des espèces exotiques les plus répandues (Henderson & Wells, 1986). Il a été introduit au Zimbabwe pour l'écorce de tan (Maroyi, 2015). Au Rwanda, il a probablement été introduit entre 1903 et 1918, le premier enregistrement officiel remontant à 1941 (Seburanga, 2015). Il a été introduit dans le parc national d'El Kala dans le nord-est de l'Algérie en 1970 et menace désormais les forêts de chênes-lièges indigènes (Boudiaf *et al.*, 2014). De nouveaux enregistrements géographiques sont encore en cours d'enregistrement dans certaines parties du monde, avec Liu Min *et al.* (2016) répertoriant une nouvelle distribution à l'aéroport de Kunming Changshui dans le Yunnan, China (<https://www.cabi.org/isc/datasheet/2326>)

2.4.2.2 En Algérie :

Acacia mearnsii (De Wild) est une légumineuse arborée d'origine australienne introduite depuis 1970 dans la subéraie du Parc National d'El-Kala, au Nord-Est de l'Algérie. Du fait de son développement rapide, cet acacia fragilise les écosystèmes du parc et présente une grande menace pour le chêne-liège

([https://www.researchgate.net/publication/265113563 Invasion d'une suberaie naturelle d'Algerie par un acacia australien Acacia mearnsii De Wild](https://www.researchgate.net/publication/265113563_Invasion_d'une_suberaie_naturelle_d'Algerie_par_un_acacia_australien_Acacia_mearnsii_De_Wild)).

2.5 Mode de propagation et de dissémination

2.5.1 Multiplication et plantation

L'acacia noir se multiplie généralement par graine, soit par semis direct au champ soit en pépinière. Le poids des graines est faible ; 1 kg contient 50 000–80 000 graines. La germination est rapide si les graines ont été prétraitées avec de l'eau très chaude (90°C). Parfois une scarification mécanique est utilisée. Les graines gardent leur viabilité plusieurs années (jusqu'à plus de 50 ans). La multiplication végétative n'est pas très efficace mais des boutures racinées, des greffes en écusson et des cultures de tissus ont réussi en Afrique du Sud. Normalement, aucune inoculation par *Rhizobium* n'est nécessaire.

Les pratiques culturales standards peuvent être utilisées pour produire les plants de pépinière. Les lieux de plantation doivent être bien préparés par labour ou scarifiage pour l'implantation, mais pour une ré-implantation la préparation du sol se limite à creuser des trous. Normalement, l'acacia noir n'est pas mélangé avec d'autres espèces parce que sa croissance rapide gêne leur développement.

(<https://www.prota4u.org/database/protav8.asp?fr=1&g=pe&p=Acacia+mearnsii+De+Wild.>)

2.5.2 Propagation

Les animaux, dispersion des graines par les bovins. Par les insectes, les fourmis récoltent les graines, elles les enterrent pour les stocker dans des endroits très dispersés. Ces graines sont enfouies prêtes pour la germination avec les prochaines pluies.

Par des personnes, La collecte des branches de bois de chauffage peut disséminer les graines.

Le transport de terre, les graines peuvent aussi se propager par le mouvement des semences du sol contaminé.

Par l'eau et le vent, les graines à tégument dur sont répartis facilement vers le bas par l'eau. Les gousses par vent cyclonique, et à la faveur du ruissellement qui se manifeste lors de pluies abondantes, parcourent Par plusieurs centaines de mètres.

Acacia mearnsii se disperse par ses graines qui peuvent rester viables pendant un maximum de 50 ans, mais il peut aussi produire des rejets de pousses basales à la suite d'un incendie. Il génère également de nombreux drageons qui se traduisent dans les fourrés constitués de clones. (http://www.mi-aime-a-ou.com/Acacia_mearnsii.php)

2.6 Utilisations

Il existe de grandes plantations commerciales en Afrique (Kenya, Afrique du Sud, Zimbabwe). C'est la principale source mondiale d'écorce à tanin. L'écorce contient de 30 à 40% de tanin de haute qualité (en matière sèche). Ce tanin sert au tannage de gros objets en cuir ou de semelles de cuir pour les chaussures. Il est aussi utilisé pour la préparation de colles de tanin formaldéhyde pour le contreplaqué ou les bois agglomérés ou stratifiés. (https://fleurs-fruits-feuilles-de.com/acacia_mearnsii.php).

2.7 Impact de l'*Acacia mearnsii* sur la biodiversité

mearnsii est signalé comme étant très compétitif et réduisant finalement la présence de végétation indigène et / ou indigène, en particulier en Afrique du Sud (De Wit, 2001 ; ISSG, 2007). Le caractère envahissant de cette espèce est en partie dû à sa capacité à produire de grandes quantités de graines à longue durée de vie. Ses feuilles et ses branches ont des propriétés allélopathiques, et Zhou et al. (2011) suggèrent que le caractère envahissant de l'arbre peut être lié à l'inhibition allélopathique de la germination des graines des espèces indigènes. À la Réunion, les plaques d'invasion d'*A. Mearnsii* sont de mauvais sites de colonisation pour les espèces végétales indigènes, l'allélopathie étant soupçonnée comme l'un des principaux facteurs de prévention de la colonisation (Tassin et al., 2009). *A. mearnsii* entre en concurrence avec la végétation indigène et la remplace et il peut également remplacer les communautés herbeuses, réduisant la capacité de charge de la terre. Dans le nord-est de l'Algérie, l'invasion par *A. mearnsii* menace les forêts de chênes- lièges (*Quercus suber*) (Boudiaf et al., 2014 ; <https://www.cabi.org/isc/datasheet/2326>) .

Chapîtrez
Présentation du la zone
d'étude

Introduction :

Le Parc National d'El Kala dans la wilaya d'El Tarf et à l'extrême Nord-est du pays, constitue un réservoir de la biodiversité, incitant à davantage d'efforts pour assurer son développement durable, sa valorisation et sa préservation.

Avec ses dix (10) zones humides dont les lacs Tonga qui s'étale sur 2.600 hectares, Oubeira (2.200 hectares), El Melah et Bleu (2.257 hectares), la Tourbière du lac noir (170 hectares) rivalisant de beauté, Le complexe abrite de nombreuses espèces d'oiseaux, poissons, amphibiens, insectes, ainsi qu'une extraordinaire flore et attire de plus en plus de chercheurs et touristes (<http://www.aps.dz/regions/69241-zones-humides-le-pnek-un-reservoir-exceptionnel-de-la-biodiversite-dans-la-meditteranee>).

3.1 Présentation Zone d'étude

Le caractère exceptionnel d'El Kala réside dans sa réserve naturelle théoriquement protégée qui laisse le visiteur de cette région admiratif et contemplateur. Créé en 1983, Le Parc National s'étend sur une superficie de 76438 ha. Situé au nord-est de l'Algérie, il est limité à l'est par la frontière algéro-tunisienne, au nord par la mer, à l'ouest par le Cap Rosa, au sud par les contreforts du djebel El Ghorra. Le Parc est composé d'une mosaïque d'écosystèmes forestiers, lacustres, dunaires et marins, lui conférant une haute valeur biologique et écologique dans le bassin méditerranéen. Sa flore, sa faune et son patrimoine culturel lui ont valu son inscription en tant que réserve de la Biosphère par l'UNESCO en 1990. Cependant, ce fleuron de la biodiversité méditerranéenne est en totale déperdition. Plusieurs aménagements touristiques et routes ont été réalisés tout autour du parc. (<http://annaba.net.free.fr/html/kala.parc.htm>).

3.2 : Situation géographique :

Le PNEK est situé à l'extrême Nord-est du Tell algérien à 80 km à l'est d'Annaba. Il est limité à l'est par la frontière algéro-tunisienne, au nord par la mer Méditerranée, à l'ouest par les plaines d'Annaba et au sud par les montagnes de la Medjerda (Fig.).

Administrativement, le PNEK est inclus dans la wilaya d'El-Taref et comprend les communes suivantes : Bouteldja, Ain El Assel, El Kala, El Aioun, Bougous, Souarekh, Ramel El Souk et Zitouna. (https://www.memoireonline.com/04/12/5661/m_etude-comparative-entre-les-proprietes-physiques-de-base-du-bois-de-pin-dAlep-et-de-pin-mariti31.html).

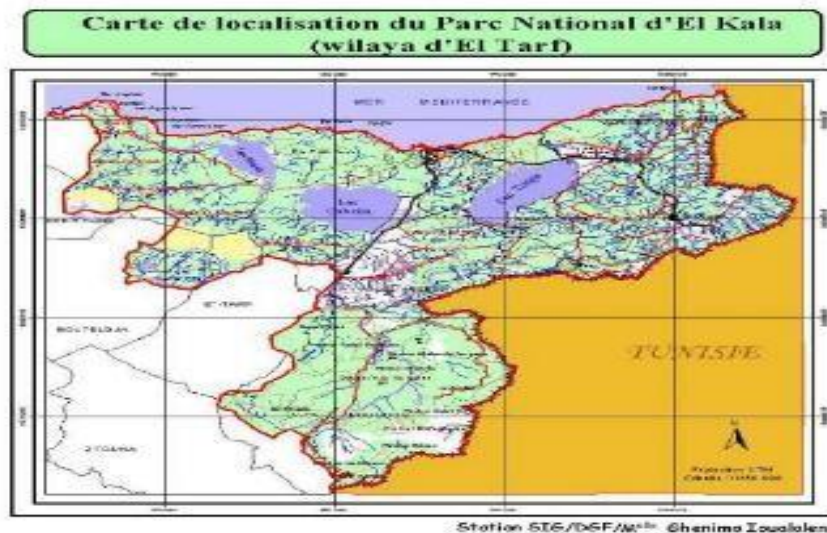


Figure 09 : Carte de situation du parc national d'El Kala (Wilaya d'El Tarf) (Benyacoub *et al*, 1998).

https://www.memoireonline.com/04/12/5661/m_etude-comparative-entre-les-proprietes-physiques-de-base-du-bois-de-pin-dAlep-et-de-pin-mariti31.html

3.3 : Topographie :

Le relief du Parc se compose d'une succession de dépressions dont certaines sont occupées par des formations lacustres ou palustres, et de hautes collines aux formes variées : dômes, escarpements, alignements de crêtes généralement couverts par une végétation dense.]3[Le

long d'une coupe Nord–Sud, le relief passe de 0 à 1200 m d'altitude. (Hamouda S & Tahar A., 2012).

D'une manière générale, le relief du parc national d'El Kala se compose dans sa partie septentrionale d'un cordon dunaire qui s'étend le long de la côte sur une distance de 40 Km, mais aussi vers le sud jusqu'au pied du Djebel Segleb, s'introduisant parfois jusqu'à 24 km dans l'arrière-pays, avec de petites éminences de relief gréseux de faible altitude. Un ensemble de collines ne dépassant pas 600 m de hauteur se situent au Nord, à l'Est et à l'Ouest de la région d'étude. Une plaine alluviale et marécageuse est adossée à ces collines (Joleaud, 1936). Selon Joleaud (1936) l'époque tertiaire se distingue par les argiles de Numidie datant de l'Éocène moyen. Ces argiles s'étalent dans le fond des vallées et en bordure des plaines, tandis que les grès de Numidie, datant de l'Éocène supérieur, reposent en concordance sur les argiles précédentes formant la masse principale des collines et la crête du djebel Ghorra. Après le tertiaire, les principales formations sont les dépôts fluviatiles constitués principalement de limons, de sables et de galets. Quant aux dunes, elles sont formées comme résultat de l'érosion marine des falaises gréseuses. (<http://medmpa.rac-spa.org/pdf/Rapports/Algerie/a.pdf>).

3.7 : La biodiversité de la région :

Diversité globale de la région d'El Kala , L'analyse et la synthèse de l'ensemble des travaux réalisés dans la région d'El Kala ont permis d'avoir une vue générale de la biodiversité marine de cette région. Cette biodiversité est de 444 espèces : 68 espèces pour la flore et 376 espèces pour la faune. Si on fait exception du zooplancton, la diversité est de 352 espèces, dont 284 espèces animales. Dans l'analyse de la biodiversité globale, le plancton ne sera pas pris en compte. (<http://medmpa.rac-spa.org/pdf/Rapports/Algerie/a.pdf>)

Chapitre 4

Matériel et méthodes

4.1 Densité et mode multiplication des acacias

4.1.1 Choix des sites

L'objectif principal de cette partie de notre travail est d'estimation de la densité des jeunes plants (semis et fourrés) d'*A. mearnsii* et leurs origines ou modes de multiplication.

Nous avons choisi 3 sites situés au sein des subéraies du Parc National d'El Kala (Fig.10). Ces sites présentent un état d'envahissement très avancé par *A. mearnsii* (Fig.11).

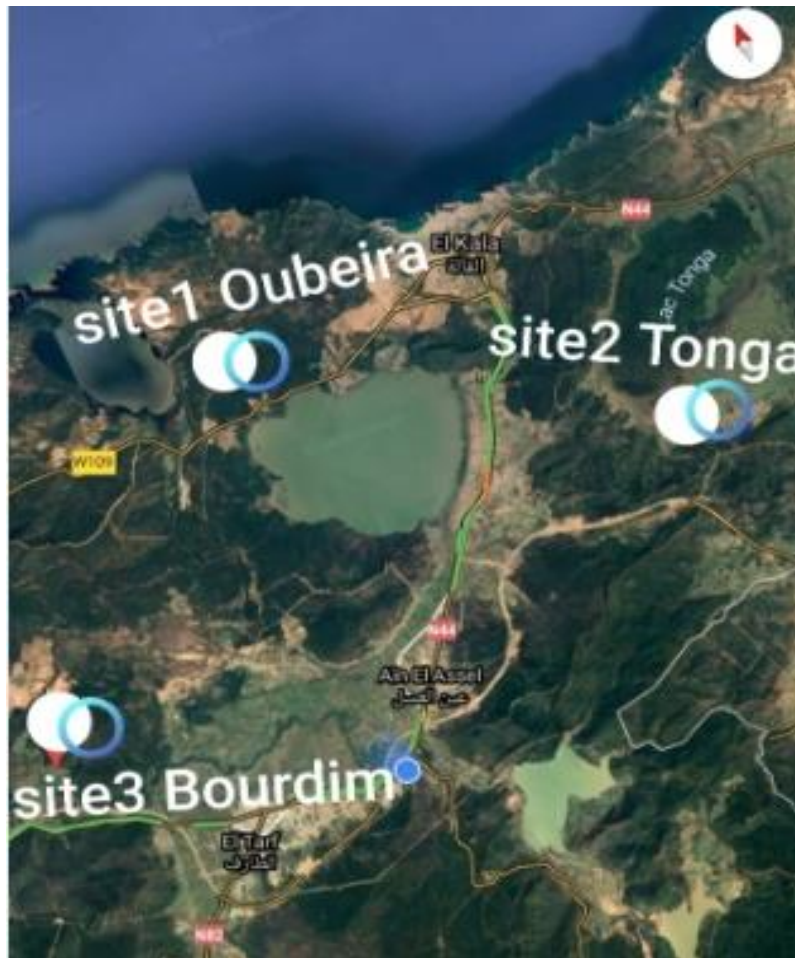


Figure 10 : la carte de localisation des 3 sites d'étude (Google Maps).



Figure 11 : localisation des trois sites d'études avec un vue satellitaire et vue réelle (©, © Belhadj) (A : Site 01 Oubeira ; B : Site 2 Tonga ; C : Site 3 Bourdim)

Le choix de ces derniers a été fait selon la présence de certaines perturbations, spécifiques à chaque site. Ces perturbations, qui peuvent expliquer cet état d'envahissement, sont représentées par les incendies, les coupes et les plantations de d'eucalyptus et d'acacia dans les subéraies dégradées. Le tableau 3 montre les caractéristiques et perturbations de chaque site.

Tableau 03 : Caractéristiques et perturbations des sites d'étude.

| Site | Lieu-dit | Caractéristiques & Perturbations |
|------|----------|--|
| 1 | Oubeira | Subéraie dégradée reboisée par Eucalyptus sp. avec quelques pieds d' <i>A.meransii</i> |
| 2 | Tonga | Subéraie dégradée envahie par <i>A. mearnsii</i> et exploitée |
| 3 | Bourdim | Subéraie incendiée en 2017 |

4.1.2 Estimation de la densité

Afin de connaître Trois grands groupes de paramètres peuvent être évalués : la quantité de végétation, la densité des individus, la fréquence du taxon.

Les évaluations de la **fréquence** de chaque espèce sont utilisables partout ; elles donnent surtout une idée de l'hétérogénéité dans la station. Les méthodes basées sur la **quantité de végétation** sont valables pour des plantes suffisamment développées.

Par contre les évaluations de la **densité** s'appliquent principalement à des plantules ou éventuellement à d'autres situations où les individus restent faciles à compter (<http://dc.plantouz.chez-alice.fr/methvgtt.htm#>).

Notre objectif à nous est d'estimer les jeunes *A. mearnsii* dans les zones envahies par cette dernière. Dans chaque site, nous avons réalisé 10 stations échantillon. Le choix de l'emplacement des stations dans chaque site a été fait au hasard vu que ces derniers présentent une grande homogénéité de la structure, de la composition et de densité de la végétation. Cette dernière étant très élevée, nous avons opté pour des stations échantillons de 1 m² (Fig. 12).



Figure 12 : Installation des placettes de 1m² (© Belhadj)

Dans chaque station échantillon, nous avons arraché tous les plants, ceci nous a permis :

- **De dénombrer le nombre total des individus.**
- **Et de déterminer l'origine du plant, est-il issu par multiplication sexuée ou par multiplication végétative (Fig.13).**

4.1.3 Origine des plants d'*A. mearnsii* ou mode de multiplication

En botanique, on distingue deux modes de reproduction ou de multiplication : la première est dénommée **multiplication sexuée**, les plants sont issus de graines. La deuxième est dite La **multiplication végétative**, appelée aussi **reproduction végétative**, est un mode de multiplication permettant aux organismes végétaux de se multiplier sans reproduction sexuée (*biogénèse végétale*).

Acacia mearnsii se disperse par ses graines qui peuvent rester viables pendant un maximum de 50 ans, mais il peut aussi produire des rejets de pousses basales à la suite d'un incendie. Il génère également de nombreux drageons.

Le **drageon** est un stolon souterrain. Il se développe non pas à partir d'une graine mais par développement d'un méristème situé sur les racines à la base ou à une certaine distance d'un arbre ou d'un arbuste. Il s'agit d'un phénomène de propagation naturelle issu de la multiplication végétative.

Au sens botanique, un **rejet** (tout nouveau « jet », terme ancien signifiant « pousse ») est une nouvelle pousse feuillée apparaissant sur une plante ligneuse à la suite d'une cassure naturelle ou d'une coupe d'origine anthropique.

Dans cette partie de notre travail, nous visons à comprendre le mode de propagation de l'*A. mearnsii* dans le Parc National d'El Kala. A cet effet, nous avons procédé à l'arrachage des jeunes plants. Pour différencier un plant d'*A. mearnsii* issu de semence ou d'un drageon, nous avons procédé à l'arrachage

manuel des plants. Si le plant possède un système racinaire complet, il est issu donc d'une reproduction sexuée. Par contre, si la racine est coupée, il s'agit dans ce cas-là de drageon. Les rejets sont faciles à reconnaître, puisqu'ils naissent sur les sujets coupés ou souches.



Figure 13 : Origine des plants d'*A. mearnsii* (© Belhadj) (A plants issu de graine, B plants issus de drageons, C rejets souche)

4.1.4 Matériel utilisé sur le terrain

Les outils utilisés pour l'acquisition des données sur le terrain sont :

- Des piquets pour la délimitation des placettes échantillon ;
- Un mètre ruban ;

- Une corde pour matérialiser les limites de la placette échantillon;

4.2 Test de germination

En plus des modes de multiplication des *A. mernsii* qui peuvent nous expliquer en partie son caractère invasif et nous aider à la mise en place d'une stratégie de lutte contre ce phénomène, nous nous sommes intéressés aussi aux facteurs naturels qui favorisent la germination des graines.

La plupart des semences d'acacia ont un tégument imperméable à l'eau, qui provoque un phénomène de dormance ; il en résulte que la germination peut s'étaler sur des mois ou même des années. Une grande proportion des graines peut devenir dormante dans le sol et les graines peuvent rester viables pendant plus de 50 ans (Dean *et al.*, 1986).

Les acacias ont des graines très dures qui peuvent rester dans le sol pendant de nombreuses années. Ils sont néanmoins très faciles à faire germer. En pépinières, on a utilisé de nombreuses techniques pour rendre les semences d'acacia perméables. La germination intervient en général rapidement une fois que le tégument a été rendu perméable. Les traitements les plus efficaces se classent essentiellement en deux grands groupes (Cavanagh 1980).

1. Traitements humides: eau bouillante ou chaude, acides, solvants organiques, alcools;
2. Traitements à sec: chaleur sèche, micro-ondes, choc, percussion, scarification manuelle ou mécanique.

Dans notre cas et afin d'éliminer les inhibitions tégumentaires, nous opté pour des traitements que les graines peuvent subir en milieu naturel, à savoir : pluie et incendie de forêts (Tab. 4).

A cet effet, nous avons choisi les traitements suivant (Tab. 4) :

- Trempage des graines dans l'eau à température ambiante pendant au moins 36 h.
- Choc thermique des graines pendant 20 s dans un four.
- Trempage des graines dans l'eau à température ambiante pendant au moins 36 h et plusieurs jours, un choc thermique des graines pendant 20 s.

Tableau 04: Scarification des graines d'*A. mearnsii*

| Lot
(100 graines x 3) | Traitement | Phénomène
dans la nature |
|--------------------------|--|------------------------------------|
| Lot 1 | Trempage des graines dans l'eau à température ambiante pendant au moins 36 h | Pluie |
| Lot 2 | Choc thermique des graines pendant 20 s | Incendies |
| Lot 3 | Trempage des graines dans l'eau à température ambiante pendant au moins 36 h

Choc thermique des graines pendant 20 s plusieurs jours après le trempage dans l'eau | Effet de la pluie et des incendies |

Le feu est un élément très important de l'évolution de la flore australienne. Les Acacias et leurs cousins proches, les Pois et les Cassias, ont géré la fréquence des incendies en développant un pelage très dur sur leurs graines. Cela signifie que la graine dans des conditions normales ne germera pas du tout, mais une grande banque de graines peut se développer dans le sol. Lorsqu'un incendie se produit, tuant très probablement la plante mère, la chaleur du feu fissure le revêtement extérieur de la graine. La prochaine fois qu'il pleut, l'humidité pénètre dans la graine et souvent une germination assez dense de la graine suivra.

Les graines d'*Acacia mearnsii* ont été récoltées en juillet 2019. Nous avons ramassées les gousses ouvertes qui étaient sur le sol ou accrochées encore sur les arbres (Fig. 14).



Figure 14 : Graines de l'année d'*A. mearnsii* (© Belhadj)

Nous avons distingué 3 lots de graines. Chaque lot correspond au traitement ou à la scarification que nous avons fait subir aux graines. Chaque lot est composé de 300 graines afin de faire 3 essais par lot.

Le 25 juin 2020, les graines ont été par la suite semées dans des alvéoles remplies de tourbes (Fig. 15).



Figure 15 : Semis des graines (© Belhadj)

Chaque 5 jour, nous procédions au comptage des graines levées (Figure 16)



Figure 16 : Suivi des semis

Afin de suivre le taux de germination des graines de notre expérimentation, nous avons établi une fiche de suivi telle que indiquée dans le tableau 05.

Tableau 05 : présenté une fiche pour chaque lot, suivi du taux germination.

| Date | Fiche de pour chaque lot, suivi du taux germination
(nombre de graines germées)
Lot (Lieu-dit) | | |
|-----------|--|---------|---------|
| | Essai 1 | Essai 2 | Essai 3 |
| | | | |
|2020 | | | |
|2020 | | | |
|2020 | | | |

Chapitre 5

Résultats et Discussions

5.1 Structure de la végétation : Densité et origine des de l'*A. mearnsii* dans les sites d'étude

Afin d'estimer la densité des *A. mearnsii* et déterminer le mode de multiplication dont sont issus ses plants envahissants, nous avons choisi 3 sites qui ont subi des perturbations d'origine anthropique. Ces perturbations diffèrent d'un site à l'autre. Rappelons que :

- Le site 1 correspond à une plantation d'Eucalyptus réalisée dans une subéraie très dégradée début des années 70, et qui se complètement envahie par *A. mearnsii* ;
- Le site 2 est une subéraie dégradée à cause des incendies répétitifs, envahie par *A. mearnsii* et exploitée par coupe rase en 2016 ;
- Le site 3 est une subéraie incendiée en 2017, envahie par *A. mearnsii*. L'apparition des premiers acacias remonte à avril 2018 (Obs. Pers.).

Dans chaque site, nous avons retenu 10 stations échantillon.

5.1.1 Densité

Le tableau(06) montre la densité moyenne estimée dans chaque site. Elle est de **45 tiges/ m²** dans le site 2 (site Tonga), **32 tiges/ m²** dans le site 1 (site Oubeira) et **13 tiges/ m²** dans le site 3 Bourdim.

Nous avons noté une densité maximale de **70 tiges/m²** au niveau du site 1(site Oubeira), de **60 tiges/ m²** dans site 2(site Tonga) et **26 tiges/ m²** au niveau du site 3(site Bourdim).

Les densités les plus faibles sont respectivement dans le site 1, le site 2 et le site 3, **19, 24 et 7 tiges/m²**

Tableau 06: Densité de l'*A. mearnsii* dans les sites d'études

| Site | Station | Densité
(tiges/m ²) | Densité
moyenne
(tiges/m ²) | Densité
(tiges/ha) |
|--------------------------|---------|------------------------------------|---|-----------------------|
| Site 1
(Site Oubeira) | 1 | 20 | 32 | 320 000 |
| | 2 | 19 | | |
| | 3 | 40 | | |
| | 4 | 70 | | |
| | 5 | 37 | | |
| | 6 | 37 | | |
| | 7 | 33 | | |
| | 8 | 41 | | |
| | 9 | 38 | | |
| | 10 | 29 | | |
| Site 2 (Site Tonga) | 1 | 55 | 45 | 450 000 |
| | 2 | 26 | | |
| | 3 | 60 | | |
| | 4 | 24 | | |
| | 5 | 76 | | |
| | 6 | 49 | | |
| | 7 | 41 | | |
| | 8 | 38 | | |
| | 9 | 51 | | |
| | 10 | 53 | | |
| Site 3
(Site Bourdim) | 1 | 13 | 13 | 130 000 |
| | 2 | 26 | | |
| | 3 | 07 | | |
| | 4 | 17 | | |
| | 5 | 08 | | |
| | 6 | 11 | | |
| | 7 | 18 | | |
| | 8 | 14 | | |
| | 9 | 09 | | |
| | 10 | | | |

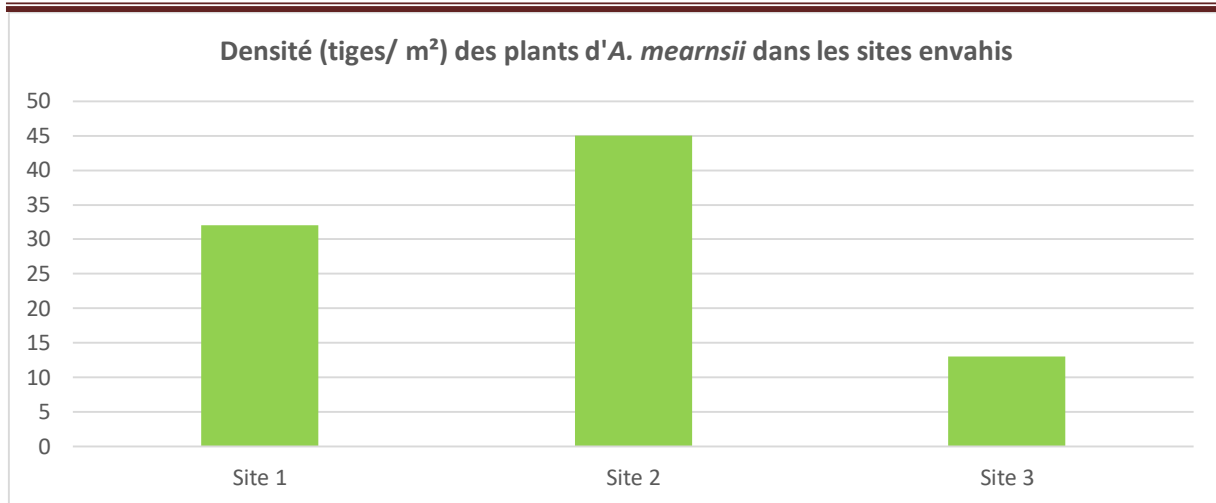


Figure14 : Densité moyenne des *A. mearnsii* dans les sites d'étude

Les densités du site 1 et du site 2 sont très proches de ceux trouvés par Kahli (2013) et Chekchaki (2019) dans la même région d'étude. Chekchaki (2019) signale une densité moyenne de plus de **50 tiges/ m²** et une densité maximum de **200 tiges/ m²**. Kahli (2013) note une densité extrême de **118 tiges/m²** et une densité moyenne de près de **44 tiges/m²**.

Dans le site 3 (site Bourdim), la densité est plus faible. Elle est de **13 tiges/m²** alors que celles du site 1 et du site 2 sont respectivement de **45 et 32 tiges/m²**. Ceci s'explique par la prolifération récente de l'acacia dans ce site, les premiers sujets sont apparus en 2018 suite à l'incendie qui a touché le site en 2017. C'est un début de prolifération qui risque de s'aggraver avec le temps.

5.1.2 Origine ou mode de multiplication de l'*A. mearnsii*

En ce qui concerne le mode de multiplication des plants d'*A. mearnsii*, l'arrachage de ces derniers nous a permis de différencier entre les plants issus de graines et ceux qui proviennent du drageonnage des racines. Les semis sont arrachés plus facilement, leurs systèmes racinaires ne cassent. Par contre, les drageons au moment de l'arrache la racine principale casse au niveau du point d'insertion avec la racine mère. Quant aux rejets, ils sont facilement reconnaissables puisque ils se développent sur la souche de la tige sectionnée (Figure 13).

Le tableau 07 montre que les modes de multiplication les plus fréquents sont la multiplication sexuée, donc par graines, et par drageonnage et ceci dans les 3 sites étudiés.

Nous avons dénombré au mètre carré jusqu'à **43** drageons et **25** semis dans le site 1(site Oubeira), et un maximum de **49** drageons et **27** semis dans le site 2(site Tonga). Dans le site 3(site Bourdim), le maximum des semis est de **23** et **8** drageons, alors que celui des rejets seulement.

Tableau 07 : Mode de multiplication des jeunes plants d'*A. mearnsii* au niveau des sites d'étude

| Site | Station | Mode de multiplication | | |
|--------------------------|---------|------------------------|--------|-------|
| | | semis | dragon | rejet |
| Site 1
(Site Oubeira) | 1 | 19 | 7 | 4 |
| | 2 | 12 | 7 | 0 |
| | 3 | 22 | 12 | 6 |
| | 4 | 25 | 43 | 2 |
| | 5 | 15 | 19 | 3 |
| | 6 | 22 | 11 | 4 |
| | 7 | 13 | 18 | 2 |
| | 8 | 19 | 18 | 4 |
| | 9 | 20 | 18 | 0 |
| | 10 | 11 | 17 | 1 |
| Fréquence en % | | 46 % | 47 % | 7 % |
| Site 2
(Site Tonga) | 1 | 15 | 39 | 1 |
| | 2 | 6 | 18 | 2 |
| | 3 | 14 | 43 | 2 |
| | 4 | 6 | 18 | 0 |
| | 5 | 27 | 49 | 0 |
| | 6 | 4 | 45 | 0 |
| | 7 | 16 | 23 | 2 |
| | 8 | 14 | 24 | 0 |
| | 9 | 26 | 24 | 1 |
| | 10 | 21 | 32 | 0 |
| Fréquence en % | | 18,5 % | 80,5 % | 1 % |
| Site 3
(Site Bourdim) | 1 | 11 | 2 | 0 |
| | 2 | 23 | 3 | 0 |
| | 3 | 06 | 1 | 0 |
| | 4 | 11 | 6 | 0 |
| | 5 | 5 | 3 | 0 |
| | 6 | 9 | 2 | 0 |
| | 7 | 9 | 8 | 0 |
| | 8 | 12 | 6 | 0 |
| | 9 | 8 | 6 | 0 |
| | 10 | 8 | 1 | 0 |
| Fréquence en % | | 67,5 % | 32,5 % | 0 % |

Le tableau 7 et la figure 15 montrent que dans les 3 sites d'études, les plants issus de graines et de drageons sont les plus abondants.

Toutefois, on remarque que dans le site 1(site Oubeira), les semis et drageons sont pareillement fréquents avec respectivement **46** et **47** %de taux de fréquence. Les rejets ne présentent que **7** %des tiges dénombrées. C'est probablement le résultat de la présence de sujets d'*A. mearnsii* que nous considérons

comme adultes du fait qu'ils sont arrivés à maturité sexuelle du fait qu'ils ont une floraison très importantes. En effet, ces arbres fournissent de grandes quantités de graines et de drageons, ce qui explique la densité très élevée que nous avons estimée à **32 tiges/ m²**.

Dans le site 2(site Tonga), le même constat que le site 1 est établi sauf que cette fois ci, les drageons sont beaucoup plus fréquents représentant **80,5 %** des plants dénombrés. Rappelons que cette parcelle qui était déjà envahie une première fois par l'*A. mearnsii* a subi en 2016 une coupe rase ce qui conduit à son envahissement une deuxième fois. La coupe a favorisée le drageonnage des souches. L'exploitation de cette parcelle a favorise une deuxième prolifération de l'*A. mearnsii* encore plus intense correspondant à **45 tiges/ m²**.

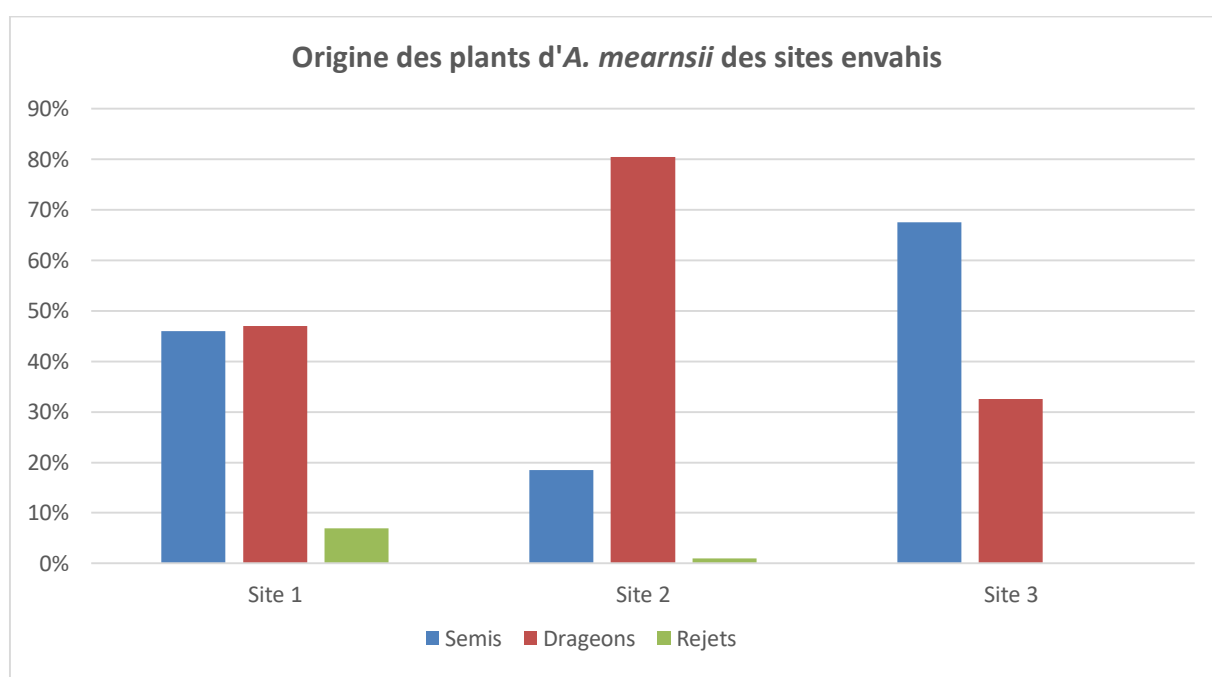


Figure 15: Origine des *A. mearnsii* dans les sites envahis

5.2 Germination des graines d'*A. mearnsii* après scarification

Nous avons suivi la germination des graines de nos 3 lots durant pratiquement deux mois, du 25 juin 2020, correspondant à la date de semis, au 20 août 2020.

Les résultats montrent que les graines commencent à germer au bout du 5ème jour après leur semis. Le 1er semis a été noté le 01 juillet 2020. Les derniers semis ont été observés le 20 août 2020 (Tab.08).

La scarification à l'eau froide donne le meilleur résultat avec un taux de germination de plus de 75 %. Par contre les graines scarifiées par choc thermique et celles scarifiées par choc thermique et à l'eau donne des résultats beaucoup plus faibles avec respectivement 21,33 % et 32 % (Tab.08)

Tableau 08: Test de germination de graines par type de scarification

| Date | Lot 1 | | | Lot 2 | | | Lot 3 | | |
|--------------------------------|-----------------------|------------|------------|----------------------------------|------------|------------|---|------------|------------|
| | Scarification à l'eau | | | Scarification par choc thermique | | | Scarification par choc thermique et à l'eau | | |
| | Essai
1 | Essai
2 | Essai
3 | Essai
1 | Essai
2 | Essai
3 | Essai
1 | Essai
2 | Essai
3 |
| <u>25.06.2020</u> | / | / | / | / | / | / | / | / | / |
| <u>01.07.2020</u> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| <u>05.07.2020</u> | 10 | 9 | 1 | 2 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0 |
| <u>09.07.2020</u> | 42 | 30 | 28 | 2 | 0 | 2 | 2 | 3 | 0 |
| <u>14.07.2020</u> | 48 | 49 | 38 | 4 | 2 | 3 | 6 | 4 | 2 |
| <u>18.07.2020</u> | 48 | 49 | 38 | 9 | 4 | 3 | 13 | 6 | 6 |
| <u>23.07.2020</u> | 66 | 84 | 59 | 9 | 6 | 3 | 25 | 22 | 11 |
| <u>28.07.2020</u> | 68 | 84 | 62 | 18 | 19 | 9 | 30 | 24 | 17 |
| <u>05.08.2020</u> | 71 | 86 | 68 | 22 | 23 | 13 | 35 | 30 | 20 |
| <u>10.08.2020</u> | 72 | 86 | 68 | 23 | 25 | 16 | 41 | 32 | 23 |
| <u>15.08.2020</u> | 72 | 86 | 68 | 23 | 25 | 16 | 41 | 32 | 23 |
| <u>20.08.2020</u> | 72 | 86 | 68 | 23 | 25 | 16 | 41 | 32 | 23 |
| Taux de germination (%) | 75,33 | | | 21,33 | | | 32 | | |

5.3 Discussion générale

L'introduction intentionnelle a été courante dans la dispersion à longue distance, *A. mearnsii* ayant été activement introduite dans de nombreux pays et continents en dehors de son Australie natale, largement plantée pour l'agroforesterie et comme espèce de plantation, en particulier pour l'industrie du tanin et le bois de feu.

(<https://www.cabi.org/isc/datasheet/2326#toplantType>).

Dans la région d'El Kala (extrême Nord est algérien), *Acacia mearnsii* De Wild. A été introduit lors des reboisements de 1970, en mélange à 20 % avec l'Eucalyptus (Chekchaki, 2020). La superficie envahie avoisine les 3 200 ha (Chekchaki, 2020). Face à tous les bénéfices attendus de l'introduction de cette espèce « miracle », aucune réflexion sur d'éventuels impacts négatifs altérant les caractéristiques de l'écosystème origine n'a été réalisée.

L'action conjuguée de plusieurs facteurs ont joué donc en faveur de la prolifération de l'*A. mearnsii*, il s'agit notamment :

- La disparition et la dégradation de la végétation native représentée par la subéraie à cause des incendies répétés. La germination à l'état sauvage, a souvent lieu après un feu ou des pluies (Cavatore, 2008).
- *A. mearnsii* est une espèce exigeante en lumière avec une croissance précoce rapide de la tige. Des taux de croissance allant jusqu'à 3 m par an sont possibles après 3 à 5 ans (Wiersum, 1991). Certains arbres fleurissent dès l'âge de 2 ans (Sherry, 1971). Les semences, au nombre de 66 000 à 110 000 par kilogramme (Duke, 1981). Après le feu, les graines germent et la reproduction végétative a lieu par rejet de souches et par drageons (Weber, 2003) (<https://www.cabi.org/isc/datasheet/2326#toplantType>).
- Dans le Parc National d'El Kala, *A. mearnsii*. Annuellement de grandes quantités de graines, avec présence d'un grand stock de graines dans le sol. Kahli (2013) a mentionné un stock de graines de près de 900 graines /m². En effet, cet acacia commence à fructifier dès l'âge de 4 à 5 ans. Si un acacia a 40 ans, le stock du sol va contenir des graines de 35 ans de fructification (Kahli, 2013). Les graines peuvent rester viables dans le sol pendant 50 à 200ans (Hunt et al., 1999), les coupes rases irréfléchies pratiquées sur les parcelles envahies les acacias a aggravé le problème, c'est le cas dans le site 2

Chekchaki (2020) mentionne que l'expansion de *A. mearnsii*, en accord avec les observations de Tassin (2002), est due à son adaptation aux conditions climatiques difficiles (la longue saison sèche dans la région), sa croissance vigoureuse avec une phase juvénile courte, sa forte production de semences dotées d'une grande longévité, l'efficacité de sa dispersion par allochorie et barochorie, et à l'absence de prédateurs.

Les densités nous semblent extrêmement élevées, elles indiquent et prouvent donc un état d'envahissement très avancé dans notre zone d'étude et témoignent clairement du caractère invasif de *A. mearnsii* dans les subéraies du Parc National d'El Kala. Et par conséquent, elles induisent, dans un premier temps, de profondes modifications de la diversité fonctionnelle des subéraies.

L'eau, les oiseaux et les mammifères peuvent disperser les graines (Weber, 2003), mais il semble y avoir une certaine divergence quant à l'identité exacte des agents de dispersion biotiques. Smith (1998) déclare que les mammifères et les oiseaux granivores ne peuvent être écartés, Cronk et Fuller (1995) citent les mammifères mais Dean et al. (1986) énumèrent l'eau seule et les autres sources excluent les oiseaux. Dans le site 3, l'origine de la présence des acacias reste inexplicée du fait de l'absence d'arbres adultes à proximité, les plus proches sont situés à quelques centaines de mètres.

Peu profondes, les racines sont souvent traçantes, Elles sont envahissantes et émettent de nombreux drageons.

L'invasion par cette espèce engendre une consommation accrue de l'eau, une acidification du sol et une augmentation du taux des nutriments, particulièrement l'azote, le phosphore, le potassium, le carbone et le manganèse (Musil et Midgley, Nyoka; Van der Waal, in Chekchaki, 2019 et 2020).

Les informations citées dans Pier (2007) notent qu' *A. mearnsii* peut envahir et perturber les pâturages, réduisant ainsi la capacité de charge et la rentabilité de l'élevage, et comme pour les autres espèces envahissantes, la lutte entraîne un coût économique. En Afrique du Sud, des pertes économiques majeures ont été calculées en raison de la réduction du ruissellement de l'eau, l'ISSG (2007) citant une perte économique annuelle estimée à 2,8 millions de dollars des plantations commerciales et des peuplements envahissants *A. mearnsii* en raison de la réduction du ruissellement de surface et diminuer la capacité de l'eau. Une analyse coûts-avantages en Afrique du Sud par de Wit et al. (2001) conclut que permettre à l'espèce de se

répandre hors des plantations entraîne environ deux fois plus de coûts que les avantages qu'elle apporte au pays dans son ensemble.

Les grandes quantités de litière déposées par cet arbre et sa fixation d'azote entraînent une augmentation de l'azote du sol et des changements dans les schémas de cycle des nutriments (Weber, 2003). *A. mearnsii* est l'une des nombreuses espèces envahissantes en Afrique du Sud qui sont considérées comme ayant augmenté l'érosion des berges du fleuve car elles sont moins bien adaptées aux crues soudaines que les plantes indigènes. Toujours en Afrique du Sud, l'empiètement d'*A. mearnsii* dans les prairies naturelles diminue les stocks de carbone du sol sur certains (<https://www.cabi.org/isc/datasheet/2326#toplantType>).

Henderson et Wells (1986) rapportent une modification des schémas de cycle de l'eau dans les prairies subtropicales d'Afrique du Sud, où moins d'eau pénètre dans le sol dans les systèmes dominés par les fourrés d'*A. mearnsii* en raison d'une plus grande interception des précipitations et du ruissellement. Cela peut conduire à un dessèchement grave du sol (Versfeld et van Wilgen, 1986). Dans l'ensemble de l'Afrique du Sud, la consommation annuelle d'eau estimée par *A. mearnsii* est estimée à environ 300 millions de m³ (Anon., 2000). En raison de la capacité d'*A. mearnsii* à former des fourrés ombragés et à jeter de grandes quantités de litière, d'autres espèces végétales sont souvent mises en concurrence et la diversité florale est par conséquent réduite là où cet arbre devient envahissant (Weber, 2003). Les infestations par *A. mearnsii* augmentent l'interception et la transpiration des précipitations, ce qui entraîne une diminution du débit.

Cette espèce est également enregistré comme étant très compétitive et réduisant finalement la présence de végétation autochtone. Le caractère envahissant de cette espèce est en partie dû à sa capacité à produire de grandes quantités de graines à longue durée de vie. Ses feuilles et ses branches ont des propriétés allélopathiques, et Zhou et al. (2011) suggèrent que le caractère envahissant de l'arbre peut être lié à l'inhibition allélopathique de la germination des graines des espèces indigènes. À la Réunion, les plaques d'invasion d'*A. mearnsii* sont de mauvais sites de colonisation pour les espèces végétales indigènes, l'allélopathie étant soupçonnée comme l'un des principaux facteurs de prévention de la colonisation (Tassin *et al.*, 2009).

Dans le cas de l'envahissement des subéraies du Parc National d'El Kala par l'*A. mearnsii*, on doit se prononcer en faveur de la réhabilitation du Chêne liège (*Quercus suber*), vue son importance sur :

- Le plan écologique : dans la région d'El Kala, le Chêne liège est dans son aire de répartition. Les subéraies renferment une grande biodiversité ;
- Sur le plan économique : le liège est un produit forestier non ligneux qui a une grande valeur économique ;
- Sur le plan social : le sous bois des forêts de chêne liège est composé de plantes fourragères, médicinales, alimentaires,.....qui génèrent des revenus pour les riverains ;

Actuellement, il n'y a aucun plan de lutte approprié et planifié. Des coupes sporadiques sont pratiquées sans aucune réflexion ce qui a généré des situations plus catastrophiques que celles de départ.

Pour la lutte, il est globalement possible d'arracher ou de faucher les petits arbres et de couper les plus gros. Pour éviter les rejets, les souches doivent faire l'objet d'attention particulière. Il est nécessaire de les badigeonner d'herbicides systémiques dans les quelques minutes qui suivent la coupe, ou de les couvrir d'un plastique noir puis de terre pour les priver de lumière. Les sites ainsi traités doivent être revisités au moins une fois par an pendant plusieurs années. Les semis, les plants provenant de drageons et les rejets pourront être arrachés en prenant soin de tirer toutes les racines et de les évacuer. Ces plants peuvent être fauchés afin d'épuiser leurs réserves (<http://www.rrgma-paca.org>).

Enfin, il existe trois catégories de méthodes de lutte contre *Acacia mearnsii*. On peut les classer ainsi :

- **Luttes mécanique et manuelles**

Les méthodes mécaniques et manuelles les plus pertinentes et qui doivent être combinées sont l'arrachage manuel des semis et des jeunes plants, ainsi que l'arrachage mécanisé des individus et des systèmes racinaires. L'arrachage des individus sans la destruction progressive du système racinaire va aggraver la situation sachant que le système racinaire de *l'Acaciamearnsii* produit beaucoup de drageons notamment après une situation de stress telle que la coupe de la partie aérienne.

L'arrachage mécanique et manuel restent les plus couramment utilisées et les plus recommandées. Elles permettent d'épuiser les réserves du plant en incitant le système racinaire à émettre des drageons et en épuisant le stock de graines dans le sol.

➤ **Luttes chimiques**

La lutte chimique consiste en le traitement des souches coupées avec des produits chimiques tel que *Triclopyr* en association avec des gas-oils et au *Glyphosate*. Ces deux produits sont utilisés aussi pour lutter contre les semis.

La lutte chimique n'est très recommandée vue la pollution générée par les produits utilisés.

➤ **Luttes biologiques**

La lutte biologique fait appelle à trois espèces. Le traitement par le charançon des semis *Melanterius maculatus*, le moucheron des fleurs *Dasineura rubiformis* et un champignon qui provoque la pourriture du bois utilisé sur les souches *Cylindrobasidium laeve*.

La lutte biologique basée sur l'utilisation d'espèces exotiques est prohibée vu le risque que ces espèces développent un caractère invasif et se comporter comme des espèces exotiques envahissantes.

En résumé, la lutte doit se baser sur deux aspects. D'abord, il faut cartographier les zones envahies selon un degré d'infestation, en identifiant les secteurs où *A. mearnsii* est :

- En prolifération
- En expansion
- En introduction
- Les secteurs à risque, donc à surveiller

Le deuxième aspect doit concerner le choix de la méthode de lutte appropriée et le mode d'intervention et ceci selon le degré d'infestation. La lutte mécanique et manuelle est la plus recommandée.

Conclusion

Conclusion

Une espèce exotique envahissante est une espèce exotique naturalisée, qui prolifère dans son nouvel habitat, s'étend géographiquement à partir de ce nouvel habitat et cause des dommages écologiques, socio-économiques et/ou sanitaires (<http://www.correze.gouv.fr/Politiques-publiques/Nature-et-environnement/Biodiversite/Les-especes-exotiques-envahissantes/Qu-est-ce-que-les-especes-exotiques-envahissantes-et-quels->)

A. mearnsii est une espèce vigoureuse fixatrice d'azote qui a une production de graines précoce et prolifique, avec une densité et une accumulation élevées de graines à longue durée de vie dans le sol, et une variété de mécanismes de dispersion potentiels, y compris l'eau, les mammifères et peut-être les oiseaux. Il cause un certain nombre de problèmes principalement environnementaux et est difficile à contrôler en raison de sa capacité à former des drageons. *A. mearnsii* est une espèce hautement envahissante et classée parmi les 100 pires envahisseurs au monde (ISSG, 2007). Elle a été classée comme envahisseur de catégorie 2 en Afrique du Sud, mauvaise herbe nuisible pour l'environnement dans le Global Compendium of Weeds, et est largement naturalisée ailleurs où elle pourrait devenir envahissante à l'avenir. (<https://www.cabi.org/isc/datasheet/2326>)

La lutte contre les espèces envahissantes peut se faire de façon directe par des moyens mécaniques (arrachage, piégeage) ou chimiques (empoisonnement), ou de façon indirecte par la lutte biologique. Dans ce dernier cas on ne cherche pas à éliminer l'espèce envahissante mais à la contenir en introduisant un facteur de contrôle. Pour mettre au point des méthodes de lutte, il faut commencer par étudier l'espèce envahissante dans son milieu d'origine, où elle est souvent discrète, pour connaître l'espèce et les facteurs qui la contiennent. Il faut ensuite tester les méthodes et en évaluer les coûts.

Quelle que soit la qualité de ces travaux préparatoires, le passage à la mise en œuvre comporte toujours une part de risque et la décision d'introduire ou non cette nouvelle espèce est toujours difficile à prendre. Toutes les méthodes ont un coût, des résultats qui ne sont pas garantis, et elles présentent des risques pour les espèces qui ne sont pas la cible de la lutte. Mais il faut ajouter à cela le problème crucial de la sensibilisation du public, car la lutte ne sert à rien si

elle est partielle et si les espèces contre lesquelles on lutte continuent à être introduites dans le milieu naturel. (<https://www.lajauneetlarouge.com/invasions-biologiques/>).

*Références
bibliographiques*

Liste des références bibliographiques

1. Boland, D.J., Brooker, M.I.H., Chippendale, G.M., Hall, N., Hyland, B.P.M., Johnston, R.D., Kleinig, D.A., Turner, J.D. (1984). Forest trees of Australia. CSIRO, National Library of Australia, East Melbourne, Australie, 687 p.
2. Booth, T.H. (1988). Climatology of *Acacia mearnsii*. 2. Homocline analysis of potential trial sites in China. *New Forests*, 2: 31-40.
3. Booth, T.H. (1988). Climatology of *Acacia mearnsii*. 2. Homocline analysis of potential trial sites in China. *New Forests*, 2: 31-40.
4. Boudiaf I, Beddiar A, Roux Cle, Prin Y, Duponnois R, 2014. Invasion d'un peuplement naturel de *Quercus suber* en Algérie par *Acacia mearnsii* originaire d'Australie. Bulletin IOBC / WPRS [Actes du Groupe de travail IOBC / WPRS "Protection intégrée dans les forêts de chênes", Avignon, France, 7-11 octobre 2013.], 101: 11-14. [Http://www.iobc-wprs.org/pub/bulletins/bulletin_2014_101_table_of_contents_abstracts.pdf](http://www.iobc-wprs.org/pub/bulletins/bulletin_2014_101_table_of_contents_abstracts.pdf)
5. Boudiaf I, Beddiar A, Roux Cle, Prin Y, Duponnois R, 2014. Invasion d'un peuplement naturel de *Quercus suber* en Algérie par *Acacia mearnsii* originaire d'Australie. Bulletin IOBC / WPRS [Actes du Groupe de travail IOBC / WPRS "Protection intégrée dans les forêts de chênes", Avignon, France, 7-11 octobre 2013.], 101: 11-14. [Http://www.iobc-wprs.org/pub/bulletins/bulletin_2014_101_table_of_contents_abstracts.pdf](http://www.iobc-wprs.org/pub/bulletins/bulletin_2014_101_table_of_contents_abstracts.pdf)
6. Boudiaf I., Beddiar A., Le Roux C., Prin Y & Duponnois R., 2014. Invasion d'une subéraie naturelle d'Algérie par un acacia australien: *Acacia mearnsii* (De Wild). *Oak Forests*, 101 : p.11-14.
7. Brown, JE (1881). 'Un traité pratique sur la culture des arbres en Australie du Sud. (Imprimante gouvernementale: Adélaïde).
8. Cavanagh, AK (1980 a). Un examen de certains aspects de la germination des acacias. *Proc., R. Soc., Vict.* 91 (1–2), 161–80.
9. Chaussat R et Deunff Y ., (1975). La germination des semences .Ed.Bordars, Paris, 232p.
10. Chekchaki, S., Beddiar, A et Zaafour, M.Dj., 2020. Cartographie par télédétection des milieux envahis par *Acacia mearnsii* De Wild. Dans l'extrême Nord-Est algérien. *Bois et Forêts des Tropiques* Vol (343) :pp5-16.

11. Copp GH, Bianco PG, Bogutskaya NG, Ers T, Falka I, Ferreira MT, Fox MG, Freyhof J, Gozlan RE, Grabowska J, Kovár V, Moreno-Amich R, Naseka AM, Peáz M, Pov M, Przybylski M, Robillard M, Russell IC, Staknas S, Šumer S, Vila-Gispert A, Wiesner C (2005) To be, or not to be, a non-native freshwater fish? *J Appl Ichthyol* 21:242–262.
12. Cronck Q.C.B. & Fuller J.L., 2001. *Plant invaders: the threat to natural ecosystems*. London, UK; Sterling, VA, USA: Earthscan Publications Ltd.
13. Cronck Q.C.B. & Fuller J.L., 2001. *Plant invaders: the threat to natural ecosystems*. London, UK; Sterling, VA, USA: Earthscan Publications Ltd.
14. De Wit MP, Crookes DJ, Van Wilgen BW, 2001. Conflits d'intérêts dans la gestion environnementale: estimer les coûts et les bénéfices d'une invasion d'arbres. *Invasions biologiques*, 3: 167-178.
15. Deacon J, 1986. Établissement humain en Afrique du Sud et preuves archéologiques de plantes et d'animaux exotiques. Dans: Macdonald IAW, Kruger FJ, Ferrar AA, eds. *L'écologie et la gestion des invasions biologiques en Afrique australe*. Cape Town, Afrique du Sud: Oxford University Press, 3-19.
16. Delfino, D. Et Simmons, P.J. (2000). Infectious diseases as invasives in human populations. In Perrings, C., Williamson, M.H. et Dalmazzone, S., *The Economics of Biological Invasions* (p. 31-55). Cheltenham, Edward Elgar.
17. European Environment Agency (2012). *The impacts of invasive alien species in Europe (Rapport technique)*. Copenhagen, EEA, 114 p.
18. Ewart, A.J. (1925). *Handbook of forest trees for victorian foresters*. Government Printer, Melbourne, 523 p.
19. Fairley, A. Et Moore, P. (1989). *Native plants of the Sidney District - an identification guide*. Kangaroo press, 432 p.
20. Ford-Robertson, FC (1948). Le prétraitement des semences forestières pour accélérer la germination. *Pour. Abst.* 10 (2–3), 153–58, 281–5.
21. Fournier A., 2018. *Modéliser et prédire les invasions biologiques : Biologie*. Université Paris-Sud, 19.
22. Genovesi. M-P. & Shine C. 2003. *Stratégie européenne relative aux espèces exotiques envahissantes. Version finale. Convention relative à la conservation de*

- la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe. Comité permanent. 23e réunion. Strasbourg : 50p.
23. Hall, N. Et Johnson, L.A.S. (1993). The names of acacias of New South Wales. Royal Botanic Gardens, Sidney, Australie, 69 p.
24. Hamouda S., Tahar A., 2012 . Apport de l'analyse spatiale dans le suivi du couvert végétal du parc national d'El-Kala, (Algérie). Rev. Sci. Technol :p.59-70.
25. Henderson L, Wells MJ, 1986. Invasions de plantes exotiques dans les biomes des prairies et des savanes. Dans: Macdonald IAW, Kruger FJ, Ferrar AA, eds. L'écologie et la gestion des invasions biologiques en Afrique australe. Le Cap, Afrique du Sud: Oxford University Press, 109-117.
26. Humair F, Edwards PJ, Siegrist M, Kueffer C (2014) Understanding misunderstandings in invasion science: why experts don't agree on common concepts and risk assessments. Neobiota 20:1–30. Doi: 10.3897/neobiota.20.6043.
27. -ISSG, 2007. Base de données mondiale sur les espèces envahissantes (GISD). Groupe de spécialistes des espèces envahissantes de la Commission de la survie des espèces de l'uicn. [Http://www.issg.org/database](http://www.issg.org/database)
28. Jean P ;Catmrine T et Giues L. ,(1998). Biologie des plantes cultivées.Ed. L'Arpers, Paris ,150p.
29. Joleaud, L. 1936. Etude géologique de la région de bône et de la calle. Bulletin de service de carte géologique de l'Algérie, II-12 ?199. (Site dans http://www.ornithomedia.com/magazine/mag-art140_2.htm
30. Kermiche N.H., Merabti R.,2018 . Comment régler le problème de germination chez l'arganier (*Argania Spinosa* .L.Skeels). Mémoire de master 2 : Biodiversité et physiologie végétale. Université Constantine 1, 16p.
31. Kolar, C.S. et Lodge, D.M. (2001). Progress in invasion biology: predicting invaders. Trends in Ecology and Evolution, vol. 16, n° 4, p. 199-204.
32. Ladd, P.G., Ladiges, P.Y. et Calder, D.M. (1976). Identification of the land-based vegetation surrounding the Gippsland lakes and lake Tyers. School of Botany, University of Melbourne, Melbourne, Australie, 18 p.

33. Ladio, A.H. et Lozada, M. (2001). Nontimber forest product use in two human populations from northwestern Patagonia: a quantitative approach. *Human ecology*, vol. 29, p. 367-380.
34. Liu Min, Yang mingyu, Song Ding, Zhang zhiming, Ou xiaokun, 2016. *Acacia mearnsii* De Wilde envahissant à Kunming, province du Yunnan, Chine: une nouvelle distribution biogéographique qui menace la sécurité des aéroports. *Neobiota*, n° 29: 53-62. [Http://neobiota.pensoft.net/articles.php?id=7230](http://neobiota.pensoft.net/articles.php?id=7230).
35. Lockwood, J.L., Hoopes, M.F. et Marchetti, M.P. (2007). *Invasion Ecology*. Malden, Blackwell Publishing, 304 p.
36. Lodge, D.M. (1993). Biological Invasions: Lessons for Ecology. *Tree*, vol. 8, n° 4, p. 133-137.
37. Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M. Et Bazzaz, F.A. (2000). Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, And Control. *Ecological Applications*, vol. 10, n° 3, p. 689-710.
38. Maroyi A, 2015. Espèces exotiques d' *acacia* au Zimbabwe: une perspective historique et écologique. *Studies on Ethno-Medicine*, 9 (3): 391-399. [Http://krepublishers.com/02-Journals/S-EM/EM-09-0-000-15-Web/S-EM-09-3-15-Abst-PDF/S-EM-09-3-391-15-384-Maroyi-AS / S-EM-09-3-391-15-384-Maroyi-AS-Tx \[13\] .pdf](http://krepublishers.com/02-Journals/S-EM/EM-09-0-000-15-Web/S-EM-09-3-15-Abst-PDF/S-EM-09-3-391-15-384-Maroyi-AS / S-EM-09-3-391-15-384-Maroyi-AS-Tx [13] .pdf)
39. Mazilak P., (1982). Croissance et développement. *Physiologie végétale II*. Hermann ed, Paris, collection Méthodes, p :465.
40. Mcneely, J.A. (2001). An introduction to human dimensions of invasive alien species. In mcneely, J.A., *The Great Reshuffling Human Dimensions of Invasive Alien Species* (p. 5-20). Gland, UICN.
41. Meyer S., Reeb C., et Bosdevix R., (2004). *Botanique, biologie et physiologie végétale*. Ed. Moline, Paris, p ;461.
42. Monty A., Mahy G., 2009. Évolution des traits d'histoire de vie lors des invasions végétales. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ*, 13 :p.450-458.
43. Mooney, H.A., Mack, R.N., mcneely, J.A., Neville, L.E., Schei, P.J. et Waage, J.K. (2005). *Invasive Alien Species-A New Synthesis*. Washington, Island Press, 368 p. (Collection Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) Series).

44. Motooka P, Castro L, Nelson D, Nagai G, Ching L, 2003. Mauvaises herbes des pâturages et des zones naturelles d'Hawaï; un guide d'identification et de gestion. Manoa, Hawaï, États-Unis: College of Tropical Agriculture and Human Resources, University of Hawaii.
45. Mueller-Dombois, D.M. (1999). Biodiversity and environmental gradients across the tropical Pacific Islands : a new strategy for research and conservation. *Naturwissenschaften*, 86: 253-261.
46. Parker I.M. et al., 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biol. Invasions*, 1, 3-19.
47. Parker, I.M., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P.M., Williamson, M.H., Von Holle, B., Moyle, P.B., Byers, J.E. et Goldwasser, L. (1999). Impact : toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions*, vol. 1, p. 3- 19.
48. Perrings, C.I., Williamson, M.H. et Dalmazzone, S. (2000). Introduction. In Perrings, C.I., Williamson, M.H. et Dalmazzone, S., *The Economics of Biological Invasions* (p. 1-13). Cheltenham, Edward Elgar Publishing.
49. Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R. Et Morrison, D. (2000). Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *Bioscience*, vol. 50, p. 53-65.
50. Pimentel, D., mcnair, S., Janecka, J. , Wightman, J., Simmonds, C., O'Connell, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T. Et Tsomondo, T. (2001). Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 84, p. 1-20.
51. Poggi J., 2013. Diagnostic des espèces exotiques envahissantes animales et végétales du territoire du PNR des préalpes d'azuer et création d'outils de sensibilisation. Mémoire de master 1 : Biodiversité Ecologie et Environnement ,12p.
52. Prinzing A., Durka W., Klotz S. & Brandl R., 2002. Which species become alien? *Evol. Ecol. Res.*, 4, 385-405.
53. Pyšek P, Richardson DM, Rejmánek M, Webster G, Williamson M, Kirschner J 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53:131–143.

54. Racette B., 2006. Gare à l'envahisseur! Des plantes exotiques à caractère envahissant en Abitibi-Témiscamingue. Québec : p.1-59.
55. Reichard S.H. & White P., 2001. Horticulture as a pathway of invasive plant introductions in the United States. *Bioscience*, 51(2), 103-113.
56. Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D. et West, C.J. (2000a). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, vol. 6, n° 2, p. 93-107.
57. -Sala O.E. *et al.*, 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287, 1770-1774.
58. Sarri D., 2016. Développement durable au sein des aires protégées Algériennes, cas du parc national d'EL-Kala et des sites d'intérêts biologique et écologique de la d'El-Tarf. Thèse Doctorat : Ecologie. Université Ferhat Abbas Sétif1 ,28.
59. Satha Y A., 2019. Polycopié support pédagogique au cours Matière: Conservation de la biodiversité et développement durable : Ecologie et Environnement. Université 8 mai 1945 Guelma, 17p.
60. Searle, S.D. (1997). *Acacia mearnsii* De Wild. (Black Wattle) in Australia. In A.G. Brown et H.C. Ko (Ed.) *Black wattle and its utilisation*. RIRDC, Kingston, Jamaïque, p. 1-12.
61. Seburanga JL, 2015. L'acacia noir (*Acacia mearnsii* De Wild.) Dans la foresterie du Rwanda: implications pour la conservation de la nature. *Journal of Sustainable Forestry*, 34 (3): 276-299. [Http://www.tandfonline.com/loi/wjsf20](http://www.tandfonline.com/loi/wjsf20).
62. Shine, C., Williams, N. Et Burhenne-Guilmin, F. (2005). Legal and Institutional Frameworks for Invasive Alien Species. In Mooney, H.A., Mack, R.N., mcneely, J.A., Neville, L.E., Schei, P.J. et Waage, J.K., *Invasive Alien Species : A New Synthesis* (p. 233-284). Washington, Island Press.
63. Soltner D., Les bases de la production végétale tome III, la plante. Ed. Collection sciences et techniques agricole , Paris, p :304.
64. Specht, R.L. (1972). *The vegetation of South Australia*. Government Printer, Adelaide, Australie, 328 p.
65. Strayer, D.L., Eviner, V.T., Jeschke, J.M. et Pace, M.L. (2006). Understanding the long- term effects of species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 21, p. 645-651.

66. Tassin J, Médoc JM, Kull CA, Rivière JN, Balent G, 2009. Les parcelles d'invasion d' *Acacia mearnsii* peuvent-elles servir de sites de colonisation d'espèces végétales indigènes à la Réunion (archipel des Mascareignes)? Journal africain d'écologie, 47 (3): 422-432. [Http://www.blackwell-synergy.com/loi/aje](http://www.blackwell-synergy.com/loi/aje)
67. Tassin J., 2002 . Dynamiques et conséquences de l'invasion des paysages agricoles des hauts de la réunion par *acacia mearnsii* de wild. Thèse de doctorat : écologie. Université Toulouse III ,75p.
68. Tassin J.,2002 . Dynamiques et conséquences de l'invasion des paysages agricoles des hauts de la réunion par *acacia mearnsii* de wild. Thèse de doctorat : écologie. Université Toulouse III ,72p.
69. Thévenot J. & (coords). 2013. Synthèse et réflexions sur des définitions relatives aux invasions biologiques. Préambule aux actions de la stratégie nationale sur les espèces exotiques envahissantes (EEE) ayant un impact négatif sur la biodiversité. Museum national d'Histoire naturelle, Service du Patrimoine naturel. Paris. 31p.
70. Townsend, C.R., Begon, M. Et Harper, J.L. (2008). Essentials of ecology. 3e édition, Royaume-Uni, Blackwell Publishing, 510 p.
71. Vachon A., 2014. L'exploitation et la commercialisation des espèces exotiques envahissantes comme méthode de lutte en contexte de pays en développement : environnement et développement durable. Université de Sherbrooke.12p.
72. Vanderhoeven S., Branquart E., Grégoire J& Mahy G., 2006. Les espèces exotiques envahissantes. Forêt wallonne : p1-42.
73. Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., Loope, L.L., Rejmánek, M. Et Westbrooks, R. (1997). Introduced species: a significant component of human-caused global change. New Zealand Journal of Ecology, vol. 21, n° 1, p. 1-16.
74. Weber E., 1997. The alien flora of Europe: a taxonomic and biogeographic review. J. Veg. Sci., 8(4), 565-572.
75. Wiersum KF, 1991. (*Acacia mearnsii* De Wild). Dans: Plant Resources of South-East Asia No 3. Plantes productrices de teinture et de tanin, [éd. Par Lemmens RHMJ, Wulijarni-Soetjipto N]. Wageningen, Pays-Bas: Pudoc. 41-45.

76. Wiersum, K.F., 1991. *Acacia mearnsii*. In: Lemmens, R.H.M.J. & Wulijarni-Soetjipto, N. (Editors). Plant Resources of South-East Asia No 3. Dye and tannin-producing plants. Pudoc, Wageningen, Netherlands. Pp. 41–45.
77. Williamson, M.H. (1996). Biological Invasions. Londres, Chapman et Hall, 244 p. (Collection Population and Community Biology Series).
78. Williamson, M.H. (1996). Biological Invasions. Londres, Chapman et Hall, 244 p. (Collection Population and Community Biology Series).
79. Zhou weijia, Wu yingyin, Zheng sisi, Zheng qianqian, Li Qiong, Ding bingying, 2011. Effet allélopathique d' *Acacia mearnsii* sur la germination des graines de plusieurs plantes. Bulletin de recherche botanique, 31 (2): 235-240. [Http://bbr.nefu.edu.cn](http://bbr.nefu.edu.cn).

Liste des sites :

1. <http://annaba.net.free.fr/html/kala.parc.htm>
2. <http://dc.plantouz.chez-alice.fr/methvgtt.htm>
3. <http://eee.mnhn.fr/rappel-de-quelques-notions/>
4. <http://eee.mnhn.fr/wp-content/uploads/sites/9/2017/06/sch%C3%A9ma-invasion-biologique2.jpg>
5. <http://medmpa.rac-spa.org/pdf/Rapports/Algerie/a.pdf>
6. <http://www.aps.dz/regions/69241-zones-humides-le-pnek-un-reservoir-exceptionnel-de-la-biodiversite-dans-la-meditteranee>
7. <http://www.correze.gouv.fr/Politiques-publiques/Nature-et-environnement/Biodiversite/Les-especes-exotiques-envahissantes/Qu-est-ce-que-les-especes-exotiques-envahissantes-et-quels-sont-leurimpacts#:~:text=Pour%20r%C3%A9sumer%2C%20une%20esp%C3%A8ce%20exotique,%2D%C3%A9conomiques%20et%2Fou%20sanitaires.>
8. <http://www.fao.org/3/Q2190F/Q2190F07.htm>
9. http://www.hlasek.com/frangula_alnus_6278.html
10. <http://www.iucngisd.org/gisd/search.php>
11. http://www.mi-aime-a-ou.com/Acacia_mearnsii.php
12. http://www.mi-aime-a-ou.com/photo_flore.php?id_img=7643

13. <http://www.naturfoto-cz.de/karpfen-foto-1073.html>
14. <http://www.rrgma-paca.org>
15. <http://www.theses.fr/2012MON20049>
16. <https://especes-envahissantes-outremer.fr/initiative/>
17. https://fleurs-fruits-feuilles-de.com/acacia_mearnsii.php
18. https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/79700/tab/taxo
19. <https://jardinage.ooreka.fr/astuce/voir/490347/germination>
20. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/2326>
21. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/2326#toplantType>
22. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/2326#top-page>
23. <https://www.lajauneetlarouge.com/invasions-biologiques/>
24. https://www.memoireonline.com/04/12/5661/m_etude-comparative-entre-les-proprietes-physiques-de-base-du-bois-de-pin-dAlep-et-de-pin-mariti31.html
25. <https://www.oecd.org/fr/env/ressources/43901839.pdf>
26. <https://www.prota4u.org/database/protav8.asp?fr=1&g=pe&p=Acacia+mearnsii+De+Wild>
27. https://www.researchgate.net/publication/265113563_Invasion_d'une_suberaie_naturelle_d'Algerie_par_un_acacia_australien_Acacia_mearnsii_De_Wild
28. www.actu-environnement.com/media/pdf/news-26931-sep-exotiques-envahissantes-general.pdf
29. www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&sts=sss&si=51&lang=fr

Credits photographiques:

- 1- Belhadj Ghania
- 2- Google Chrome