



HAL
open science

Robinier faux-acacia (*Robinia pseudoacacia*): écologie, biologie et impacts sur la biodiversité forestière européenne

Tristan Ubaldi

► **To cite this version:**

Tristan Ubaldi. Robinier faux-acacia (*Robinia pseudoacacia*): écologie, biologie et impacts sur la biodiversité forestière européenne. Office National des Forêts (ONF). 2020. hal-04384827

HAL Id: hal-04384827

<https://hal.science/hal-04384827>

Submitted on 10 Jan 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

ROBINIER FAUX-ACACIA

Synthèse bibliographique

**Écologie, biologie et impacts
sur la biodiversité des forêts
en Europe**

**Nouvelle
version**

Tristan Ubaldi

supervisé par

Henri Moulin

Laurent Bergès

Fabrice Coq



Abstract

The Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) is a species native to the United States. With non-native origin and a controversial status in Europe, it is sometimes considered a risky and invasive species. Indeed, the black locust has particular characteristics : it is a pioneer, heliophilous tree species, which acclimatizes to the conditions of prolonged drought ; which tolerates various bioclimatic and physico-chemical soil conditions; which grows rapidly in height and quickly colonises open environments. It spreads locally by suckering; persists for a long time in the soil. In addition, it modifies the environmental conditions by the eutrophication of the soil in nitrogen (by root bacterial symbiosis) and light in its environment by providing an important source of light in the undergrowth (due to a very open crown and widely dispersed leaves). Through its functional traits, the black locust modifies habitats and causes significant changes in forest ecosystems. It influences the forest floristic composition : the oligotrophic, acidophilic rather sciaphilous plants of the undergrowth forest are replaced by nitrophilous, ruderal, generally heliophilous species. This replacement leads to a significant change in the native plant composition of European forests. The black locust presence in the forest can also have an impact on the wildlife by reducing the arthropods and birds diversity, specialised of forest environments. However, the black locust impacts on surrounding biodiversity tend to vary according to black locust abundance and age within stands. Indeed, more the stands are dominated by black locust, more the dissimilar is the plant composition of the undergrowth in local forests. Nitrophilous and heliophilous species are dominant under a dense black locust abundance. Whereas mixed stands where black locust is mixed with other tree species are conducive to better plant diversity. However, the results on the variations in the black locust effects depending on its age are not very conclusive, because very few studies have worked on the subject. Although old black locust trees tend to promote a better diversity, especially in arthropods and birds. Considering all these elements, *Robinia* should therefore not be systematically excluded from European forests. On the contrary, rigorous black locust management - in particular of its propagation in sensitive habitats and by promoting its mixing with other tree species as well as its maturation in forest (with longer rotation cycles) - will make it possible to limit the risks it represents for biodiversity and thus enhance the value of *Robinia*, in particular in a context of adaptation of forests to future conditions under climate change. Its functional traits make it a species that can easily adapt to future climatic conditions and it will be counted on it to build the French forests of the 21st century.

Résumé

Le Robinier faux-acacia (*Robinia pseudoacacia* L.) est une essence originaire des États-Unis. Exotique et au statut controversé en Europe, elle est parfois considérée comme une essence à risque et envahissante. En effet, le robinier présente des caractéristiques particulières : c'est une essence pionnière, héliophile, qui s'acclimate aux conditions de sécheresse prolongée ; tolère des conditions bioclimatiques et physico-chimiques du sol variées ; croît vite en hauteur et colonise rapidement les milieux ouverts. Il se propage localement par drageonnage et persiste longtemps dans les sols. De plus, il modifie les conditions édaphiques du sol par l'eutrophisation des sols en azote (par symbiose bactérienne racinaire) et lumineuses de son environnement en offrant une source de lumière importante en sous-bois (due à un houppier très ouvert et à des feuilles très dispersées). À travers ses traits fonctionnels, le robinier modifie les habitats et entraîne des changements profonds au sein des écosystèmes forestiers. Il influence la composition floristique forestière : la végétation oligotrophe, acidophile, plutôt sciaphile de sous-bois est remplacée par des espèces nitrophiles, rudérales, généralement héliophiles. Ce remplacement entraîne un changement par rapport à la composition en plantes autochtones des forêts tempérées européennes. La présence du robinier en forêt peut également avoir un impact sur la faune en diminuant la diversité en arthropodes ainsi qu'en oiseaux spécialistes des milieux forestiers. Cependant, les impacts du robinier sur la biodiversité environnante ont tendance à varier en fonction de son abondance et de son âge au sein des peuplements. En effet, plus les peuplements sont dominés par des robiniers, plus la dissimilation est marquée par rapport à la composition végétale de sous-bois des forêts européennes. Les espèces nitrophiles et héliophiles sont dominantes sous une dense abondance en robinier. Alors que les peuplements mixtes où le robinier est mélangé à d'autres essences sont propices à accueillir une meilleure diversité végétale. Néanmoins, les résultats sur les variations des effets du robinier en fonction de son âge ne sont pas très concluants car très peu d'études ont travaillé sur le sujet. Bien que les vieux arbres de robinier ont tendance à favoriser une meilleure diversité, notamment en arthropodes et oiseaux. En considérant tous ces éléments, le robinier n'est donc pas systématiquement à exclure des forêts européennes. Au contraire, une gestion rigoureuse du robinier - notamment de sa propagation sur les habitats sensibles, en valorisant son mélange avec d'autres essences et son vieillissement en forêt (avec des cycles de rotations plus longs) - permettra de limiter les risques qu'il représente pour la biodiversité et de valoriser ainsi l'essence, en particulier dans un contexte d'adaptation des forêts aux futures conditions sous changement climatique.

Sommaire

1	Introduction	3
2	Histoire et introduction du robinier en Europe	5
3	Écologie du robinier	10
3.1	Zone de répartition du robinier	10
3.1.1	États-Unis, l'aire de répartition naturelle du robinier	10
3.1.2	En dehors de l'aire de répartition naturelle du robinier	11
3.1.3	Caractéristiques bioclimatiques du robinier	14
3.1.4	Caractéristiques édaphiques des zones occupées par le robinier	14
3.2	Le robinier, une essence pionnière	16
3.3	Les symbioses racinaires du robinier	16
3.4	Le robinier, une essence sensible à la compétition	18
4	Biologie du robinier	21
4.1	Croissance	21
4.2	Reproduction et dispersion	23
4.2.1	Reproduction asexuée et dispersion à courte distance	23
4.2.2	Reproduction sexuée et dispersion à plus longue distance	23
4.3	Une espèce ingénieur	24
4.3.1	Modification des propriétés édaphiques et des réserves nutritives du sol	25
4.3.2	Modification des conditions lumineuses	28
5	L'impact du robinier sur la biodiversité	31
5.1	L'impact du robinier sur la composition et la diversité floristique	32
5.2	L'impact du robinier sur la composition et la diversité faunistique	40
5.3	L'impact du robinier sur la biodiversité selon son âge et son abondance-couverture en forêt	46
5.3.1	L'âge du robinier en forêt	47
5.3.2	L'abondance du robinier en forêt	50
6	Conclusion	61
7	Référence	65
8	Annexes	73

1 Introduction

Dans les décennies à venir, le changement climatique risque de provoquer d'importants changements sur la répartition des espèces végétales et sur leur diversité en Europe (Thuiller *et al.*, 2005). Le changement climatique risque d'accroître dans les années à venir l'expansion des espèces exogènes sur de nouvelles aires de répartition en Europe (Walther *et al.*, 2009), leurs dispersions et répartitions étant très influencées par les facteurs climatiques, en particulier les précipitations et les températures (Lambdon *et al.*, 2008). Une espèce végétale exogène (EVE) est une espèce introduite, non-native, dont la présence dans un habitat est d'origine humaine, volontaire ou involontaire, ou qui est arrivée dans une région dont elle est étrangère sans l'implication humaine (Richardson *et al.*, 2000 ; Pyšek *et al.*, 2004 ; Lambdon *et al.*, 2008). L'homme n'est pas neutre dans leur propagation et y joue même un rôle majeur depuis le Pléistocène (Jarvis, 1979). Après une longue période de temps, les EVE introduites peuvent se naturaliser. Une espèce végétale est définie comme naturalisée lorsque les populations introduites se reproduisent par elles-mêmes pendant une période de temps prolongée, où les barrières biotiques et abiotiques ont été surmontées par l'espèce, sans intervention humaine directe ou malgré l'intervention humaine, par recrutement à partir de graines ou de parties végétatives capables d'une croissance indépendante (Richardson *et al.*, 2000 ; Pyšek *et al.*, 2004 ; Lambdon *et al.*, 2008). Toutefois, si une espèce qui s'est naturalisée produit des descendants – souvent en très grand nombre – sur de larges distances et qui peuvent potentiellement se répandre sur de nombreux habitats (naturels ou occupés par l'homme), alors cette espèce végétale sera définie comme une espèce végétale exogène envahissante (EVEE) (Richardson *et al.*, 2000 ; Pyšek *et al.*, 2004 ; Lambdon *et al.*, 2008). Ces espèces envahissantes peuvent également représenter un risque pour la biodiversité des milieux envahis. D'autres définitions que celles de Richardson *et al.* (2000) intègrent la notion de risque que représentent ces espèces pour la biodiversité. En effet, Cronk et Fuller (1995) avaient déjà défini une EVEE comme une espèce qui se propage dans des habitats naturels ou semi-naturels et produit des changements significatifs dans la composition, la structure et les processus écosystémiques de ces habitats. L'Union européenne rapporte dans le Règlement (UE) 1143/2014 du 22 octobre 2014 que « les espèces exotiques envahissantes (EEE) constituent l'une des principales menaces qui pèsent sur la biodiversité et les services écosystémiques associés. », rajoutant que « les menaces [...] prennent différentes formes, y compris de graves incidences sur les espèces autochtones, sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes par une modification des habitats, de la prédation, de la concurrence entre les espèces, de la transmission de pathogènes, par le remplacement des espèces autochtones sur leur aire de répartition et par des modifications génétiques par hybridation. De plus, les espèces exotiques envahissantes peuvent avoir un effet néfaste important sur la santé humaine et sur l'économie. L'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) définit une EEE comme « une espèce allochtone (exogène), dont l'introduction par l'Homme (volontaire ou fortuite), l'implantation et la propagation menacent les écosystèmes, les habitats ou les espèces autochtones avec des conséquences écologiques ou économiques ou sanitaires négatives » (IUCN, 2000). Les EVEE peuvent avoir un impact considérable sur la biodiversité autochtone en modifiant physiquement les habitats et le fonctionnement des écosystèmes (Vitousek, 1986 ; 1990 ; Mack et D'Antonio, 1998 ; Parker *et al.*, 1999 ; Ehrenfeld, 2003 ; 2010). Ces modifications ont une influence sur les processus écosystémiques tels que la productivité primaire et secon-

daire, l'accumulation de biomasse et altèrent le cycle des nutriments (Sousa, 1984 ; Ehrenfeld, 2003), de l'azote (Rice *et al.*, 2004 ; Buzhdygan *et al.*, 2016), du carbone (Liao *et al.*, 2008 ; Ehrenfeld, 2003). En altérant le fonctionnement et la structure des écosystèmes, elles changent les processus écosystémiques (Mack et D'Antonio, 1998 ; Ehrenfeld, 2010), modifient l'abondance et la survie des espèces autochtones (Mack *et al.*, 2000 ; Vilà *et al.*, 2011), réduisent la diversité et engendrent un remplacement de la composition au sein des communautés d'espèces autochtones (Hejda, Pyšek et Jarosik, 2009). Ces altérations peuvent avoir un impact sur l'activité de la flore et de la faune jusqu'à des pertes conséquentes, sur un axe de temps relativement court, au sein des communautés envahies (Jarvis, 1979 ; Mack et D'Antonio, 1998). Par exemple, en introduisant une EEEE fixatrice d'azote dans une région où les sols en sont pauvres (Boring et Swank, 1984 ; Vitousek et Walker, 1989 ; Rice *et al.*, 2004), cela va faciliter le remplacement des communautés d'espèces autochtones oligotrophes (Boring et Swank, 1984). En effet, les EEEE fixatrices d'azote sont des exemples parfaits d'espèces ayant un impact significatif sur la biodiversité autochtone oligotrophe car en augmentant les réserves d'azote du sol et en modifiant le cycle de l'azote, elles modifient les conditions de l'habitat, devenant ainsi défavorable pour des espèces oligotrophes (Vitousek et Walker, 1989 ; D'Antonio and Corbin, 2003 ; Ehrenfeld, 2003 ; Liao *et al.*, 2008 ; Buzhdygan *et al.*, 2016). De plus, en modifiant les processus écosystémiques, les EEEE ont également un impact sur les services écosystémiques, l'économie et le bien-être humain (Hulme, 2007 ; Pejchar et Mooney, 2009). L'envahissement par des EEEE peut entraîner des conséquences mondiales graves en provoquant une baisse significative de la valeur économique dont la perte des ressources économiques agricoles et forestières dans de nombreuses régions (Pimentel *et al.*, 2000). Jusqu'à parfois des perturbations au sein des services écosystémiques nécessaires à l'Homme comme la production et la qualité de l'eau, le contrôle de l'érosion et la fertilité des sols (Vitousek, 1986 ; Hulme, 2007). Ainsi, les EEEE peuvent avoir un effet néfaste lorsqu'elles entrent en compétition avec les espèces autochtones pour les ressources ou lorsqu'elles altèrent le fonctionnement d'un habitat en modifiant les propriétés biotiques et abiotiques, le rendant non-viable pour les espèces autochtones (Manchester et Bullock, 2000 ; Mack *et al.*, 2000). En Europe, les EEEE constituent l'un des dangers majeurs qui menacent la biodiversité. Le nombre d'arbustes et arbres ayant le statut d'EEEE en Europe s'élève à cent sept (Richardson et Rejmanek, 2011). Elles ont un potentiel considérable pour se propager sur de larges régions du monde sur une période de temps relativement courte (Pyšek et Hulme, 2005). Elles sont nombreuses à avoir été introduites en Europe il y a plus de 200 ans et ce sont établies à grande échelle avec succès (Hulme, 2007).

Le Robinier faux-acacia – *Robinia pseudoacacia* L. – est une Fabacée dont les caractéristiques ont fait d'elle une essence listée parmi les trente-huit EEEE très envahissantes dans le monde, car implantée dans plus de six régions du globe (Richardson et Rejmanek, 2011). En Europe, le robinier fait partie des trois premières espèces perçues comme les plus envahissantes dont l'occupation dépasse 80 % du territoire (Lambdon *et al.*, 2008). Il est classé comme hautement envahissant sur de nombreuses bases de données européennes, sur la liste des EEEE à contrôler en Europe et même sur la liste noire des espèces chez certains pays européens dont la Suisse, la Norvège, la République Tchèque, l'Italie et l'Allemagne (Vítková *et al.*, 2017), bien que ça ne soit pas le cas en France. De plus, le robinier ne figure pas dans la liste officielle des espèces exotiques envahissantes (EEE) préoccupantes publiée par l'Union européenne en date du 25

juillet 2019. La question du robinier comme espèce EVEC reste donc encore très débattue et crée un fort clivage entre les forestiers et les environnementalistes : les environnementalistes ont une conception très négative de cette essence, puisqu'ils la considèrent à l'origine d'une diminution de la diversité sur les milieux où elle est introduite et souhaitent limiter sa colonisation sur les espaces naturels (d'après « Le Robinier faux-acacia – Limiter son impact en espaces naturels », CEN Rhône Alpes). À l'opposée, elle est appréciée par les forestiers qui la voient plutôt comme une essence sylvicole d'intérêt avec un bois de classe 4 selon les critères de l'Institut technologique FCBA (Forêt Cellulose Bois-construction Ameublement). Il s'agit d'un bois à forte durabilité, qui peut être utilisé en usage extérieur, en contact avec le sol, sur un support à humidification récurrente ou à l'immersion dans de l'eau douce. Une conception qui induit une rétention importante de l'eau et une humidification très prononcée du bois, d'après le *Centre Technique du Bois et de l'Ameublement (CTBA)*. Or, le robinier est la seule essence en forêt tempérée à avoir un bois de cette classe. Il est également apprécié pour être une possible essence de substitution dans le contexte de changement climatique actuel et il est aussi apprécié par les apiculteurs pour la forte capacité de pollinisation et la qualité de son miel. On peut alors se demander pourquoi les caractéristiques du robinier en font une essence au statut et aux opinions si controversés ? Cette synthèse a pour but de passer en revue la littérature scientifique sur le sujet du robinier en Europe afin d'apporter des éléments de réponse à cette question. Pour cela, cette synthèse s'est premièrement focalisée sur une présentation générale du robinier et des connaissances que nous avons de lui, à travers un historique de son introduction en Europe, une présentation de son écologie sur son aire de répartition naturelle aux États-Unis, puis en Europe et de sa biologie. Deuxièmement, cette synthèse retrace la littérature scientifique autour de l'impact du robinier sur la biodiversité qui l'entoure. Nous avons constaté que l'impact du robinier sur la biodiversité est un sujet assez peu documenté (Benesperi *et al.*, 2012 ; Sitzia *et al.*, 2012 ; Cierjacks *et al.*, 2013 ; Vítková *et al.*, 2017). Les résultats de cette synthèse montrent que l'impact du robinier sur la biodiversité reste débattu.

2 Histoire et introduction du robinier en Europe

Au début du 17^{ème} siècle, le robinier a été l'un des premiers arbres d'Amérique du Nord à avoir été introduit en Europe (Richardson et Rejmanek, 2011). Classé tout d'abord parmi le genre *Acacia* – de par la similarité de ses feuilles avec celles des arbres de ce genre (famille des Mimosacées) – il est ensuite reclassé par Linné dans la famille des Fabacées. Il sera baptisé *Robinia* en l'honneur de l'arboriste Jean Robin. Le robinier est l'une des vingt Fabacées feuillus à ne pas pousser en climat en tropique (Bartha *et al.*, 2008), alors que la majorité des Fabacées en climat tempéré sont herbacées ou arbustives. Concernant son introduction en Europe, Ernyey (1927) et Wein (1930) réfutent la date selon laquelle le robinier a été introduit par Jean Robin en 1601 (Vítková *et al.*, 2017). L'année exacte de son introduction en Europe est inconnue (Cierjacks *et al.*, 2013). Toutefois, la première description de l'arbre comme *Acacia Americana Robini* a été faite par Cornut en 1635 (Figure 1).



FIGURE 1 – *Acacia Americana Robini*. Planche (détail) extraite de *Canadensium Plantarum* (1635) par Jacques-Philippe Cornut.

Wein (1930) écrit alors que l'arbre a dû être introduit à Paris par Jean Robin entre 1623 et 1635, date de la description de Cornut (Cierjacks *et al.*, 2013). Cependant, indépendamment de son introduction à Paris, l'arbre a également été introduit au Tradescant's garden à Londres en 1634, date de la première description de l'arbre en Grande-Bretagne. Toujours d'après Wein (1930), après son introduction, le robinier a rapidement été distribué comme une espèce exotique ornementale rare dans les jardins botaniques en Europe, avec Paris comme principal centre de distribution (Cierjacks *et al.*, 2013). Il s'agirait donc plutôt d'une espèce exogène introduite volontairement qui est aujourd'hui naturalisée (Pyšek *et al.*, 2004). Pour Ernyey (1927), il s'agirait plutôt d'une introduction humaine involontaire, avec probablement plusieurs introductions indépendantes d'Amérique du Nord et du Sud qui ont abouti de nos jours à des plantations étendues en Europe (Vítková *et al.*, 2017). Entre la fin du 18^{ème} et le début du 19^{ème} siècle, qu'il ait été introduit volontaire ou involontairement en Europe, le robinier est implanté de manière accrue en Europe centrale. Les principales raisons de cette implantation sont le besoin en bois au début de l'industrialisation, ainsi qu'un meilleur contrôle de l'érosion après la dégradation des forêts à cette époque (Cierjacks *et al.*, 2013). De nos jours, dans le centre de l'Europe, c'est en Hongrie que le robinier est le plus répandu avec une superficie forestière surpassant celles des autres pays d'Europe : il occupe 24% des zones forestières du pays avec plus de 446 000 ha (Tobisch et Kottek, 2013). Il est également fortement implanté en Slovénie, où cette essence recouvre 4.7% de la zone boisée totale (Vítková *et al.*, 2017). Cette essence est également bien présente dans le reste de l'Europe, notamment en Europe de l'Est : en Ukraine (422 000 ha), en Pologne (273 000 ha) et en Roumanie (250 000 ha). Mais aussi en Europe centrale comme en Italie (230 000 ha), en Allemagne (34 000 ha), en Slovénie (55 000 ha), en Slovaquie (33 000 ha), en République Tchèque (14 000 ha), en Bulgarie et en Autriche (Figure 2 et 3) (Sitzia *et al.*, 2016 ; Vítková *et al.*, 2017). En Europe, la majorité des peuplements sont mixtes avec seulement jusqu'à 10% d'abondance en robinier. Les peuplements purs ou presque avec plus de 75% de robiniers couvrent seulement 0.1% des zones (State Forest Service Mapping Department, 2006 d'après Vítková *et al.*, 2017). La majorité des peuplements n'ayant pas plus de 10% de robinier et les peuplements dominés par le robinier ne comprennent que 0.3% des zones boisées (Slovenian Forest Service, 2007 d'après Vítková *et al.*, 2017).

La France se situe en 5^{ème} position en termes de surface forestière occupée par le robinier en Europe avec environ 200 000 ha (Service de l'Inventaire Forestier et Statistique de l'IGN, 2012 d'après Sitzia *et al.*, 2016). Après quatre siècles, et en dépit de plantations massives dans beaucoup de milieux, cette essence représente seulement 0,9% de la surface forestière française. On la retrouve principalement en Rhône-Alpes, en Aquitaine et en Bourgogne, dans les milieux ruraux, dans les régions d'élevages et viticoles en raison de leur besoin en robinier pour la fabrication de piquets ou d'échalas (Merzeau, 2019).

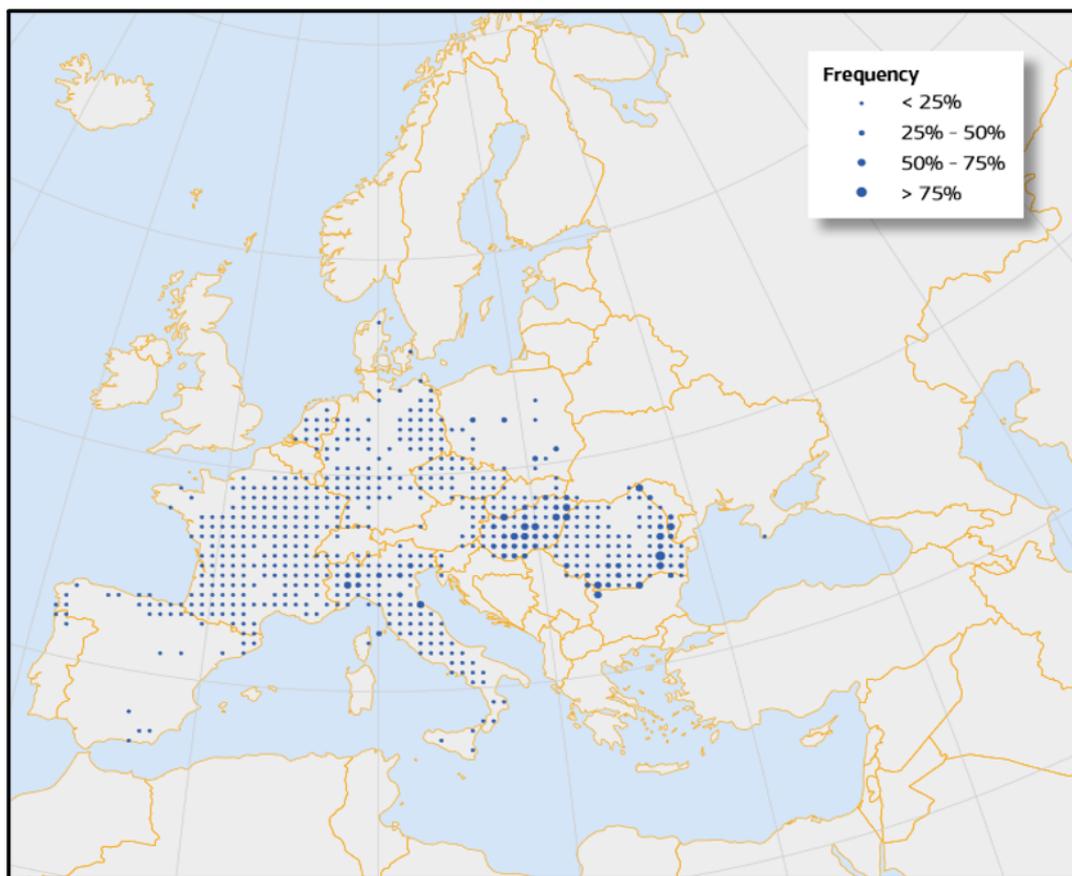


FIGURE 2 – Distribution de la fréquence des occurrences de *Robinia pseudoacacia* dans les observations sur le terrain rapporté par les inventaires forestiers nationaux. D'après Sitzia *et al.*(2016).

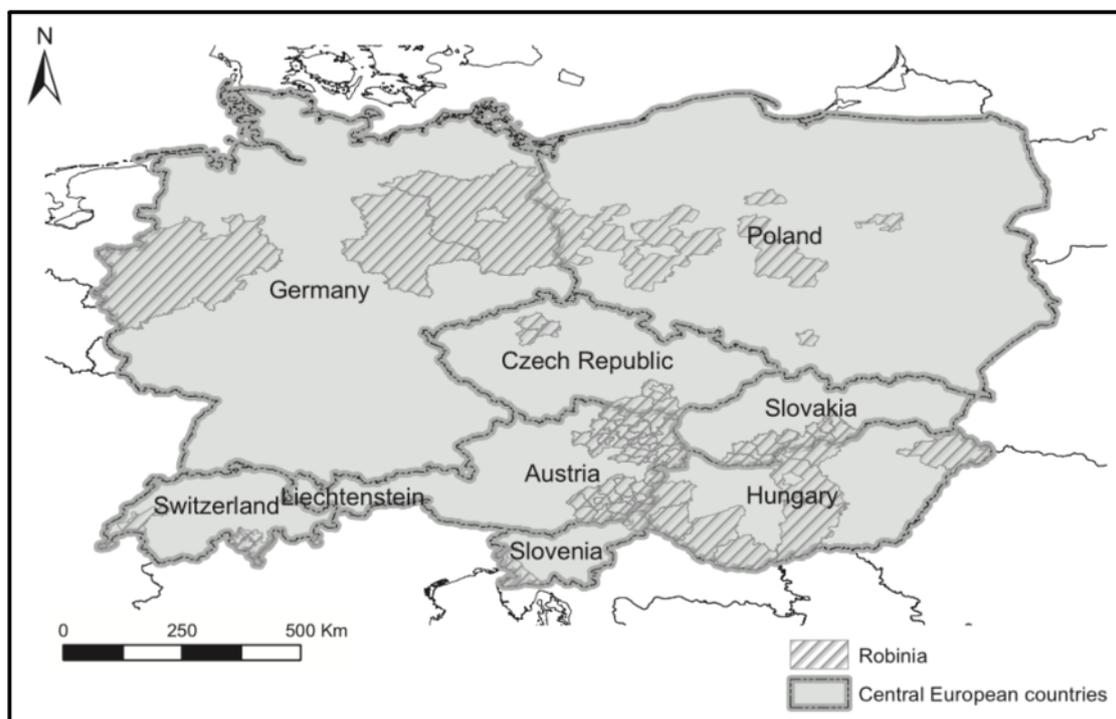


FIGURE 3 – Occupation du *Robinia pseudoacacia* sur 9 pays d'Europe central (Allemagne, Suisse, Pologne, République Tchèque, Slovaquie, Autriche, Hongrie, Slovénie et Liechtenstein). D'après Vítková *et al.*(2017).

Résumé partie 2 : *Robinia pseudoacacia* est une Fabacée, introduit au 17^{ème} siècle en Europe (date précise inconnue). Il est possible qu'il ait été introduit par Jean Robin – d'où provient le nom de *Robinia* – au début de ce siècle. Son introduction a également pu être réalisée involontairement depuis l'Amérique du Nord ou du Sud. Le robinier a ensuite été implanté massivement en Europe pour le besoin en bois et pour le contrôle de l'érosion au début de l'industrialisation aux 18^{ème} et 19^{ème} siècles. Aujourd'hui, le robinier est très répandu dans le centre et l'est de l'Europe, avec une majorité de peuplements mixtes, où il représente moins de 10% d'abondance. En France, il ne représente que 0.9% de la surface forestière française (200 000 ha). Il est principalement implanté en milieu rural pour son usage comme piquet.



Robinia pseudoacacia L. Planche (détail) extraite de *The North American sylva* (1819) de François André Michaux.

3 Écologie du robinier

3.1 Zone de répartition du robinier

3.1.1 États-Unis, l'aire de répartition naturelle du robinier

Le robinier est autochtone du Sud-Est des États-Unis avec une répartition naturelle entre le centre des montagnes d'Appalaches, dans le plateau Ozark et les montagnes Ouachita (Figure 4) (Huntley, 1990). Le robinier se développe et croît dans des vallées ou forêts mixtes mésophiles du centre et du Sud de la région des montagnes d'Appalaches (Cierjacks *et al.*, 2013).

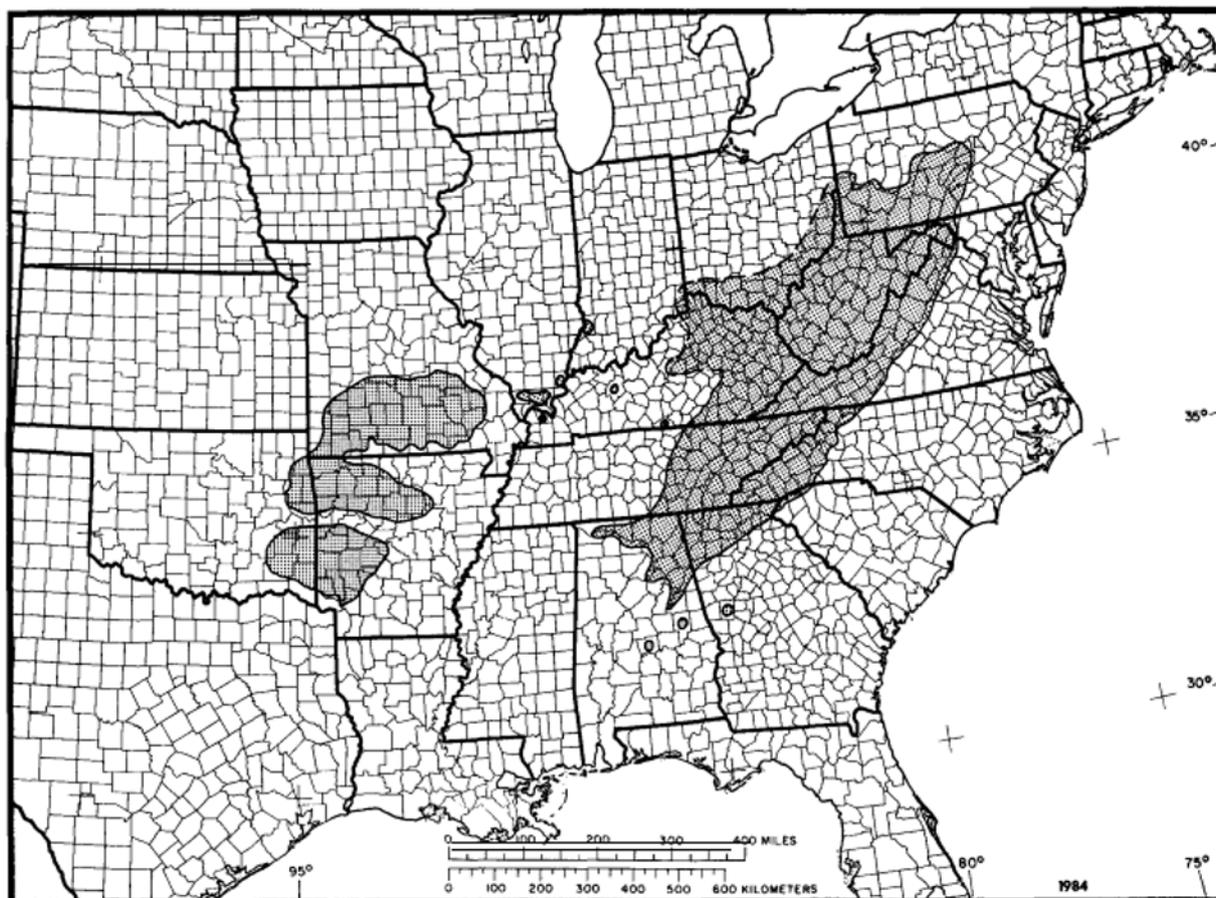


Figure 1-The native range of black locust.

FIGURE 4 – Carte de l'aire de répartition naturelle du robinier aux États-Unis, Amérique du Nord (zones surgrisées). D'après Huntley (1990).

Dans son aire de répartition naturelle, le robinier occupe des provinces humides, dont deux zones en climat super humide (Figure 5) (Warren Thornthwaite, 1931 ; Huntley, 1990) avec des précipitations annuelles de 1020 à 1830 mm et des températures moyennes en janvier allant de - 4 à 7°C et en août de 18 à 27°C (Huntley, 1990 ; Cierjacks *et al.*, 2013), à des altitudes allant de 150 à 1600 m (Huntley, 1990). Dans les grandes plaines des États-Unis, le robinier a une bonne croissance uniquement au-dessus de 500 mm de précipitations par an et optimale à 1000 mm par an (Geyer, 1993).

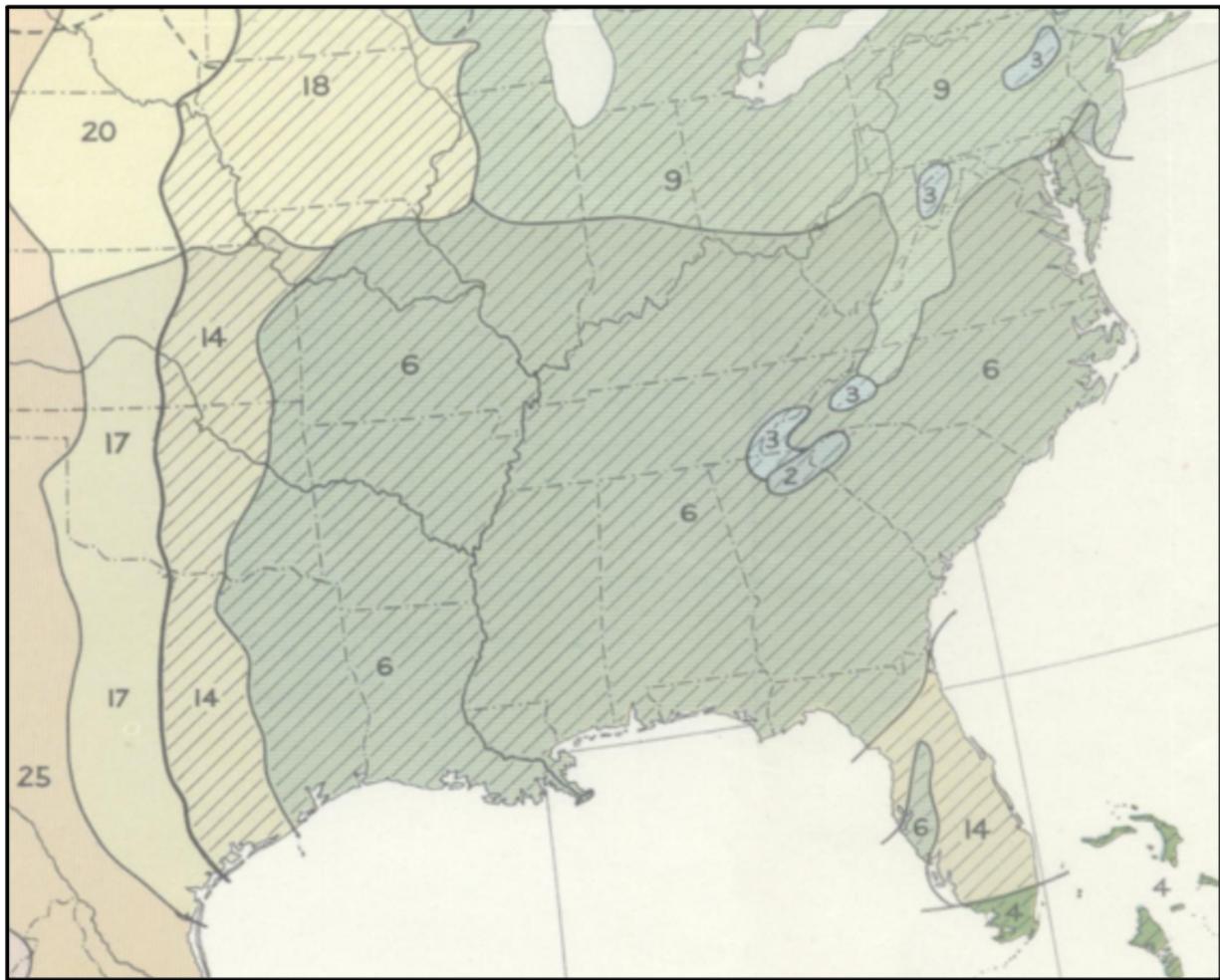


FIGURE 5 – Les provinces climatiques du Sud-Est des États-Unis, la répartition du robinier se trouve dans les provinces 6 (humide mésothermal) et 9 (humide microthermal), dont en zone sous climat 2 (super humide mésothermal) et 3 (super humide microthermal). D’après Warren Thornthwaite (1931).

En Amérique du Nord, le robinier est naturellement réparti dans des milieux à climax forestier, typique des formations de chênaies-hêtraies (*Quercus-Fagus*), de *Pinus-Tsuga*, ou montagnards de type *Pinus-Pseudotsuga* (Warren Thornthwaite, 1931). L’activité humaine a considérablement élargi l’aire de répartition du robinier en Amérique du Nord, pour répondre à une demande de protection et de restauration des sols dégradés, érodés et au reboisement de terrains miniers, en raison de sa capacité à se développer sur des milieux stériles et perturbés (Cierjacks *et al.*, 2013 ; Merzeau, 2019). De nos jours, l’espèce est présente sur l’ensemble des régions d’Amérique du Nord à l’exception de l’Alaska, Colombie Britannique, Ontario et Québec au Canada (NRCS 2012 de Cierjacks *et al.*, 2013).

3.1.2 En dehors de l’aire de répartition naturelle du robinier

En dehors de son aire de répartition naturelle, le robinier a été introduit avec succès dans de nombreuses régions du monde où les conditions climatiques sont différentes, souvent plus sèches et chaudes que dans son aire de répartition naturelle (Huntley, 1990). Il a été introduit en Europe, Asie tempérée, Amérique du Sud tempérée, Nord et Sud de l’Afrique, Australie et Nouvelle-Zélande, ainsi que sur l’île de la Réunion (Cierjacks *et al.*, 2013). Aujourd’hui, il y a plus d’un million d’hectares de plantations de robinier dans le monde (Boring et Swank, 1984).

Or, où que le robinier s'installe, il s'adapte très bien aux conditions locales et crée des peuplements spécifiques sur divers habitats, très différents des communautés autochtones initiales (Montagnini *et al.*, 1991 ; Vítková, 2004 ; Von Holle *et al.*, 2006 ; Taniguchi *et al.*, 2007).

Dans le centre de l'Europe, l'établissement du robinier a plus de succès dans les milieux avec un climat continental chaud ou méditerranéen qu'océanique (Sukopp et Wurzel, 2003). Il est habituellement implanté jusqu'à 700 m d'altitude. Mais on peut aussi en retrouver sur les versants sud à 1200-1300 m d'altitude, avec des observations jusqu'à 1640 m d'altitude dans le Sud des Alpes (Sitzia *et al.*, 2016). La pluviométrie n'est pas un facteur limitant, le robinier occupe en Europe des habitats aux gammes de température annuelle allant de 5 à - 15 °C avec des précipitations moyennes allant de 500 à 1500 mm (Figure 6 et 7) (Vítková *et al.*, 2017 ; Sitzia *et al.*, 2016), c'est-à-dire à des températures annuelles plutôt élevées mais des précipitations annuelles plutôt faibles. Il est présent sur des régions aux températures élevées pendant les mois les plus froids et à forte radiation solaire en printemps-été. Il est présent sur des habitats avec des précipitations plutôt faibles en saison sèche. Tout cela par rapport aux valeurs observées sur l'ensemble des données obtenues des parcelles forestières en Europe (Figure 7). Donc le robinier semble adapté à des températures annuelles élevées et à des précipitations annuelles plutôt faibles. Toutefois, Feliksik *et al.* (2007) observe qu'en Pologne un automne pluvieux et frais avec de fortes précipitations entre août et octobre, un hiver doux et un mois de février très pluvieux, ainsi qu'un début de printemps chaud favorisent la croissance en diamètre du robinier. Alors qu'à l'inverse, le manque de précipitations en juin et juillet peut limiter sa croissance. En France, les peuplements de robinier les plus productifs sont observés dans des gammes de températures moyennes annuelles allant de 9 à 14 °C et de précipitations annuelles totales allant de 570 à 1400 mm (Merzeau, 2019).

En Europe, le robinier colonise divers habitats comme les habitats urbanisés, des bords des routes, des voies ferrées et des rivières (Boring et Swank, 1984 ; Cierjacks *et al.*, 2013), des prairies, des milieux rocheux, des forêts et des maquis secs, des habitats alluviaux, des verges, des vignobles, des haies, des ravines, des plaines inondables, des clairières forestières, des milieux boisés semi-naturels, des sites de friches industrielles urbaines (Cierjack *et al.*, 2013). Également des zones ayant subi une coupe rase ou un incendie (Maringer *et al.*, 2012), en lisière de forêts, en fossé ou sur site d'abattage, des décharges abandonnées et des dépotoirs. Ou encore en forêt sur des cultures abandonnées, en forêt de taillis et en pâtures abandonnées (Cierjacks *et al.*, 2013). Dans le centre de l'Europe, le robinier occupe des écotopes divers, bien qu'il soit généralement présent en forêts mésophiles ou thermophiles, souvent sèches (Vítková et Kolbek, 2010). À l'avenir, le robinier va bénéficier du changement climatique actuel pour se propager considérablement sur un large éventail de nouveaux habitats en Europe (Kleinbauer *et al.*, 2010 ; Essl *et al.*, 2011). D'après l'Agence Fédérale de l'Environnement (2008, vu par Kleinbauer *et al.*, 2010), treize types d'habitats sont régulièrement colonisés par le robinier (Figure 8). La probabilité moyenne de colonisation actuelle varie selon les habitats, avec des habitats plus sensibles que d'autres, en particulier les prairies halophiles (83.2%), les forêts hêtraies à châtaignier (68.1%) et les chênaies-charmaies (58.6%) (Figure 8 A). D'ici 2050 et 2080, sur l'ensemble des habitats étudiés dans le centre de l'Europe, la probabilité moyenne d'envahissement par le robinier risque d'augmenter, notamment dans les forêts pionnières (+18% en 2050 et 37% d'ici 2080) et les forêts mixtes de hêtres (+24% en 2050 et 40% d'ici 2080 - Figure 8 B et C).

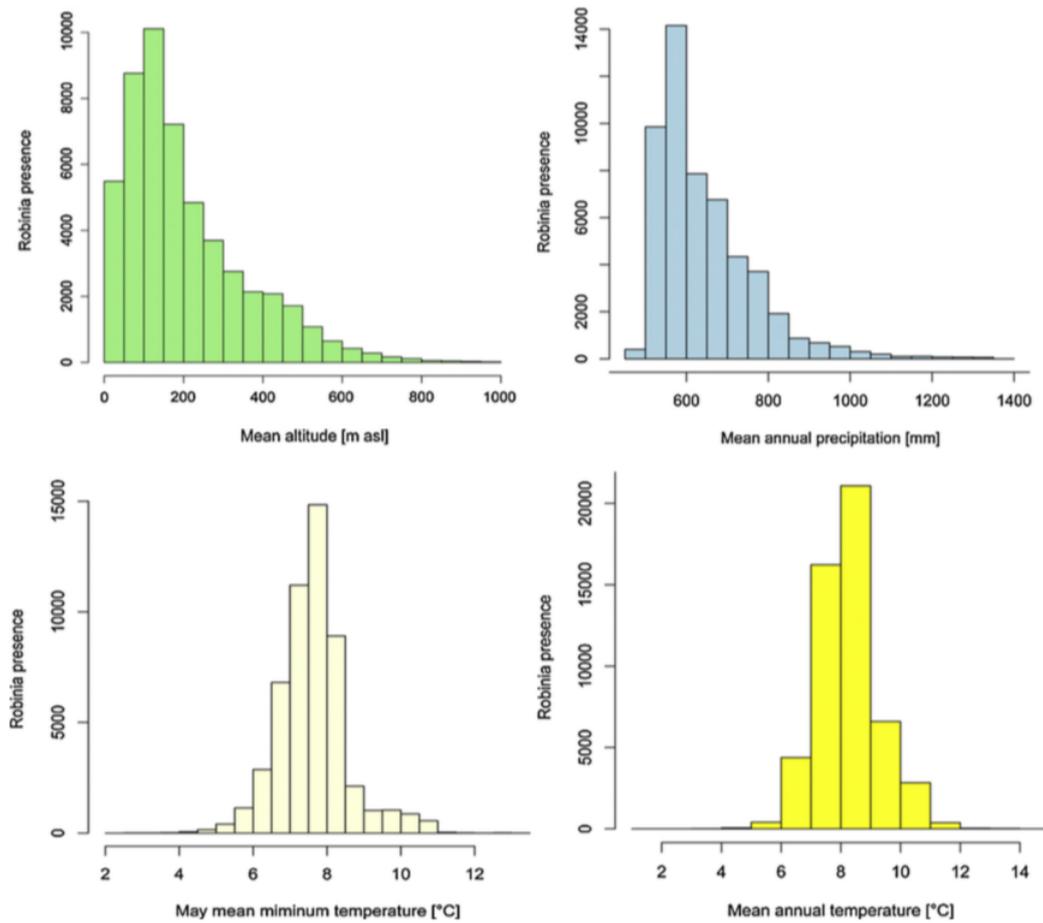


FIGURE 6 – Les fréquences de présence du robinier dans le centre de l’Europe en fonction de l’altitude moyenne (m asl), des précipitations annuelles moyennes (mm), de la température minimale moyenne en mai (°C) et de la température annuelle moyenne (°C). D’après Vítková *et al.* (2017).

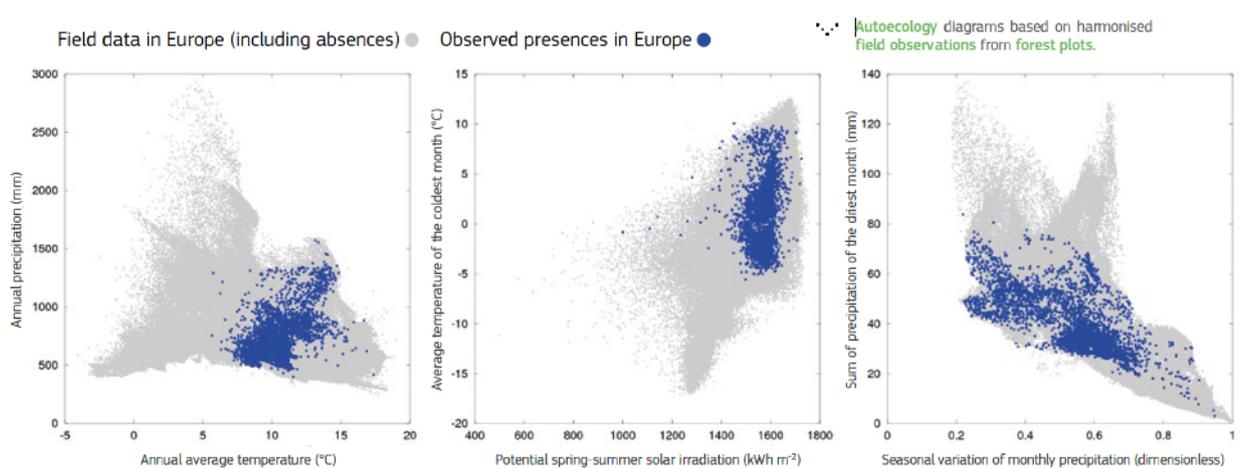


FIGURE 7 – Diagrammes de divers facteurs écologiques basés sur plusieurs observations de terrain dans des parcelles forestières en Europe. À gauche, les gammes de températures annuelles (°C) en fonction des précipitations annuelles (mm). Au centre, le potentiel de radiation solaire en printemps-été (kWh m^{-2}) en fonction des gammes de températures des mois les plus froids (°C). À droite, les variations saisonnières de précipitations mensuelles en fonction de la somme des précipitations des mois les plus secs (mm). En gris, les valeurs observées sur l’ensemble des données issues des parcelles forestières en Europe et en bleu les valeurs observées pour les parcelles contenant du robinier. D’après Sitzia *et al.* (2016).

3.1.3 Caractéristiques bioclimatiques du robinier

Le robinier est une essence plutôt acclimatée aux conditions chaudes et de sécheresse avec une bonne tolérance au stress hydrique (Grünewald *et al.*, 2009; Mantovani *et al.*, 2014; Minucci *et al.*, 2017). En effet, afin de s'adapter au stress hydrique, les folioles du robinier peuvent changer de position sur le pétiole de la feuille en fonction de l'intensité lumineuse. Lorsque la radiation est forte, les folioles ont une position plus ou moins verticale. À l'inverse, elles prennent une position horizontale si la radiation lumineuse est faible (Bartha *et al.*, 2008). Cette stratégie permet de limiter le stress hydrique lié à l'absorption excessive de lumière et aux fortes températures (Merzeau, 2019). Le robinier va également s'acclimater aux conditions de sécheresse car en limitant sa transpiration et la taille de ses feuilles, il limite ainsi sa perte en eau (Mantovani *et al.*, 2014). À l'avenir, le changement climatique devrait faciliter l'établissement du robinier sur des zones géographiques plus larges. Si les températures augmentent, cela augmentera la zone de distribution potentielle du robinier en Europe. Le robinier pourra alors s'établir à des altitudes plus élevées le rendant susceptible de modifier les conditions de ces habitats sensibles (Kleinbauer *et al.*, 2010). Cependant, l'acclimatation du robinier à la sécheresse a ses limites : celui-ci évite les milieux extrêmement secs (Kereszteri, 1980) et n'est pas adapté aux milieux arides (Wang *et al.*, 2007).

3.1.4 Caractéristiques édaphiques des zones occupées par le robinier

Le robinier est tolérant à des conditions physico-chimiques du sol variées (Vítková *et al.*, 2015), associé à des sols calcaires à siliceux (Sitzia *et al.*, 2012) plutôt sableux, profonds, bien drainés et humides (Huntley, 1990; Pyšek *et al.*, 2012). Il est présent autant sur des sols fortement acides (avec des observations à pH de 3,2) que fortement alcalins (pH de 8,8) (Viktova *et al.*, 2015). En revanche, les sols trop acides ou calciques réduisent sa capacité fixatrice d'azote (Liu et Deng, 1991). Il tolère ainsi les sols riches et pauvres, autant humides et secs. Cependant, il évite les zones humides, hydromorphes, où le sol y est saturé d'eau stagnante sur le long terme, ainsi que les sols compacts argileux. Il affectionne également les sols aérés, bien drainés où la stagnation de l'eau est rare, plutôt gravier-sablonneux et secs (Huntley, 1990; Vítková *et al.*, 2015; Vítková et Kolbek, 2010). Il apprécie les sols limoneux, sablonneux des grandes plaines des États-Unis (Geyer, 1993). En effet, ces conditions n'inhibent pas la capacité fixatrice d'azote du robinier (Vítková *et al.*, 2015) et influencent considérablement sa croissance. Cette dernière est en effet plus lente lorsque le sous-sol est compact et gorgé d'eau, surtout lorsque la profondeur d'enracinement se situe à moins de 35 cm (Keresztesi, 1988). En outre, le robinier est souvent associé à des sols sablo-limoneux (Kereszteri, 1980) et les plus grands arbres sont observés sur sol sableux (Vítková *et al.*, 2015). Et pour cause, les racines ne pénètrent pas dans des couches de sols trop compacts, puisqu'elles ont tendance à croître horizontalement dans ces conditions (Bartha *et al.*, 2008). La réserve en eau et l'aération du sol semblent ainsi être des facteurs limitants la colonisation du robinier, alors que les conditions physico-chimiques du sol semblent avoir une moindre influence sur son développement (Vítková *et al.*, 2015).

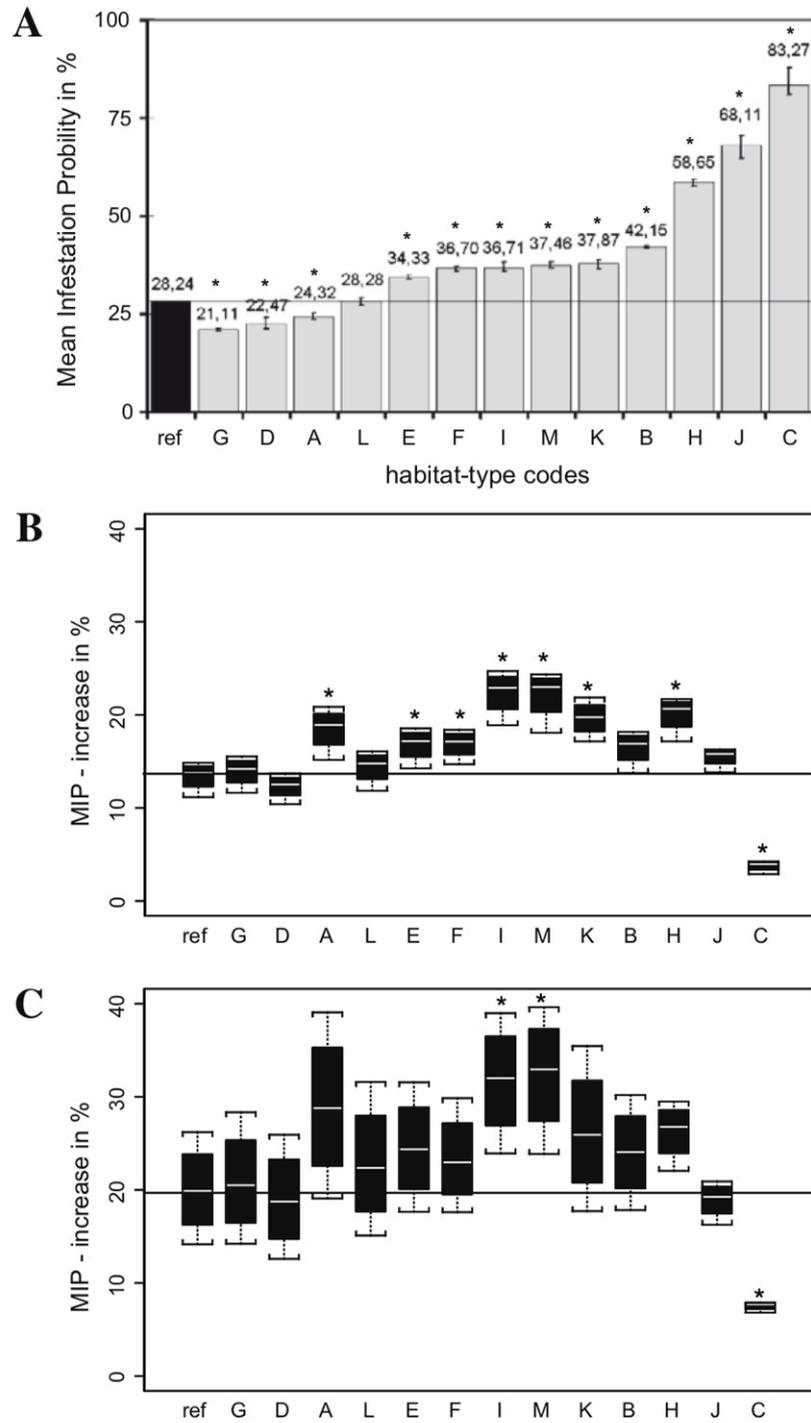


FIGURE 8 – (A) Probabilité moyenne d’envahissement par du robinet (en %) dans les treize types d’habitats, en Autriche et dans les conditions climatiques actuelles : les prairies mésiques (A), sèches et semi-sèches (B), halophiles (C), à métaux lourds (D), habitats arbustifs thermophiles (E), forêts de feuillus de plaines inondables (F), forêts de tilleuls-érables (G), forêts chênaies-charmaies (H), forêts mixtes de hêtres (I), forêts hêtraies à châtaigniers (J), forêts de charmes (K), forêts de pins (L) et forêts pionnières (M). La ligne continue ($y = 28.24\%$) indique la probabilité moyenne d’envahissement en Autriche par le robinet. (B et C) Probabilité moyenne d’envahissement par le robinet dans les treize types d’habitats pour 2050 (B) et 2080 (C). Les lignes continues indiquent l’augmentation prévue de la probabilité moyenne d’envahissement en Autriche par le robinet selon quatre scénarios de changements climatiques distincts. Les astérisques indiquent s’il existe une différence significative entre les résultats des différents habitats et sur l’ensemble de l’Autriche à un intervalle de confiance de 95%. D’après Kleinbauer et al. (2010).

D'autres part, les types d'humus sous le robinier sont plutôt des eumulls, mésomulls ou dysmoders caractérisés par une décomposition rapide de la litière de robinier en comparaison aux forêts locales de chênaies et *Prunus* (Gentili et al., 2019), bien que la litière du robinier ait tendance à se décomposer plus lentement que sous les forêts de frêne (Castro-Díez et al., 2009).

3.2 Le robinier, une essence pionnière

Le robinier est une essence pionnière qui occupe les forêts et espaces naturels au cours des premiers stades de leur succession (Cierjacks *et al.*, 2013). Sa capacité fixatrice d'azote, relative à sa symbiose bactérienne (voir partie 3.3), facilite son établissement sur des habitats non revêtus, dégradés, aux sols pauvres en nutriments (Boring et Swank, 1984; Cleveland et Kjelgren, 1994; Ferrari et Wall, 2008). C'est également une essence héliophile, exigeante en lumière (Cierjacks *et al.*, 2013) et intolérante à l'ombre (Huntley, 1990) dont la survie et la croissance sont nettement influencées par l'ouverture et la luminosité du milieu. Son besoin en fortes radiations solaires est connu pour favoriser ses performances en termes de survie sur les milieux ouverts (González-Muñoz *et al.*, 2011; Essl *et al.*, 2011). Il aura donc plus de facilité à s'établir sur des milieux ouverts comme le bord de routes, de rivières et en lisière de forêt. Ou alors après une perturbation telles qu'une inondation, une tempête, la mort, la chute d'un arbre (chablis), une exploitation forestière (Vítková *et al.*, 2017) ou après un feu donnant au robinier l'opportunité de se propager (Anderson et Brown, 1980). A l'inverse, l'ombre limite la productivité et la survie du robinier : il peut perdre jusqu'à 80% de sa productivité à l'ombre (Lyr, Hoffman et Dohse, 1963). Le taux de mortalité des semis de robinier à l'ombre est plus élevé (Cierjacks *et al.*, 2013) et même un couvert dense d'herbacées peut empêcher la survie des semis de robinier (Huntley, 1990). De plus, la forte capacité de croissance du robinier lui permet de s'établir rapidement sur de nouveaux habitats. Ses racines et ses branches poussent en effet très rapidement, plus que celles d'autres essences autochtones pendant les dix ou vingt premières années (Boring et Swank 1984). Cette croissance rapide permet aux jeunes de supplanter les autres essences avec succès (voir partie 4.1) et lui confère le statut d'essence pionnière sur les milieux qu'elle colonise.

3.3 Les symbioses racinaires du robinier

On l'a vu précédemment, le robinier fait partie des Fabacées qui sont caractérisées par leur capacité fixatrice d'azote atmosphérique. Cette capacité leur est conférée grâce à la symbiose avec des bactéries du genre *Rhizobium* : la formation de nodosités, ou nodulations, dans les cellules du cortex racinaires sous l'action de bactéries symbiotiques du genre *Rhizobium* confère au robinier la capacité de fixer et d'assimiler l'azote atmosphérique (N₂). Il y a alors un échange entre les deux partenaires : l'arbre fournit l'énergie et le carbone dont ont besoin les bactéries et en retour elles convertissent l'azote atmosphérique (N₂) présent dans le sol, non assimilable par l'arbre, en ammonium (NH₄⁺). L'ammonium qui est assimilable par les racines de la plante (Chapman, 1935; Batzli *et al.*, 1992; Bormann *et al.*, 1993; Callaway *et al.*, 2011). Le robinier a un bon potentiel de fixation de l'azote atmosphérique avec 80% de son azote qui est issu de cette symbiose. Il s'agit de la principale source d'azote du robinier (Danso *et al.*, 1995). À partir de cette symbiose, le robinier accumule beaucoup d'azote dans ses feuilles, racines, branches et

tiges (Boring et Swank, 1984 ; Danso *et al.*, 1995) (Figure 9). Par la suite, cette accumulation d'azote entrainer une augmentation de la concentration en azote dans le sol : c'est le phénomène d'eutrophisation des sols qui va rendre disponible cet azote aux autres plantes du milieu. Par conséquent, les plantes à proximité du robinier sont susceptibles d'avoir une croissance accrue, ainsi qu'un stock plus important en azote dans le sol (Chapman, 1935 ; Friederich et Dawson, 1984), ce qui facilite la colonisation des plantes des milieux riches en azote, des nitrophiles (voir partie 5.1).

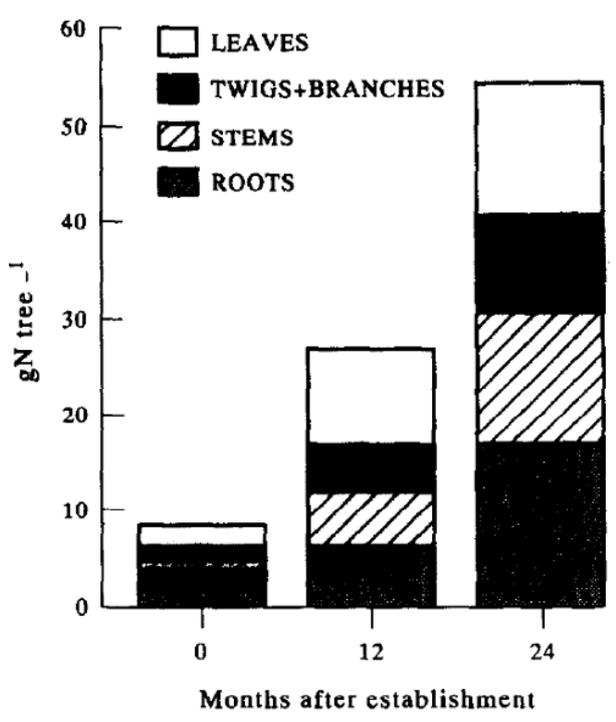


FIGURE 9 – Accumulation de l'azote dans les différentes parties de robinier durant les quelques mois qui suivent son introduction (d'après Danso *et al.*, 1995).

Mais, les bactéries symbiotiques *Rhizobium* ne sont pas les seuls micro-organismes symbioses racinaires qui interagissent avec le robinier. À plusieurs reprises, des études ont montré que le robinier s'associait à des champignons mycorhiziens (Olesniewicz et Thomas, 1999 ; Ferrari et Wall, 2008). Ceux-ci aident l'essence à capter les nutriments dans le sol ; dont le phosphore (augmentant sa concentration de P de 240% après 56 jours de croissance) et l'azote (augmentant sa concentration en N de 300% après 56 jours de croissance) (Olesniewicz et Thomas, 1999). Or, l'azote et le phosphore sont des éléments majeurs pour la croissance de l'arbre (Barea et Azcon-Aguilar, 1983). La production totale de biomasse par le robinier est significativement influencée par la présence de colonies mycorhiziennes, qui stimulent la croissance des feuilles, tiges et racines (Olesniewicz et Thomas, 1999). En favorisant l'absorption en azote et le phosphore, les bactéries *Rhizobium* associées aux colonies de champignons mycorhiziens *G.deserticola* assurent une croissance significativement plus rapide au robinier (Figure 10), avec également une production de biomasse, une nodulation et une fixation de N₂ plus importantes (Ferrari et Wall, 2008). Leur étude montre que ces avantages sont seulement observés lorsque les *Rhizobium* et champignons mycorhiziens sont associés : *G.deserticola* répondent à la forte demande en phosphore des plantes fixatrice d'N₂ (Barea et Azcon-Aguilar, 1983 ; Ferrari et Wall, 2008) et *Rhizobium* à la demande d'azote. Ainsi, à eux deux, ils améliorent la croissance du robinier, notamment dans des sols déficients en azote et phosphore, typiquement les sols dégradés (Ferrari et Wall, 2008).

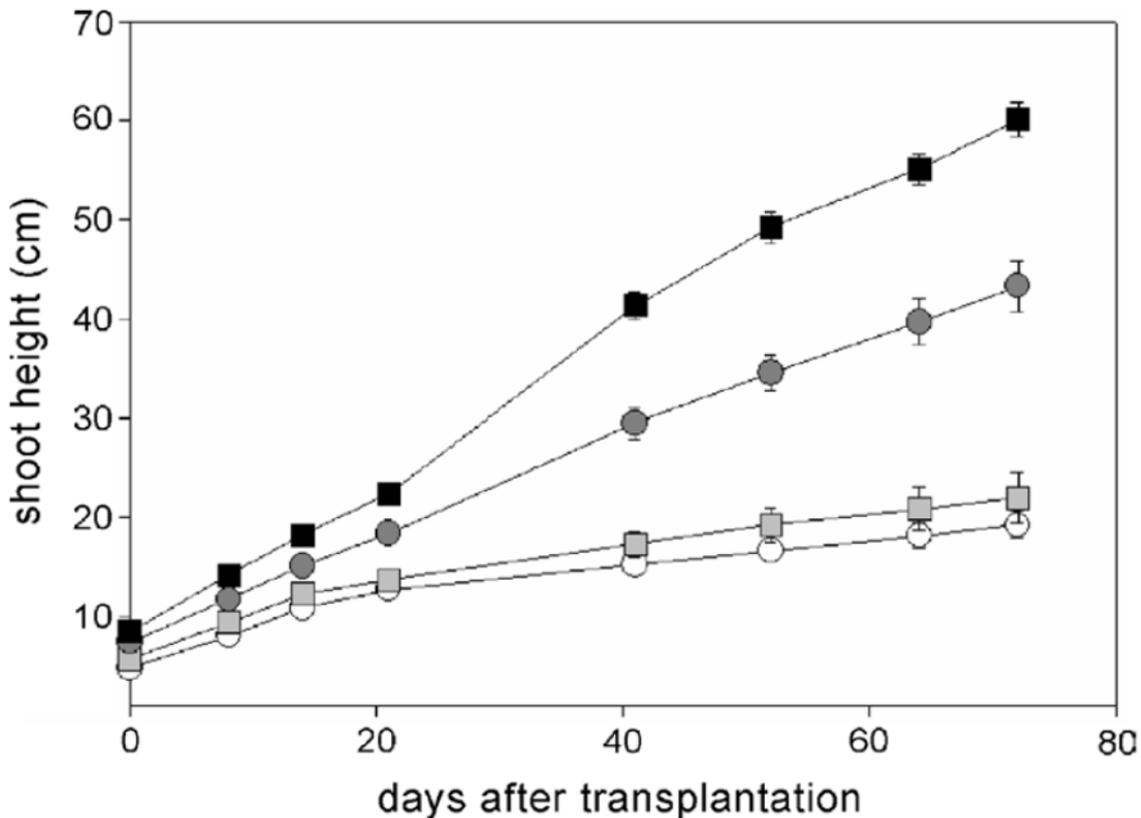


FIGURE 10 – Croissance des semis de robinier inoculés avec *Rhizobium* seul (cercle gris), avec *Rhizobium* et *G. deserticola* (carré noir), avec *G. deserticola* seul (carré gris) et sans contrôle (cercle blanc) dans des pots remplis d'un sol de surface. Les barres représentant l'erreur standard de la moyenne, d'après Ferrari et Wall (2008).

3.4 Le robinier, une essence sensible à la compétition

Le robinier est une essence avec une faible aptitude à la compétition (Trimble, 1975) : dans son aire de répartition naturelle, sa dominance dans un peuplement est de courte durée (20-30 ans), avant d'être remplacée par des essences à plus longue durée de vie et plus tolérantes à l'ombre (tels que *Carya spp* et *Quercus spp*). On constate particulièrement ce phénomène lorsque les réserves en azote du sol ne sont pas un facteur limitant pour les autres essences. C'est donc un processus de succession important qui permet à une grande variété d'essences, plus grandes et plus compétitives, de s'associer au robinier et de lui succéder, tels que les tulipiers *Liriodendron tulipifera* (Boring et Swank, 1984 ; Shure *et al.*, 2006). En effet, après 42 ans de développement, le robinier est souvent succédé par *L. tulipifera*, qui prend la dominance du peuplement (Clebsch et Busing, 1989). De par sa faible aptitude à la compétition, qui comprend la compétition intraspécifique, le robinier semble avantagé lorsqu'il est en mélange avec d'autres essences. Par exemple, dans des peuplements mixtes avec du pin à torche (*Pinus taeda*) en Virginie, le robinier présente de meilleurs résultats en termes de volume des branches et du houppier lorsqu'il est en mélange (après 5 ans de croissance) ; et en particulier lorsque l'abondance du robinier ne dépasse pas 25% (Figure 11). Ainsi, la croissance du robinier est plus élevée en peuplement mixte que pur car il y a moins de compétition intraspécifique pour

les ressources (Groninger, Zedaker et Fredericksen, 1997). De même en Allemagne, une étude observe que le robinier présente une meilleure production de biomasse lorsqu'il est en mélange avec *Prunus serotina* car la compétition y est moins forte qu'en peuplement pur (Kawaletz *et al.*, 2013). Par conséquent, leurs résultats montrent que la production de biomasse des individus est meilleure en mélange d'essences allochtones et autochtones, où la compétition interspécifique est moins rude que la compétition intraspécifique au sein d'un peuplement pur de robinier. Toutefois, cela dépend des situations : par exemple, lorsque le robinier est en mélange avec *Ailanthus altissima*, le robinier sera favorisé si le facteur de compétition est la lumière, mais défavorisé si le facteur de compétition est racinaire. *A. altissima* dominant la partie souterraine lorsque le sol est riche en nutriment alors que le robinier domine la partie aérienne (Call et Nilsen, 2005).

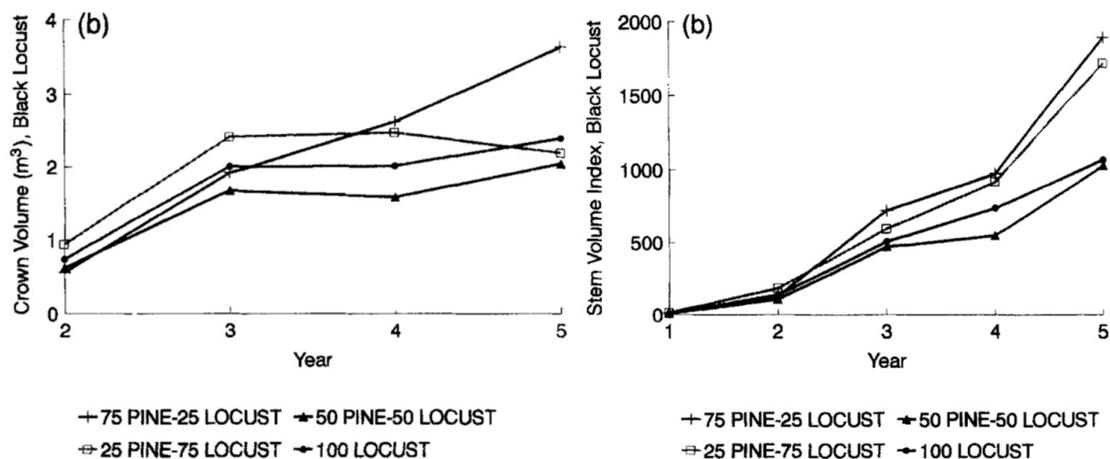


FIGURE 11 – Volume moyen du houppier (en m³) et l'indice du volume en branche à la fin de la cinquième saison de croissance du robinier selon l'abondance du robinier dans les peuplements. D'après Groninger, Zedaker et Fredericksen (1997).

Pour conclure, à terme, le robinier semble être remplacé par des essences autochtones plus compétitives (Boring et Swank, 1984; Dzwonko et Loster, 1997; Shure *et al.*, 2006; Clebsch et Busing, 1989). Ainsi, dans son aire de répartition naturelle, la stratégie qui semble être la plus efficace pour contrôler les populations de robinier semble être de « laisser faire », d'éviter les perturbations pour favoriser la colonisation par le robinier. En sachant que sa suppression ou sa limitation naturelle se fait par la concurrence avec d'autres essences autochtones, bien que cela peut demander plusieurs années (Motta *et al.*, 2009). Cependant, en Europe centrale, ce processus est plus complexe, la succession est plus lente et les milieux occupés par le robinier sont plus lentement remplacés par des essences autochtones (Dzwonko et Loster, 1997). En ex-Yougoslavie, la succession au sein des peuplements de robinier est limitée par le faible taux de croissance des essences autochtones et la rapide régénération du robinier après la coupe rase d'un habitat (Hruška, 1991). Des peuplements purs de robinier peuvent avoir une longévité importante en Europe, parfois au-delà de 70 ans, due au manque d'ennemis naturels, à l'absence de pression d'herbivores et d'attaques d'insectes (Cierjacks *et al.*, 2013) et parfois en raison d'un faible nombre d'essences autochtones dans les zones colonisées (Kowarik *et al.*, 2013). En Pologne, des individus de robinier peuvent atteindre plus de 110 ans et aucun exemple de succession de la dominance par des essences autochtones n'est connu (Pacyniak, 1981 vu par

Dzwonko et Loster, 1997 et Sabo, 2000). Toutefois, sur plusieurs décennies et en l'absence de perturbation, le robinier peut être finalement succédé et dominé par des essences autochtones européennes, similaires à ce qui est observé dans son aire de répartition naturelle (Motta *et al.*, 2009). À Berlin (Allemagne), bien que toujours dominants après 40 ans, les robiniers se voient succédés par *Acer sp.*, qui est un de ses concurrents potentiels et qui peut devenir à terme l'essence dominante (Dzwonko et Loster, 1997). Toutefois, si l'on souhaite conserver le robinier, il est alors nécessaire de limiter la pression de la compétition sur celui-ci. Ainsi, les peuplements mixtes semblent être les plus adaptés, car la compétition interspécifique est moins rude que ne l'est la compétition intraspécifique d'un peuplement pur (Groninger, Zedaker et Fredericksen, 1997; Kawaletz *et al.*, 2013).

Résumé partie 3 : Le robinier est autochtone du Sud-Est d'Amérique du Nord, dans les forêts mésophiles humides des montagnes d'Appalaches. En dehors de son aire de répartition naturelle, le robinier a été introduit avec succès en Europe, Asie tempérée, Amérique du Sud tempérée, Nord et Sud de l'Afrique, Australie et Nouvelle-Zélande dans des conditions climatiques diverses. Il occupe des habitats aux gammes de température annuelle allant de 5 à 15 °C, avec des précipitations moyennes allant de 500 à 1500 mm. Le robinier colonise des habitats divers en particulier des habitats urbanisés, des bords de routes et de rivières, des milieux perturbés et abandonnés. De plus, le nombre d'habitats occupés par le robinier risque d'augmenter considérablement dans les décennies à venir en raison des changements climatiques. D'autant plus qu'il s'agit d'une essence acclimatée aux conditions de sécheresse prolongée, au regard de sa capacité à réduire sa perte en eau et à diminuer sa transpiration et la taille de ses feuilles. Le robinier est tolérant à des conditions physico-chimiques du sol variées, plutôt gravier-sablonneux ou sablo-limoneux, secs, profonds, bien drainés où la stagnation de l'eau est rare car il ne supporte pas les sols argileux compact où l'eau peut stagner. Le robinier est une essence pionnière car il s'agit d'une essence avec une croissance rapide et héliophile, qui s'implante et survit dans des milieux ouverts non ombragés. Il est en symbiose avec des bactéries symbiotiques *Rhizobium* qui fixent l'azote atmosphérique (N²) et fournit au robinier une source d'azote importante. Elle est aussi en symbiose avec des champignons mycorhiziens qui répondent à la demande en phosphore. À eux deux, ces deux micro-organismes symbiotiques améliorent la croissance du robinier et lui permettent sa colonisation sur des sols pauvres en azote. Le robinier est une essence avec une faible aptitude à la compétition et après 20-30 années, il est rapidement succédé par d'autres essences plus compétitrices. Bien qu'en Europe, ce processus est moins rapide en raison du manque d'ennemis naturels, l'absence d'attaques d'insectes et la faible pression compétitive des essences autochtones européennes. Cependant, si l'on souhaite conserver le robinier, il est alors nécessaire de limiter la pression de la compétition sur celui-ci. Or, les mélanges d'essences autochtones avec du robinier semblent être les plus adaptés, car la compétition interspécifique entre essences est moins rude que ne l'est la compétition intraspécifique d'un peuplement pur de robinier.

4 Biologie du robinier

4.1 Croissance

Le robinier est un arbre assez peu longévif (100 ans en moyenne) et de taille moyenne. Les vieux arbres peuvent atteindre 12 à 18 m de haut et 30 à 76 cm de diamètre (Huntley, 1990; Cierjack et al., 2013). Dans les meilleurs cas, en peuplement, le robinier peut atteindre 30 m à 35 m de hauteur (Bartha *et al.*, 2008; Vítková et Kolbek, 2010). Il est exploité en tant que bois d'œuvre lorsqu'il atteint 45 ans pour 35 cm de diamètre. Le robinier est un arbre avec un bois particulièrement solide et résistant aux attaques de champignons et d'insectes (Cierjacks *et al.*, 2013). Il connaît une croissance rapide en hauteur avec une augmentation entre 30 et 80 cm par an en moyenne (Huntley, 1990; Cierjack *et al.*, 2013). Dans des conditions tempérées et sur un sol pauvre, le robinier montre des taux de croissance supérieurs aux autres essences de feuillus (Cleveland et Kjelgren, 1994; Athy, Keiffer et Stevens, 2006). La croissance en diamètre, l'allongement des pousses et de la surface foliaire sont bien plus élevés chez le robinier que chez les autres essences de feuillus (Cleveland et Kjelgren, 1994). En effet, les forêts de robinier peuvent atteindre des surfaces terrières et un stock de biomasse plus élevés que les forêts de *Pinus* et *Quercus* au même âge (Boring et Swank, 1984) et inhibent la survie de semis d'arbres autochtones pionniers (Taniguchi *et al.*, 2007). Par rapport aux semis des autres espèces au même âge, les graines germent plus rapidement et les semis de robinier ont une croissance plus rapide (Hanover, 1990 vu par Sabo, 2000 et Vítková *et al.*, 2017). Ils sont également plus grands et atteignent la maturité reproductive plus tôt (Vítková *et al.*, 2017). En effet, dans l'étude de Athy, Keiffer et Stevens (2006), les semis de robinier ont, en moyenne, un taux relatif de croissance (RGR) significativement supérieur aux cinq autres essences de feuillus étudiées ici (Figure 12). En France, l'accroissement courant est en moyenne de 7.7 m³/ha/an sur des sols ingrats, ce qui le classe parmi les feuillus à forte production (IFN).

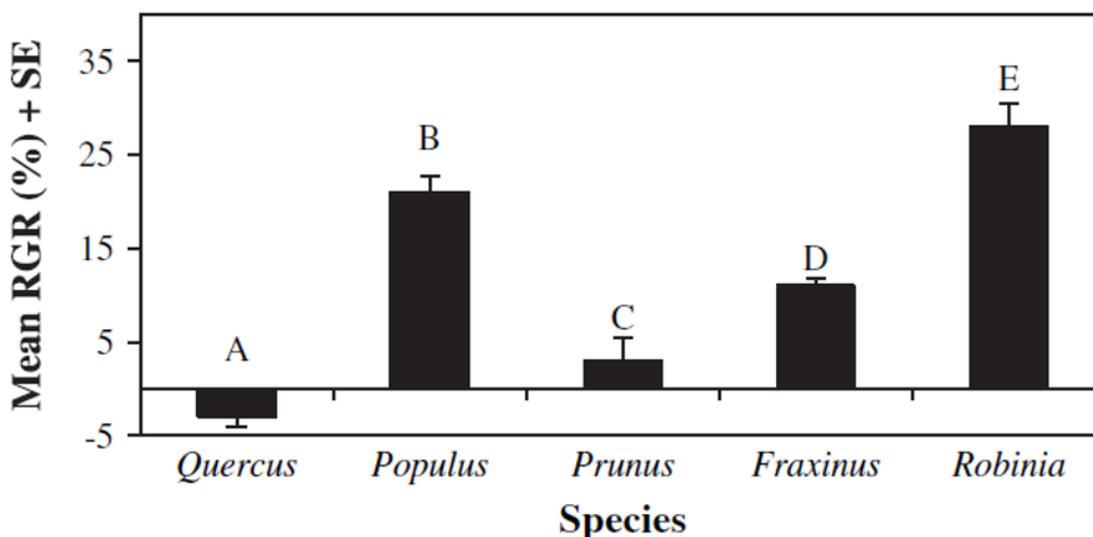


FIGURE 12 – Taux relatif de croissance moyen ($RGR = (hauteur\ 2 - hauteur\ 1) / hauteur\ 1 * 100$ en %, où la hauteur 1 est la hauteur des semis en septembre 2002 et hauteur 2 en septembre 2003) chez cinq essences. Les lettres indiquent les différences significatives de moyennes, basées sur des analyses de modèles linéaires généralisés, d'après Athy, Keiffer et Stevens (2006).

Comme nous l'avons vu précédemment, cette capacité de croissance rapide du robinier résulte de sa symbiose avec des bactéries *Rhizobium* et des champignons mycorhiziens, qui fournissent à l'arbre de l'azote et du phosphore, qui sont des éléments indispensables à sa croissance (voir partie 3.3). Les jeunes arbres poussent donc rapidement, plus vite que les autres espèces pendant les 10-20 premières années de leur croissance (Boring et Swank, 1984). Les rotations sont assez courtes, entre 20 et 40 ans, dans les peuplements de robinier (Forêt entreprise, 2007), en particulier sur des stations riches. Malgré tout, l'espèce atteint sa maturité très tôt et le taux de croissance diminue rapidement après l'âge de 30 ans, notamment sur un site pauvre (Huntley, 1990). Effectivement, après 10 à 20 ans, la croissance du robinier diminue et les peuplements perdent en vigueur. Ainsi, la mortalité augmente, en particulier sous l'action d'insectes ravageurs – tel que le lépidoptère *Megacyllene robiniae* (Boring et Swank, 1984) – et en raison de la compétition avec les autres essences (voir partie 3.4). De ce fait, seuls des arbres isolés ou en petits groupes peuvent persister pour atteindre leur maturité. Le robinier persiste dans les forêts fermées, en particulier s'il s'agit de l'espèce dominante avec interventions forestières (Huntley, 1990). Sans celles-ci, l'abondance du robinier diminuerait pendant la succession naturelle (Figure 13), à cause de sa durée de vie relativement courte, de sa faible tolérance à l'ombre (voir partie 3.2) et à la compétition (voir partie 3.4) (Höfle *et al.*, 2014).

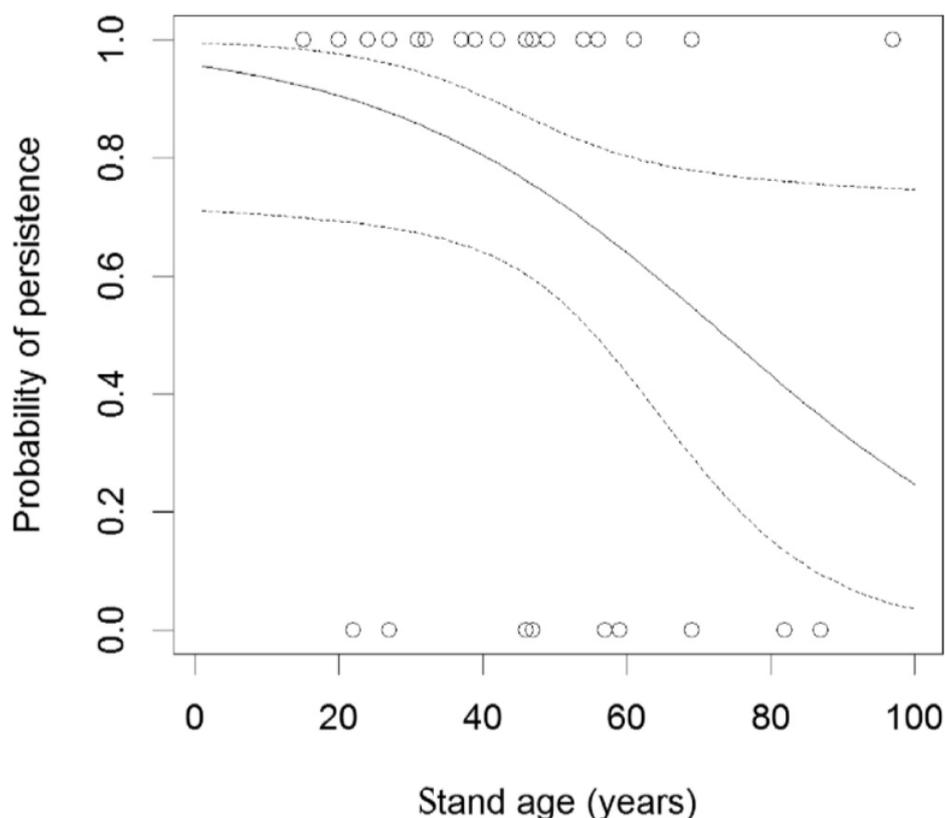


FIGURE 13 – Probabilité de persistance dans des peuplements du robinier introduit entre 1998 jusqu'à 2008, en fonction de l'âge du peuplement dans le parc national Donau-aeu localisé dans l'Est de l'Autriche. La ligne pleine correspond à la prédiction et les lignes en pointillé à l'intervalle de confiance à 95%, d'après Höfle *et al.* (2014).

4.2 Reproduction et dispersion

4.2.1 Reproduction asexuée et dispersion à courte distance

La forme principale de reproduction du robinier est asexuée par la formation des drageons racinaires qui apparaissent généralement au cours de la quatrième ou cinquième année de croissance (Huntley, 1990). Sur de courtes distances – à l’exception des milieux ombreux, humides ou continuellement perturbés – les drageons racinaires permettent au robinier de bénéficier d’une croissance clonale, en se propageant localement à plus de 1 m par an, par l’élargissement horizontal des racines formant un système racinaire connecté (Cierjack *et al.*, 2013). Cela lui confère une bonne aptitude à coloniser rapidement le milieu souterrain, ce qui le rend très efficace pour fixer les sols fragiles (berges, pentes, dunes, etc) et lutter contre l’érosion (Forêt entreprise, 2007). Les clones peuvent couvrir une zone très large, avec des tailles allant de 50 m² (7 m x 7 m) à 13.200 m² (110 m x 120 m) (Chang, Bongarten et Hamrick, 1998). Les dommages mécaniques sur les racines et troncs – tels que la mutilation de la partie aérienne (élagage, abattage), blessures des racines lors de travaux du sol, la mise en lumière suite à une coupe rase (Forêt entreprise, 2007) – conduisent à une augmentation de la densité des tiges et drageons, ainsi qu’au rajeunissement des peuplements de robinier (Cierjack *et al.*, 2013). Effectivement, le robinier a une régénération rapide après sa coupe, créant ainsi des difficultés lorsque l’on souhaite le remplacer. Hruška (1991) décrit la difficulté à convertir les zones de robinier en forêt de chênes, à cause de la croissance rapide des semis de robinier et le fort pouvoir de régénération du robinier après une coupe rase (voir partie 4.1). La présence de vieux arbres de robiniers sur un habitat va donc favoriser la reproduction asexuée sur plusieurs générations, au détriment de la reproduction sexuée (Chang, Bongarten et Hamrick, 1998). Le robinier se répand donc rapidement sur de courtes distances par rejets racinaires.

4.2.2 Reproduction sexuée et dispersion à plus longue distance

Les fleurs blanchâtres parfumées, portées en grappes voyantes (Huntley, 1990), formeront une fois fécondées des gousses qui stockeront les graines. Le pic de floraison a lieu entre mai et juin (Lee, Nam et Kim, 2011). Les abeilles domestiques sont les principales pollinisatrices du robinier en Europe (Kugler, 1943 vu par Cierjacks *et al.*, 2013). La fructification du robinier commence assez tôt, 6 ans après la germination (Huntley, 1990). Un arbre seul peut produire entre 6 et 12 kg de graines par an (Cierjacks *et al.*, 2013) (Figure 14).

La germination des graines est intrinsèquement liée aux conditions environnementales, à la température et à la présence de lumière, au niveau de perméabilité et de dormance des graines (Baskin *et al.*, 2000). Pendant longtemps, les graines du robinier ont été considérées comme ayant les mêmes caractéristiques que des graines de dormance, à cause de sa gousse imperméable nécessitant une scarification pour germer (Roberts et Carpenter, 1983 ; Huntley, 1990 ; Masaka *et al.*, 2010). Dès lors, certaines graines peuvent parfois survivre 39 ans dans le sol (Toole et Brown, 1946). Un choc thermique, tel qu’un feu de forêt, semble engendrer une réaction de germination chez les graines du robinier (Masaka et Yamada, 2009), d’autant plus que le feu joue un rôle important dans la dynamique forestière des montagnes des Appalaches, d’où est originaire le robinier (Elliot, Boring et Swank, 1997). Cependant, la capacité de dormance des graines de robinier ne fait pas consensus et d’autres études observent que les

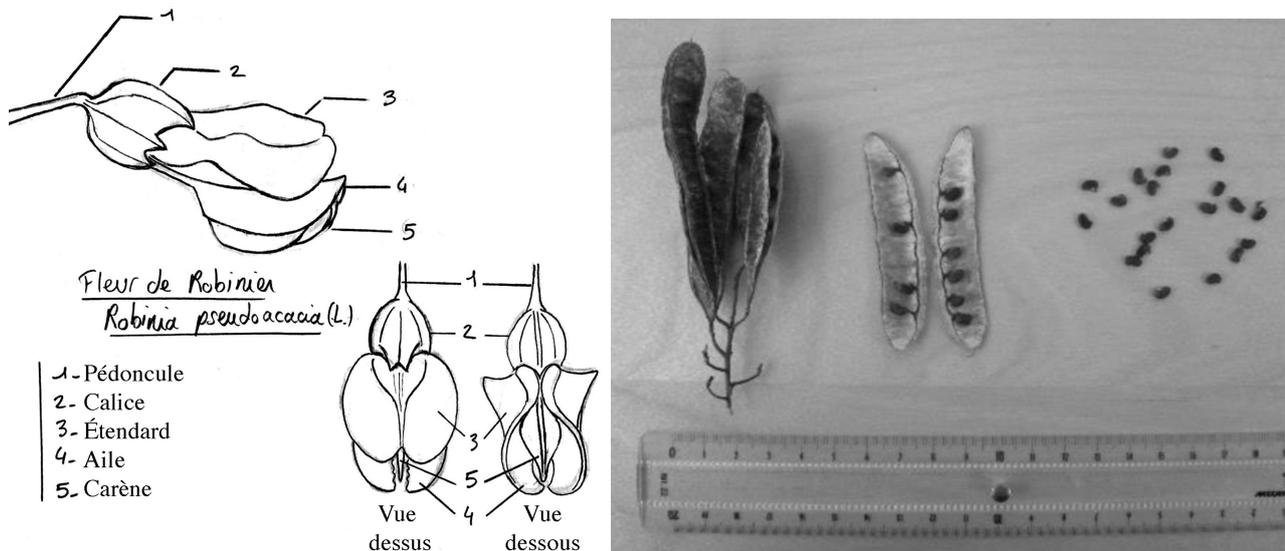


FIGURE 14 – À gauche, morphologie de la fleur du robinier (dessin : Tristan Ubaldi, 2020) ; À droite, gousses et graines de robinier (photo : Annabel Porté, INRA).

graines ne semblent pas pouvoir rester très longtemps dans le sol (Masaka *et al.*, 2010). En outre, elles sont susceptibles d'être attaquées par des parasites ou des champignons dans le sol. Elles présentent une longévité plus importante dans les gousses restées dans la couronne de l'arbre en hiver (Masaka et Yamada, 2009). La reproduction sexuée, via la dispersion de graine, est une stratégie importante pour coloniser de nouveaux habitats (Chang, Bongarten et Hamrick, 1998). Toutefois, la dispersion naturelle de graines est contraignante pour le robinier car la graine est plutôt lourde, principalement dispersée par la gravité ou le vent, non loin de l'arbre mère. Des dispersions à longue distance sont moins communes, bien qu'elles existent (Cierjacks *et al.*, 2013), pouvant ainsi parcourir plus de 1200 m de distance par l'eau à travers une rivière (Samuel et Kowarik, 2013), par les transports humains comme par les routes ou les voies ferrées, par le transport de matériaux des mines, des carrières, des sablières contenant des graines ou racines de robinier (Pyšek *et al.*, 2012) ; ou plus occasionnellement par des animaux tels les cochons ou les oiseaux (Cierjack *et al.*, 2013).

4.3 Une espèce ingénieur

Les espèces ingénieurs sont capables de changer les conditions physiques de leur environnement : elles peuvent altérer la dynamique des écosystèmes en modifiant la disponibilité des ressources pour d'autres espèces (Ehrenfeld, 2010). Les espèces ingénieurs végétales (traduit du terme *plant ecosystem engineers* cité par Vetter *et al.*, 2018) peuvent être invasives et fortement influencer un écosystème en altérant l'énergie, l'eau et/ou les flux des nutriments et par conséquent altérer les propriétés de l'écosystème (Vetter *et al.*, 2018). Outre l'introduction d'espèces ingénieurs végétales dans de nouveaux environnements pour leur utilisation agricole ou forestière, elles sont souvent également introduites par l'homme pour restaurer et conserver les sols, l'eau ou pour la réhabilitation des terres dégradées. En effet, elles influencent généralement positivement la stabilité des sols, le cycle des nutriments et le passage de la lumière (Ayanu *et al.*, 2015). Toutefois, si elles deviennent envahissantes, ces caractéristiques positives peuvent avoir des effets négatifs et avoir des répercussions négatives sur les communautés autochtones

et les propriétés des écosystèmes (Richardson *et al.*, 2000; Vetter *et al.*, 2018). À travers ses caractéristiques (même si le terme *trait fonctionnel* est plus approprié), ainsi qu'à travers son histoire, le robinier peut être considéré comme une espèce ingénieur végétale. En effet, en plus d'avoir longtemps été implanté pour lutter contre l'érosion, pour stabiliser les sols, et pour l'usage de son bois dans l'agriculture comme piquet (Cierjacks *et al.*, 2013; voir partie 2), le robinier influence son environnement en modifiant la disponibilité des ressources environnantes (lumière, eau et nutriment dans le sol). D'abord, car il eutrophie les sols en azote et laisse un fort passage de la lumière en sous-bois. Ces modifications ont des répercussions directes sur les communautés végétales de sous-bois, puis sur la faune forestière (voir partie 5) (Vítková et Kolbek, 2010). Ce chapitre est consacré à détailler les traits fonctionnels (morphologiques et physiologiques) présents chez le robinier qui sont à l'origine des modifications des propriétés édaphiques, dans une première partie, et des conditions lumineuses en sous-bois, dans une seconde partie.

4.3.1 Modification des propriétés édaphiques et des réserves nutritives du sol

Plus que les autres essences, le robinier a un fort taux d'azote dans sa biomasse, ce qui va modifier les conditions édaphiques et nutritives du sol en accumulant cet azote dans la litière (Boring et Swank, 1984; Danso *et al.*, 1995; Rice *et al.*, 2004; Buzhdygan *et al.*, 2016). Cette forte concentration en azote dans la biomasse du robinier, due à la symbiose racinaire avec les bactéries *Rhizobium* fixatrices d'azote atmosphérique (voir partie 3.3), va suite à sa décomposition, augmenter la concentration d'azote dans le sol : c'est le phénomène d'eutrophisation. Cet azote devient donc disponible pour les plantes du sous-bois de robinier (Figure 15) (Boring et Swank, 1984; Rice *et al.*, 2004; Šenkýř, 2015; Medina-Villar *et al.*, 2016). La quantité d'azote rajoutée dans le sol est estimée à 48 kg/ha/an pour un peuplement de 4 ans, 75 kg/ha/an pour un peuplement de 17 ans et 33 kg/ha/an pour un peuplement de 38 ans (Boring et Swank, 1984). Les quantités d'azote dans le sol sont donc nettement plus élevées sous robinier que sous d'autres essences (Boring et Swank, 1984; Rice *et al.*, 2004). En effet, les concentrations totales en azote et en matières organiques dans les 15 premiers cm de profondeur du sol sont significativement plus élevées sous du robinier qu'en mélange de feuillus au même âge, à 38 ans (Figure 16). De même, Rice *et al.* (2004) ont comparé le taux de minéralisation net en azote, la concentration totale en azote du sol et le taux de nitrification entre des robinieraies de 20-35 ans et des chênaies-pineraies. Ils observent des différences significatives entre le taux de minéralisation net en azote des deux types de peuplements, avec 86 kg N/ha/an en robinieraies contre seulement 19 kg N/ha/an en chênaies-pineraies, des taux 5 à 13 fois plus importants sous le robinier (Figure 17a). La concentration en azote dans l'horizon A du sol est plus élevée sous robinier avec des différences significatives pour quatre sites sur six et une augmentation moyenne de 1,9 fois (Figure 17b). D'après leurs résultats, ce taux élevé de minéralisation en azote dans les peuplements de robinier résulte d'une masse de litière deux fois plus élevée sous robinier et à une concentration en azote accrue dans la litière foliaire du robinier (Rice *et al.*, 2004).

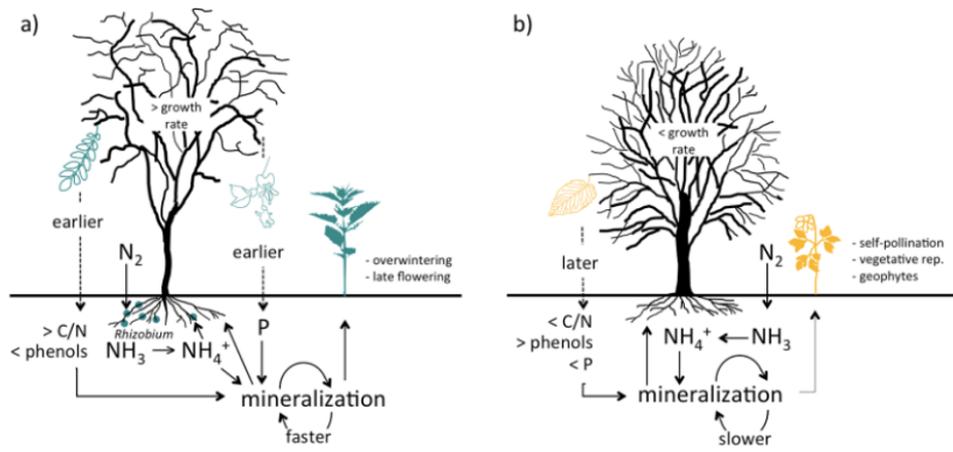


FIGURE 15 – Représentation conceptuelle illustrant les variables environnementales et les traits de la composition floristique entre le sous-bois dominé par un robinier et un arbre autochtone. D’après Stizia *et al.* (2018).

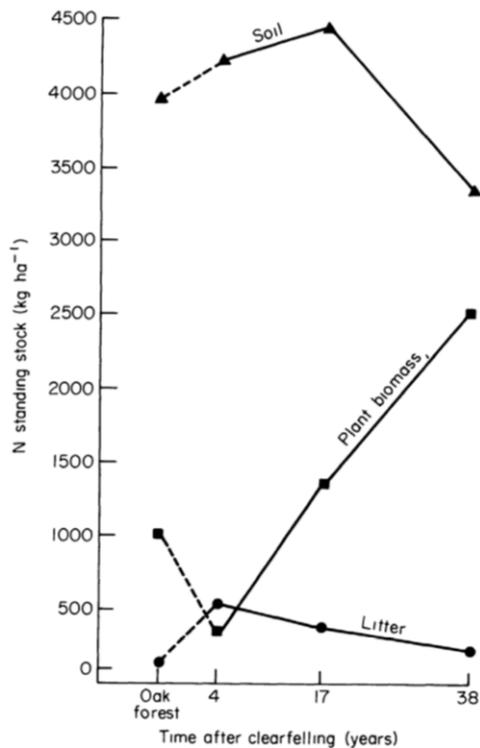


FIGURE 16 - Stockage de l’azote dans la biomasse de la plante, la litière et le sol entre les peuplements de robinier et une chênaie à Coweeta en Caroline du Nord (USA). Les valeurs en abscisse (ligne continue) représentent l’évolution des trois critères en peuplement de robinier 4, 17 et 38 ans après une coupe rase, comparé à la valeur obtenue dans la chênaie (oak forest) avant coupe rase (temps 0). Le sol est représenté par un triangle, la biomasse de la plante par un carré et la litière par un rond. D’après Boring et Swank (1984)

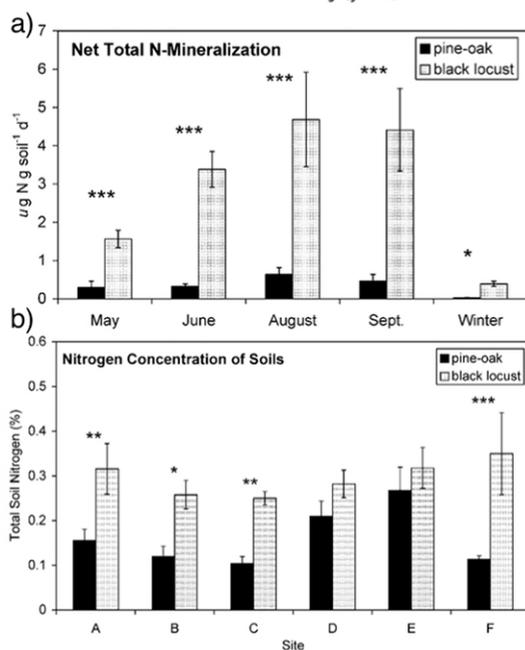


FIGURE 17 - Variation saisonnière de la minéralisation nette totale en azote pour l’horizon A des sols de la chênaie-pineraie (barre pleine) et sous robinier (barre blanche) sur six sites différents (A à F). b) Concentration en azote du sol. Moyenne et erreur type (n = 5) d’azote total dans le sol (en %) est observé pour l’horizon A des sols de la chênaie-pineraie (barre pleine) et sous robinier (barre blanche) sur six sites différents (A à F). Les astérisques représentent les valeurs significativement différentes (* p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001) d’après Rice *et al.* (2004).

Cet apport en azote dans le sol sera disponible pour les plantes environnantes (Chapman, 1935; Friederich et Dawson, 1984; Cierjacks *et al.*, 2013). En effet, l'enrichissement en azote par le robinier (Boring et Swank, 1984; Montagnini *et al.*, 1991; Medina-Villar *et al.*, 2016; Lazzaro *et al.*, 2018) et en matière organique (Boring et Swank, 1984; Von Holle *et al.*, 2006; Wei *et al.*, 2009), incluant d'autres éléments dont le phosphore (Sitzia *et al.*, 2018), va améliorer positivement la croissance des plantes à proximité du robinier (Friederich et Dawson, 1984; Wang *et al.*, 2005). Chapman (1935) a rapporté qu'en augmentant la distance des plantations de robinier avec les autres plantations, cela entraîne une diminution d'azote dans le sol, ce qui a eu des répercussions négatives sur la hauteur et sur le diamètre des autres feuillus dont *Fraxinus americana*, *Liriodendron tulipifera*, *Quercus prinus*, *Quercus velutina* et *Catalpa speciosa* (Chapman, 1935; Von Holle *et al.*, 2006). Toutefois, cette forte teneur en azote déposée sous robinier contamine les eaux et les rivières (Buzhdygan *et al.*, 2016), avec des concentrations en azote 10 à 100 fois plus élevées que dans les eaux s'écoulant d'un bassin versant voisin occupé par d'autres essences (Haines cité par Sabo, 2000). Outre l'azote, le robinier va également entraîner le dépôt dans le sol de composés phytotoxiques présents dans ses feuilles. Lors de leur décomposition, ces composés vont s'accumuler dans le sol et nuire à la croissance de certaines plantes environnantes et suivantes (Nasir *et al.*, 2005). Nasir *et al.* (2005) ont identifié plusieurs phytotoxines (robinetin, myricetin et quercetin) dans les feuilles de robinier inhibant la croissance des herbacées testées comme des *Echinochloa*, qui sont sensibles aux composés allélochimiques présents dans la litière des feuilles de robinier (Figure 18).

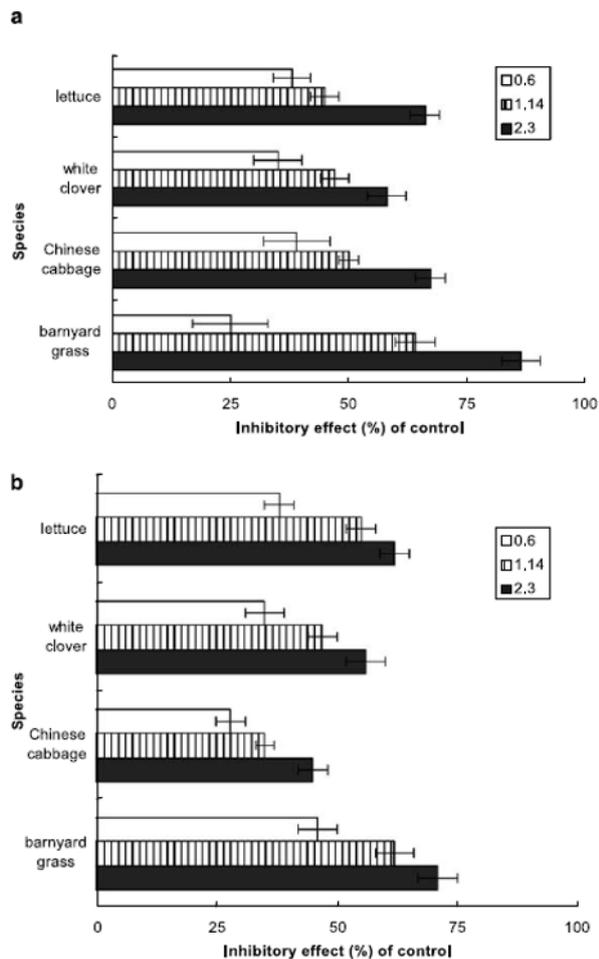


FIGURE 18 – Effet inhibiteur des feuilles de robinier sur l'élongation des racines (a) et des rameaux (b) des espèces herbacées à trois concentrations différentes (en %). D'après Nasir *et al.* (2005).

4.3.2 Modification des conditions lumineuses

La transmission de la lumière dans les sous étages d'un peuplement est dépendante de nombreuses propriétés, propres aux essences, telles que de la morphologie des feuilles, de leur arrangement spatial, des propriétés optiques de la feuille, etc. Ces propriétés peuvent être estimées à partir de variables, telles que la fermeture de la canopée ou l'indice de surface foliaire (LAI) (Barbier *et al.*, 2008). Dans le cas du robinier, sa structure, les propriétés de ses feuilles et de sa canopée sont propices à une transmission de lumière en sous-bois relativement importante. En effet, la canopée du robinier n'est pas très dense (Šenkýř, 2015), plus ouverte que les autres essences (Figure 19) (Kroftová et Reif, 2017; Slabejová *et al.*, 2019; Štrobl *et al.*, 2019), avec un houppier plus ouvert et des feuilles plus dispersées par rapport aux autres essences (*Fraxinus*, *Populus*, *Ulmus* et *A.altissima*) (González-Muñoz *et al.*, 2013). Le couvert de la canopée du robinier est de seulement 41% comparé aux 72% observés à celle des forêts chênaies naturelles européennes (Hanzelka et Reif, 2015a). Dans son aire de répartition naturelle, aux États-Unis, la fermeture de la canopée des peuplements de robinier est similaire à celles des autres essences (*Acer saccharum*, *Quercus rubra*, *Fagus grandifolia* et *Pinus strobus*). Bien qu'en revanche, il existe des différences de fermeture de la canopée selon la période de l'année, avec notamment une fermeture plus tardive sous les robiniers (Figure 20). En effet, la période de présence des feuilles sur l'arbre est également relativement courte et tardive, (Sitzia *et al.*, 2018; Slabejová *et al.*, 2019), avec des feuilles qui apparaissent tardivement au printemps (Cierjacks *et al.*, 2013) et tombent durant les sécheresses d'été, généralement au mois d'août. Cela entraîne une forte transmission de la lumière en sous-bois, ce qui permet la colonisation d'espèces exigeantes en lumière : les peuplements de robinier sont caractérisés par des couverts d'herbacées (Buchholz *et al.*, 2015; Hanzelka et Reif, 2016; Terwei *et al.*, 2016; Štrobl *et al.*, 2019) et arbustifs (Von Holle *et al.*, 2006; Hanzelka et Reif, 2015b; Hanzelka et Reif, 2016; Kroftová et Reif, 2017) très denses et développés (Figure 21), ce qui limite l'établissement d'espèces tolérantes à l'ombre (Campagnaro *et al.*, 2018; Slabejová *et al.*, 2019). Le développement arbustif dans les peuplements de robinier est de 57% par rapport à 11% sous la forêt de chêne et un couvert herbacé de 53% par rapport à 5% sous les chênes (Hanzelka et Reif, 2015a).

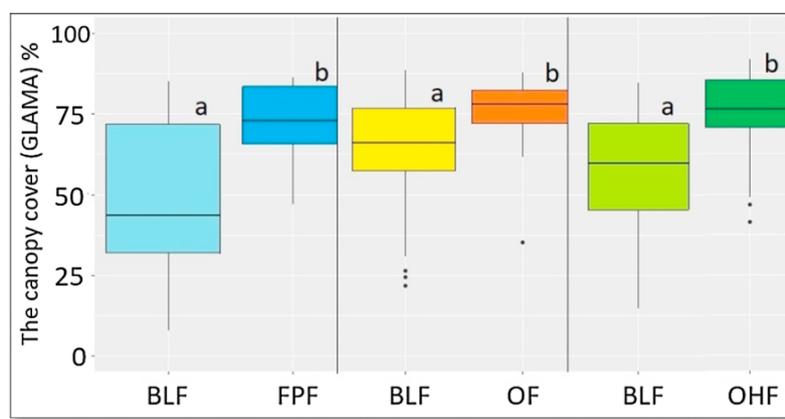


FIGURE 19 – Comparaison du couvert de la canopée entre les peuplements de robinier (BLF) et les types de forêts autochtones (FPF, forêts de plaines inondables; OF, forêts de chêne; OHF, forêts chênaies-charmaie). Les différentes lettres indiquent les différences statistiques significatives entre les types de peuplements. D'après Slabejová *et al.* (2019).



FIGURE 20 – Différent couvert et disponibilité en lumière sous la canopée en peuplement de robinier (à gauche) et de forêt autochtone (à droite) en Juin 2011 dans le Nord du Michigan. D'après Deneau (2013).



FIGURE 21 – Photos comparatives de la densité du sous-bois sous la canopée de frêne (a) et sous la canopée de robinier (b). Photos par Corradini et Sitzia, d'après Sitzia *et al.* (2018).

Résumé partie 4 : Le robinier est un arbre de taille moyenne, de 12 à 18 m, mais il peut parfois atteindre 30 m à 35 m de hauteur, avec un bois solide et une croissance plus rapide que la plupart des essences de feuillus. L'essence atteint sa maturité très tôt et le taux de croissance diminue rapidement après l'âge de 30 ans, souvent succédée par d'autres essences. En revanche, le robinier peut persister et rester l'essence dominante dans les forêts lorsque le choix de gestion est de le maintenir au sein des peuplements forestiers. D'autre part, le robinier se reproduit de deux façons différentes, de manière asexuée et sexuée. Il peut ainsi sur de courtes distances disperser des drageons (des rejets racinaires) qui permettent au robinier une croissance clonale et une dispersion rapide sur une large surface, avec une propagation locale de plus d'un mètre par an. Cela lui confère ainsi une bonne aptitude à coloniser et dominer rapidement un habitat. Le robinier a une régénération rapide après une coupe rase, rendant difficile son retrait d'un habitat. À l'inverse, la dispersion à longue distance est plus rare car la graine est lourde et stockée dans des gousses ; elle se disperse donc difficilement loin de l'arbre mère. La plupart du temps, les populations se trouvent à proximité des plantations d'origine. Les dispersions sur de longues distances sont principalement liées aux transports des graines par les rivières et les fleuves ou alors par les routes ou les voies ferrées. D'autre part, le robinier est une espèce végétale ingénieur : ses traits fonctionnels, c'est-à-dire la morphologie de ses feuilles et sa capacité d'accumuler de l'azote, engendrent des changements au sein de la structure, des caractéristiques physiques et de la disponibilité des ressources de son environnement et des écosystèmes environnants. L'accumulation d'azote dans les sols par le robinier résulte de sa capacité à fixer l'azote atmosphérique (à travers une symbiose avec *Rhizobium*, caractéristique des *Fabaceae*) puis d'un phénomène d'eutrophisation : la minéralisation de la biomasse du robinier qui contient une concentration importante d'azote. L'azote, une fois minéralisé, est disponible et assimilable par les autres plantes, ce qui facilite leur croissance. Or, cette eutrophisation est nettement plus élevée sous le robinier que sous d'autres essences de feuillus. En enrichissant le sol, le robinier modifie donc profondément les réserves en azote et les propriétés physico-chimiques des sols. De plus, les propriétés morphologiques de ses feuilles et de sa canopée sont propices à un passage important de la lumière en sous-bois forestier. En effet, la présence de petites feuilles, très dispersées, avec une apparition tardive au printemps et une chute précoce en été, rend la canopée du robinier plus ouverte que celle des autres feuillus des forêts locales européennes. Le couvert de la canopée est plus faible et le houppier plus ouvert que chez les autres essences de feuillus des forêts locales. Cette ouverture de la canopée facilite la colonisation d'espèces héliophiles, ce qui forme ainsi des couverts herbacés et arbustifs très denses et développés sous robinier.

5 L'impact du robinier sur la biodiversité

Les espèces végétales exogènes envahissantes (EVEE) peuvent menacer la biodiversité, c'est-à-dire l'équilibre des écosystèmes et la diversité des espèces. En modifiant les conditions environnementales, les EVEE peuvent modifier la composition des communautés d'espèces autochtones (Hejda, Pyšek et Jarosik, 2009;), en altérant leur abondance, leur diversité et leur capacité de survie au sein de ces écosystèmes (Mack *et al.*, 2000; Vilà *et al.*, 2011). Dans le cas du robinier, son statut est très controversé et n'est pas considéré comme une essence envahissante en Europe. De plus, ses impacts sur la biodiversité restent encore assez peu documentés (Benesperi *et al.*, 2012; Sitzia *et al.*, 2012; Cierjacks *et al.*, 2013; Vítková *et al.*, 2017). Certaines études sur l'impact du robinier dans les écosystèmes européens concluent sur une tendance de réduction de la richesse spécifique et d'homogénéisation de la diversité végétale au sein des écosystèmes occupés par du robinier par rapport à ceux qui ne le sont pas (Benesperi *et al.*, 2012; Sitzia *et al.*, 2012; Trentanovi *et al.*, 2013). En revanche, d'autres études ne s'accordent pas avec ces résultats (Cierjacks *et al.*, 2013; Vítková *et al.*, 2017). Malgré tout, où que le robinier s'implante, il s'adapte toujours très bien aux conditions locales (Vítková et Kolbek, 2010). Il crée des habitats spécifiques, ce qui engendre de forts clivages au sein des compositions biotiques en comparaison aux communautés autochtones initiales (Montagnini *et al.*, 1991; Vítková, 2004; Von Holle *et al.*, 2006; Taniguchi *et al.*, 2007). Grâce à sa capacité fixatrice d'azote (voir partie 3.3), le robinier rend les sols plus riches en azote assimilable par les autres plantes environnantes (Boring et Swank, 1984; Rice *et al.*, 2004; Von Holle *et al.*, 2006; Wei *et al.*, 2009). De plus, avec une canopée moins dense que les essences autochtones, le robinier modifie les conditions lumineuses des écosystèmes occupés (voir partie 4.4.2). Tout cela limite le nombre d'espèces qui peuvent vivre dans ces habitats (Matus *et al.*, 2003) et engendre des changements au sein de la composition floristique du sous-bois (Dyderski et Jagodziński, 2020b), en particulier en limitant l'implantation d'espèces sensibles à l'azote et à la lumière (Vítková et Kolbek, 2010). Par conséquent, l'introduction et la dominance du robinier sur des zones extérieures à son aire de répartition naturelle peuvent aboutir à une perte de la biodiversité autochtone et parfois engendrer une dégradation au sein des espaces naturels ou restaurés (Sabo, 2000). De plus, ces impacts risquent de s'accroître dans les décennies à venir, car le changement climatique favorise la propagation du robinier sur de nouveaux habitats (Kleinbauer *et al.*, 2010). Cette dernière partie de synthèse va donc s'intéresser aux impacts du robinier sur la flore et la faune, en synthétisant les résultats obtenus par les études scientifiques sur le sujet, afin d'en tirer une conclusion sur le rôle du robinier sur la biodiversité des écosystèmes européens.

5.1 L'impact du robinier sur la composition et la diversité floristique

De nombreuses études montrent que les peuplements de robinier en Europe engendrent des changements profonds au sein des écosystèmes où ils sont implantés, en formant des communautés végétales différentes de celles qui sont observées au sein des forêts autochtones (Montagnini *et al.*, 1991 ; Dzwonko et Loster, 1997 ; Matus *et al.*, 2003 ; Von Holle *et al.*, 2006 ; Taniguchi *et al.*, 2007 ; Vítková et Kolbek, 2010 ; Benesperi *et al.*, 2012 ; Deneau, 2013 ; Trentanovi *et al.*, 2013 ; Staska, Essl et Samimi, 2014 ; Šenkýř, 2015 ; Kroftová et Reif, 2017 ; Campagnaro *et al.*, 2018 ; Gentili *et al.*, 2019 ; Dyderski et Jagodziński, 2020b ; Montecchia et Allegrezza, 2020). Dans le centre de l'Europe, le remplacement des forêts dominées par des essences autochtones par des plantations pures de robinier engendre des changements profonds des conditions naturelles de ces écosystèmes forestiers. En effet, cela provoque une diminution de la richesse spécifique et de la diversité en espèces végétales autochtones (Matus *et al.*, 2003 ; Benesperi *et al.*, 2012 ; Sitzia *et al.*, 2012 ; Trentanovi *et al.*, 2013 ; Šenkýř, 2015 ; Lazzaro *et al.*, 2018 ; Slabejová *et al.*, 2019), ainsi qu'une tendance à l'homogénéisation de la composition floristique de sous-bois (Benesperi *et al.*, 2012 ; Sitzia *et al.*, 2012 ; Slabejová *et al.*, 2019) et en essences (Dyderski et Jagodziński, 2020a). Ces changements de composition sont principalement causés par la modification de la disponibilité nutritive du sol, principalement en azote (voir partie 4.3.1) et des conditions lumineuses (voir partie 4.3.2) provoquées par le robinier. En augmentant les réserves en azote dans le sol et la disponibilité en lumière, le robinier influence la composition floristique, facilitant l'établissement et la dominance, au sein des peuplements, d'espèces allochtones aux forêts européennes (Montagnini *et al.*, 1991 ; Dzwonko et Loster, 1997 ; Matus *et al.*, 2003 ; Vítková et Kolbek, 2010 ; Benesperi *et al.*, 2012 ; Sitzia *et al.*, 2012 ; Deneau, 2013 ; González-Muñoz *et al.*, 2013 ; Šenkýř, 2015 ; Von Holle *et al.*, 2006 ; Campagnaro *et al.*, 2018 ; Terwei *et al.*, 2016 ; Lazzaro *et al.*, 2018 ; Gentili *et al.*, 2019 ; Slabejová *et al.*, 2019 ; Montecchia et Allegrezza, 2020). Ces espèces allochtones sont principalement des espèces nitrophiles, des graminoides rudérales (Dzwonko et Loster, 1997 ; Matus *et al.*, 2003 ; Benesperi *et al.*, 2012 ; Trentanovi *et al.*, 2013 ; Staska, Essl et Samimi, 2014 ; Campagnaro *et al.*, 2018 ; Lazzaro *et al.*, 2018 ; Slabejová *et al.*, 2019 ; Gentili *et al.*, 2019 ; Montecchia et Allegrezza, 2020), des espèces héliophiles, tolérantes à la lumière (Campagnaro *et al.*, 2018 ; Slabejová *et al.*, 2019), des espèces anthropophiles (Hruška, 1991, Vítková et Kolbek, 2010) ou des espèces synanthropiques, adaptées aux milieux modifiés par l'homme (Lazzaro *et al.*, 2018). Ce changement de composition floristique est particulièrement observé sur les milieux à sol pauvre, où l'enrichissement en azote entraîne un remplacement de la végétation oligotrophe et acidophile (Benesperi *et al.*, 2012) typique des forêts de chênaie-charmaie en Europe. En s'établissant dans des prairies où il est pionnier – sur d'anciennes terres agricoles ou pastorales (voir partie 3.1) – le robinier ferme le milieu et sa présence engendre une diminution de la richesse spécifique et le nombre d'espèces typiques des prairies ouvertes (Dzwonko et Loster, 1997 ; Matus *et al.*, 2003). Les études aboutissant à ces conclusions sont nombreuses. En effet, Benesperi *et al.* (2012) décrit une baisse de la richesse spécifique végétale dans des peuplements purs de robinier comparés aux forêts autochtones. Ainsi, elle est caractérisée par une plus forte hétérogénéité de la végétation qu'en forêt autochtone ; une composition végétale significativement différente entre les robineraies et les forêts autochtones ; une dominance des espèces nitrophiles dans les robineraies, bien que leur nombre soit négligeable dans les forêts autochtones des montagnes d'Apennins italiennes.

Ces résultats révèlent que le remplacement des forêts autochtones par des robineraies provoque la diminution de la richesse spécifique végétale, un changement dans la composition floristique et une homogénéisation de la flore forestière (Benespero *et al.*, 2012). Pour Hruška (1991), le reboisement de robinier dans les chênaies acides de l'ex-Yougoslavie serait susceptible de créer une instabilité structurale et floristique, limitant ainsi l'établissement d'essences feuillues et d'espèces herbacées autochtones. Matus *et al.* (2003) ont étudié l'impact de l'introduction de robinier sur la richesse spécifique en prairies hongroises. Ils observent un nombre moins important d'espèces en présence de robinier, ainsi que la disparition d'espèces spécialistes typiques des prairies ouvertes, remplacées par des espèces nitrophiles. L'établissement du robinier en prairie crée un remplacement quasi-complet de la composition floristique par rapport aux prairies naturelles et une baisse drastique de la diversité végétale sur une courte période de temps. Quant à Campagnaro *et al.* (2018), ils ont trouvé qu'étonnamment les forêts secondaires de robinier – qui se développent sur d'anciennes terres abandonnées durant les 35-40 dernières années – peuvent montrer des résultats très variables et héberger des communautés floristiques hétérogènes avec aussi bien des espèces nitrophiles, héliophiles et sciaphiles. Selon les auteurs, cela s'explique par une forte variabilité dans les conditions environnementales : les caractéristiques et la structure des peuplements de robinier engendrent une hétérogénéité globale à laquelle répond la composition floristique (au travers de la variabilité de la couverture arbustive, du diamètre, de la hauteur moyenne des arbres et de la surface terrière des peuplements). Leur analyse de la diversité β révèle que le mécanisme à l'origine de cette hétérogénéité dans la structure des communautés résulte principalement du remplacement des espèces et des couvertures végétales. Ce remplacement contribue à maintenir une biodiversité végétale à l'échelle du paysage en accueillant diverses communautés végétales. Terwei *et al.* (2016), dans leur étude, concluent que les bois dominés par du robinier sont associés à un couvert herbacé dense et à l'établissement d'une nouvelle composition végétale de sous-bois dominée par des nitrophiles et des graminoides tolérantes au stress. Taniguchi *et al.* (2017), qui ont étudié l'impact du robinier sur les communautés de champignons ectomycorhiziens, montrent que l'eutrophisation des sols en azote par le robinier (voir partie 4.3.1) a un effet négatif sur les racines porteuses de champignons ectomycorhiziens. Elle provoque des changements au sein de ces communautés par une diminution de 17 à 41% des champignons ectomycorhiziens sur l'extrémité racinaire. De même, Nascimbene, Nimis et Benespero (2012) ont étudié l'impact du robinier sur les lichens épiphytes en région subméditerranéenne italienne, en particulier en cherchant à déterminer si les peuplements matures de robiniers favorisent autant la composition et diversité en lichens que les forêts locales. D'après leur résultat, les peuplements matures de robinier n'ont pas retrouvé la diversité des lichens épiphytes, qui sont perdues par le remplacement des forêts locales par le robinier. Les peuplements de robiniers ont tendance à réduire la diversité des lichens par rapport aux forêts locales. Pour Lazzaro *et al.* (2018), les forêts chênaies locales sont significativement plus riches et diversifiées que les peuplements de robinier (Figure 22) avec un remplacement des espèces autochtones par des espèces nitrophiles et synanthropiques, telles que *Rubus spp* et *Sambucus nigra*. Les espèces spécifiques des peuplements de robinier sont des plantes communes de milieux perturbés et des espèces nitrophiles. Ils concluent à une baisse de la diversité locale en espèces autochtones au sein des communautés de peuplements de robinier.

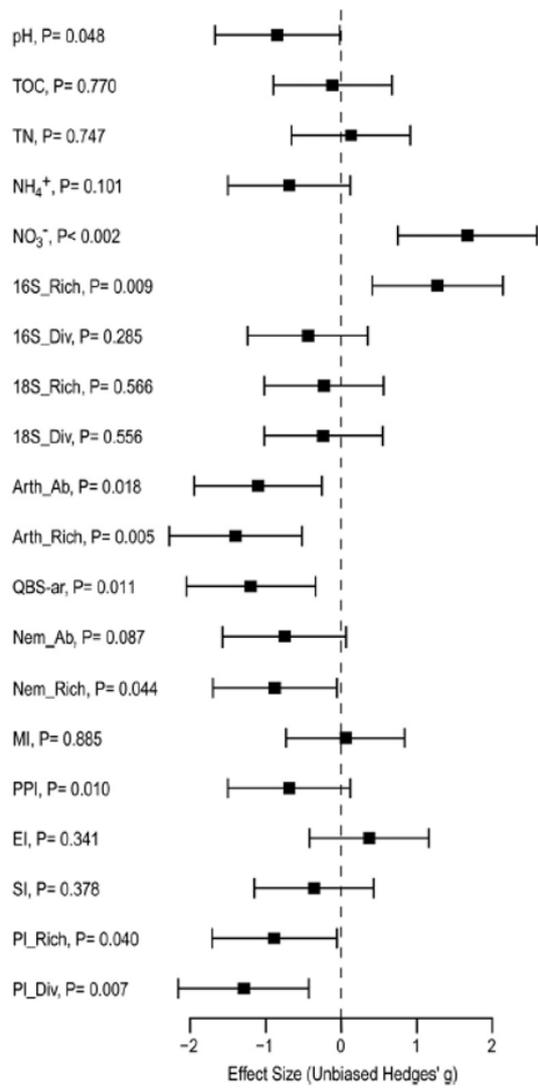


FIGURE 22 – Taille d'effet moyen des différences des indices abiotiques et biotiques entre les peuplements de robinier et les forêts autochtones. Les barres représentent l'intervalle de confiance à 95%. La taille d'effet moyen est significativement différente quand l'intervalle de confiance à 95% ne comprend pas 0. Une taille d'effet moyen négative indique que les peuplements de robinier ont des indices inférieurs à ceux de la forêt locale. Les modalités représentées sont le pH, le carbone organique total (TOC), l'azote total (TN), l'ammonium (NH⁴⁺), le nitrate (NO³⁻), la richesse bactérienne (16S_Rich), la diversité bactérienne (16S_Div), la richesse fongique (18S_Rich), la diversité fongique (18S_Div), l'abondance en micro-arthropode (Arth_Ab), la richesse en micro-arthropode (Arth_Rich), la qualité biologique des micro-arthropodes du sol (QSB_ar), l'abondance en nématode (Nem_Ab), la richesse en nématode (Nem_Rich), l'indice de maturité (MI), l'indice de plantes parasitées par des nématodes (PPI), l'indice d'enrichissement (EI), l'indice de structure (SI), la richesse spécifique floristique (PI_Rich), la diversité floristique (PI_Div). D'après Lazzaro *et al.* (2018).

Slabejová *et al.* (2019) observent des résultats similaires. Ils ont étudié l'influence de trois facteurs (lumière, température et humidité) sur la composition floristique entre des peuplements de robinier et des forêts autochtones. Ils constatent que les peuplements de robinier sont plus chauds, secs et lumineux que les autres types de peuplements. Celui-ci modifie le microclimat et crée une homogénéisation des conditions environnementales par rapport aux forêts autochtones, ce qui influence fortement la composition floristique des peuplements. Leur étude montre que l'apport en azote dans le sol favorise des espèces nitrophiles et le faible couvert de la canopée du robinier est favorable aux espèces héliophiles et aux graminées rudérales souvent non-forestières. Le pourcentage et le taux de couvert des espèces allochtones dans la végétation de sous-bois sont significativement plus élevés dans les peuplements de robinier que dans les forêts locales (Figure 23). Ces résultats montrent l'importance des espèces allochtones dans les peuplements de robinier et la capacité du robinier à créer des conditions propices à leur propagation dans son sous-bois. Les résultats de Slabejová *et al.* (2019) montrent que le nombre total d'espèces présentes dans la végétation du sous-bois n'est pas significativement différent entre les peuplements de robinier et les autres types de forêts, à l'exception des forêts de chênaies-charmaies, qui comportent un nombre total d'espèces plus faible que les peuplements de robinier (Figure 24 a).

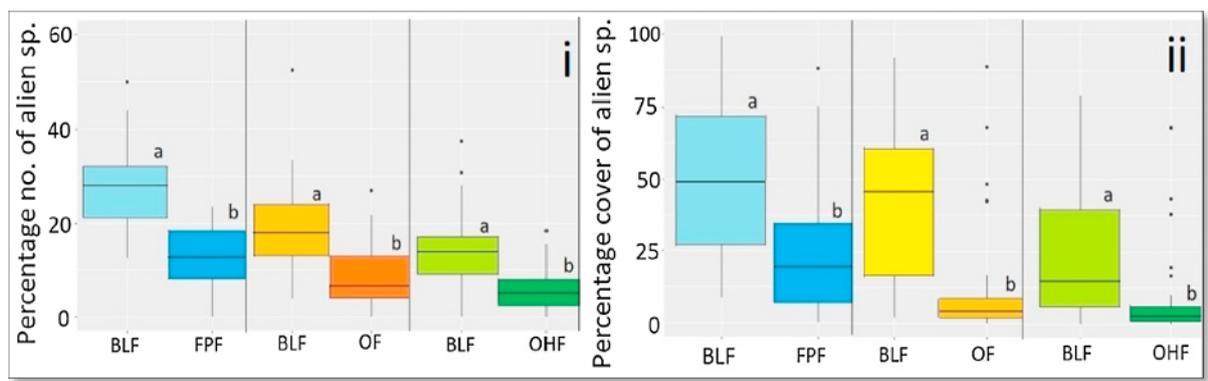


FIGURE 23 – Pourcentage du nombre (i) et du recouvrement (ii) d'espèces exogènes dans la végétation de sous-bois entre les peuplements de robinier (BLF) et les types de forêts locales (FPF, forêts de plaines inondables; OF, forêts de chêne; OHF, chênaies-charmaie). Les différentes lettres indiquent si les différences statistiques entre types de peuplements sont significatives. D'après Slabejová et al. (2019).

De même, la diversité (indice de Shannon) n'est significativement pas différente entre les peuplements de robinier et les forêts locales, à l'exception cette fois-ci des forêts de chêne qui présentent une diversité légèrement plus élevée que celle sous les robiniers (Figure 24 b). Les forêts de chêne abritent des espèces thermophiles et mésophiles, alors que les robiniers – en modifiant les conditions environnementales – créent un microclimat plus favorable aux espèces thermophiles que mésophiles, ce qui diminue par conséquent la diversité floristique du sous-bois.

Selon les résultats de Slabejová *et al.* (2019), la composition floristique est donc significativement différente entre les forêts européennes autochtones et les robineraies. Et pour cause, le nombre et le couvert en espèces allochtones sont significativement plus élevés, avec davantage d'espèces non-forestières et rudérales, que dans le sous-bois des forêts locales. La présence de ces espèces allochtones provoque une diminution de la biodiversité en espèces autochtones, en concurrence avec les espèces allochtones qui sont, quant à elles, plus adaptées aux conditions environnementales sous robinier (Slabejová *et al.*, 2019).

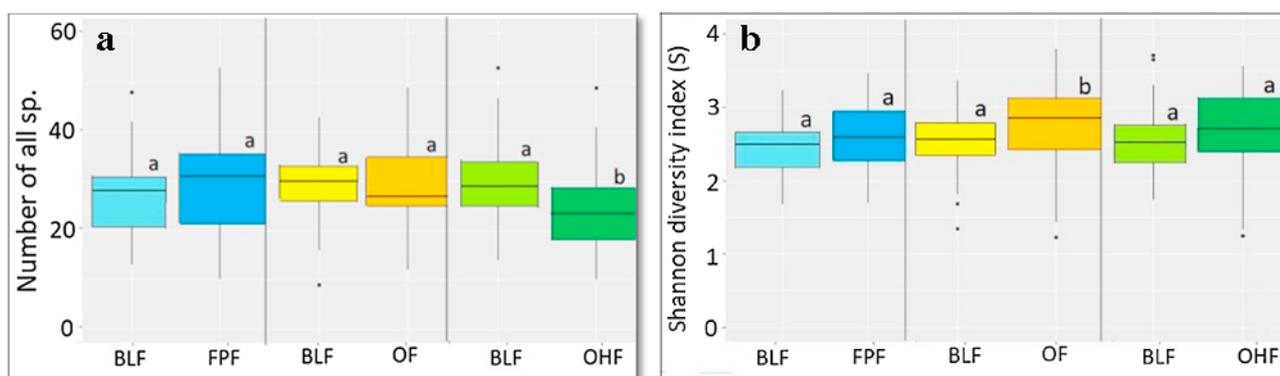


FIGURE 24 – Comparaison du nombre total d'espèces (a) et de l'indice de Shannon (b) dans le couvert floristique de sous-bois entre différents types de forêts (voir Fig.23). Les différentes lettres indiquent les différences statistiques significatives entre les types de peuplements. D'après Slabejová *et al.* (2019).

Pour finir, comme le présente l'étude récente de Dyderski et Jagodziński (2020a), la présence du robinier en forêt limite la régénération naturelle des essences autochtones en Pologne (pour huit des neuf essences étudiées) et engendre une homogénéisation de la composition en essences. De plus, une seconde étude menée par les mêmes auteurs (Dyderski et Jagodziński, 2020b) montre que la richesse spécifique en espèces allochtones était également plus élevée sous robiniers qu'en forêts tempérées locales de Pologne. Toutefois, cette même étude observe que la diversité α (qui correspond au nombre d'espèces qui coexistent dans un milieu donné) est plus élevée dans le sous-bois des forêts de robiniers que dans celui des forêts matures locales. En effet, leur étude prouve qu'il y a certes un changement de composition des espèces de sous-bois entre les forêts de robiniers et locales, mais sans qu'il y ait forcément une diminution de la diversité α et β (Dyderski et Jagodziński, 2020b).

Effectivement, comme le témoigne cette dernière étude de Dyderski et Jagodziński (2020b), bien qu'une majorité des études citées dans cette synthèse évoquent des effets néfastes du robinier sur la biodiversité végétale (par rapport aux résultats obtenus de la biodiversité en forêts locales européennes, principalement dans les forêts chênaies ou chênaies-charmaies), d'autres études obtiennent parfois des résultats plutôt positifs, avec des effets bénéfiques du robinier sur la biodiversité végétale.

C'est notamment le cas de l'étude de Von Holle *et al.* (2006) qui montre une richesse spécifique et un recouvrement total des espèces végétales significativement plus élevés au sein des robineraies que dans les mélanges de pineraies-chênaies ou de pineraies. De plus, ces derniers auteurs n'observent pas de différence significative entre les deux types de peuplements quant à la richesse spécifique (Figure 25 a) et au recouvrement (Figure 25 b) en espèces autochtones. Cependant, si la richesse spécifique totale est plus élevée sous robinier alors qu'aucune différence n'est constatée sur la richesse spécifique en espèces autochtones, cela signifie qu'il y a une richesse spécifique en espèces allochtones significativement plus élevée dans les robineraies que dans les autres peuplements. Le robinier, en modifiant les conditions environnementales (voir partie 4.4), facilite l'établissement d'espèces allochtones mais sans modifier la composition floristique autochtone dans les peuplements (Von Holle *et al.*, 2006). De même, Gentili *et al.* (2019) ont comparé le couvert végétal entre des peuplements autochtones dominés par des chênaies-charmaies avec des peuplements dominés par des essences allochtones tels que *P.serotina*, *Q.rubra* et *Robinia*. Ils observent des résultats semblables à ceux de Von Holle *et al.* (2006) avec des valeurs de richesse spécifique (Figure 26 a) et de diversité floristique (indice de Shannon) (Figure 26 b) significativement plus élevées dans les peuplements de robinier que dans les autres types de peuplements. Toutefois, comme pour Von Holle *et al.* (2006), le nombre (Figure 26 d) et le recouvrement (Figure 26 c) des espèces allochtones sont également plus élevés dans les peuplements de robinier, principalement avec la présence d'espèces graminoides, rudérales, nitrophiles. Donc, bien que les valeurs de diversité et de richesse spécifique soient élevées sous robinier, la composition floristique a considérablement été modifiée par rapport aux communautés floristiques autochtones (Von Holle *et al.*, 2006 ; Gentili *et al.*, 2019 ; Dyderski et Jagodziński, 2020b).

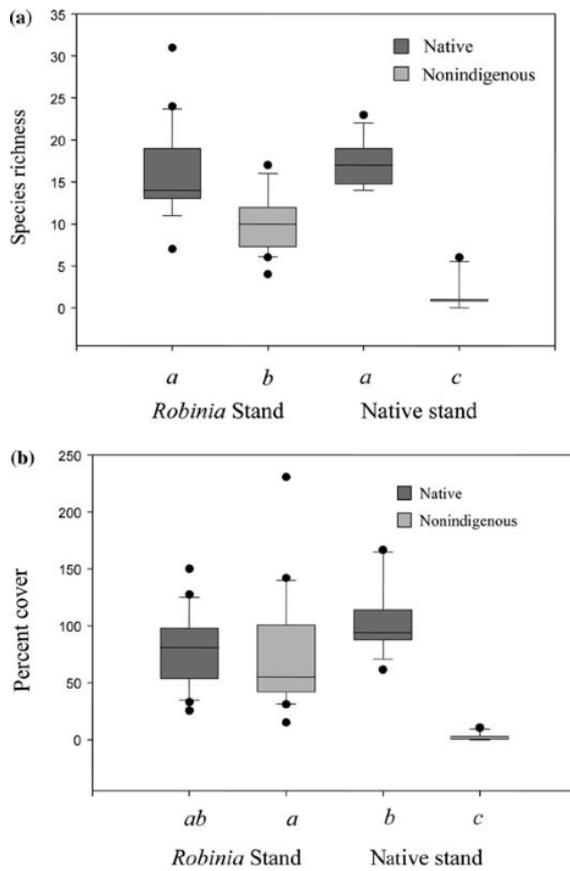


FIGURE 25 – Richesse spécifique (a) et taux de recouvrement (b) des espèces allochtones et des espèces autochtones dans des robineraies et dans des forêts autochtones. Les différentes lettres indiquent les différences statistiques significatives entre les types de peuplements. D'après Von Holle *et al.* (2006).

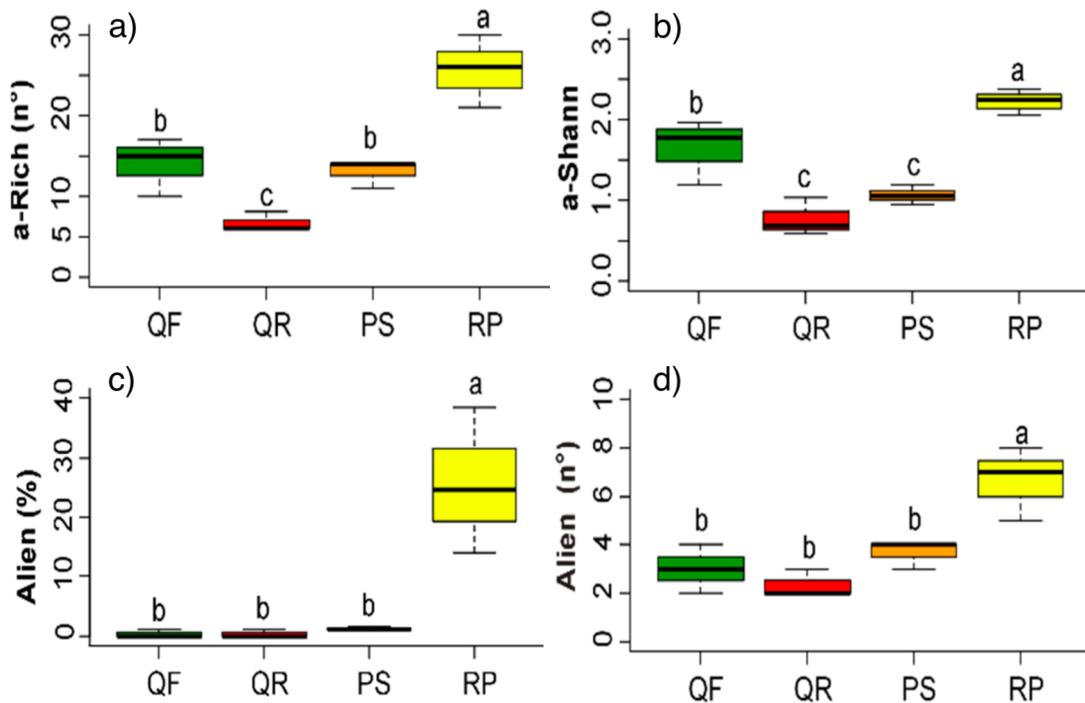


FIGURE 26 – Valeur moyenne et écart type de la richesse spécifique (a), de la diversité de Shannon (b) pour l'ensemble de la communauté floristique, ainsi que pour le pourcentage de recouvrement (c) et le nombre (d) d'espèces allochtones dans des chênaies-charmaies (QF) et dans les peuplements d'essences allochtones de *Q. rubra* (QR), *P. serotina* (PS) et *R. pseudoacacia* (RP). Les différentes lettres indiquent les différences statistiques significatives entre les types de peuplements. D'après Gentili *et al.* (2019).

L'étude de Deneau (2013) compare le rôle du robinier (non-autochtone dans cette région des États-Unis) avec des forêts autochtones dans un parc national du Michigan (USA). Il observe des résultats similaires à l'étude de Von Holle *et al.* (2006) et Gentili *et al.* (2019), avec un nombre total d'espèces végétales de sous-bois plus élevé dans les forêts de robinier (41 espèces), que dans les forêts autochtones de cette région (29 espèces). Toutefois, parmi ces plantes, dix étaient considérées comme des espèces allochtones et envahissantes dans la région du Nord du Michigan. Sur neuf peuplements de robinier, six contenaient au moins une espèce végétale allochtone alors que seulement un peuplement sur neuf en présentait en forêt autochtone. Cependant, à la différence de Von Holle *et al.* (2006), Deneau (2013) n'observe pas de différence significative ni sur la richesse spécifique, ni sur la diversité floristique de sous-bois herbacée entre les types de forêt (Figure 27), avec en moyenne 10,4 espèces (± 2) sous robinier contre 9 espèces (± 1) dans les forêts natives. L'indice de diversité de Shannon – pour la composition en essences – est de 1,07 ($\pm 0,12$) pour les peuplements de robiniers contre 0,92 ($\pm 0,09$) pour les forêts de feuillus autochtones, ce qui ne représente pas un écart significatif (valeur $p = 0,3255$). La diversité des espèces ligneuses de sous-bois est de 1,11 ($\pm 0,11$) dans les peuplements de robinier et de 1,22 ($\pm 0,13$) dans les forêts de feuillus autochtones, donc il n'y a pas de différence significative entre les deux types de forêt (valeur $p = 0,4513$). Les valeurs de diversité pour l'ensemble des plantes et pour celles de sous-bois entre les peuplements de robiniers et de feuillus autochtones ne sont significativement pas différentes d'après leurs résultats, avec aucune homogénéisation de la végétation de sous-bois. De même, Deneau (2013) n'observe pas non plus de différence significative entre les peuplements dominés par du robinier et de feuillus autochtones du Michigan aux États-Unis (à l'extérieur de son aire de répartition naturelle), en ce qui concerne la richesse, la diversité ou l'uniformité de la végétation de sous-bois.

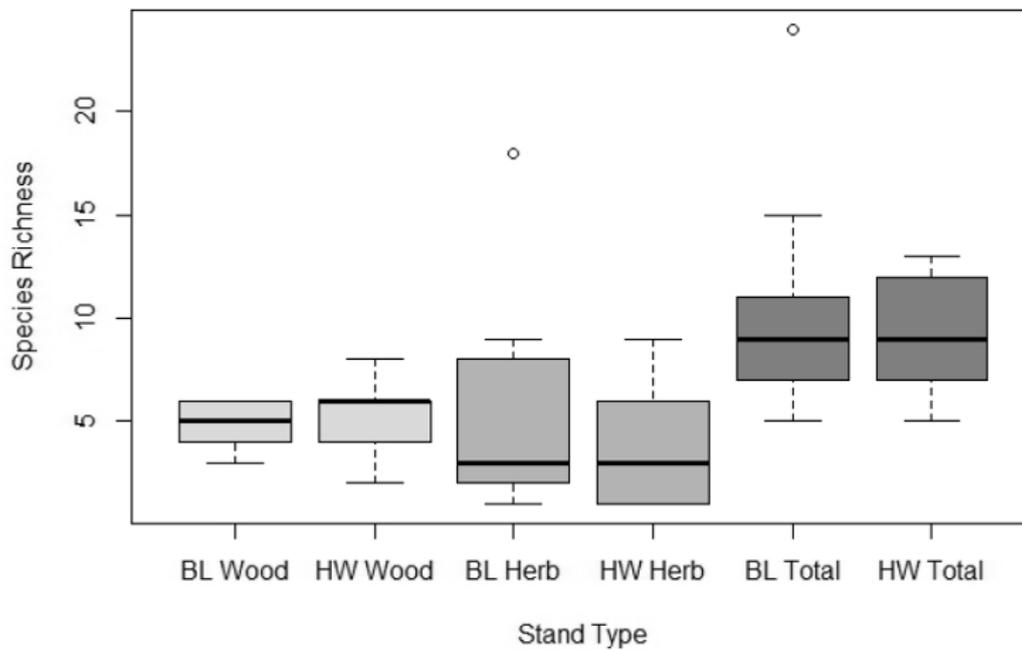


FIGURE 27 – Richesse spécifique des plantes de sous-bois entre peuplements de robinier et forêts locales du Sleeping Bear Dunes National Lakeshore – un parc national situé dans le Michigan (USA) – pour les espèces ligneuses (Wood), les herbacées (Herb) et pour l'ensemble des espèces végétales (Total). BL correspond aux peuplements de robinier et HW aux forêts locales. D'après Deneau (2013).

Ces résultats sont similaires à ceux de Sitzia *et al.* (2012) qui n'ont pas observé de différence significative entre la richesse et la diversité au sein de la composition végétale du sous-bois des peuplements de robinier et des forêts montagnes alpines d'Italie (des conditions environnementales similaires aux forêts mésiques de feuillus du Michigan) (Deneau, 2013). Néanmoins, Sitzia *et al.* (2012) ont constaté que la diversité en espèces allochtones est beaucoup plus riche dans le sous-bois de robinier qu'en forêts locales. Ces résultats sont similaires à ceux de Von Holle *et al.* (2006) et Gentili *et al.* (2019), selon lesquels le robinier faciliterait l'établissement d'espèces allochtones. Berg *et al.* (2017) observent que, sur les cinq forêts d'essences allochtones qu'ils ont étudiées, les forêts de robinier avaient des valeurs moyennes de couvert végétal élevées, similaires à celles observées en forêts locales. Cela s'explique aussi par la présence importante d'espèces allochtones dans le couvert végétal.

Outre les espèces végétales, le robinier peut également apporter des changements au sein des communautés faunistiques autochtones et impacter leurs diversités.

Résumé partie 5.1 : En Europe, la colonisation du robinier et le remplacement des forêts d'essences autochtones par des peuplements dominés par du robinier créent de profonds changements dans ces écosystèmes forestiers. Ces bouleversements peuvent engendrer la diminution de la richesse spécifique, ainsi que de la diversité en espèces végétales autochtones en sous-bois. L'augmentation des réserves en azote dans le sol, et de la disponibilité en lumière par la présence du robinier, influence la composition floristique. En conséquence, la végétation oligotrophe, acidophile, plutôt sciaphile – typique des forêts de chênaies, hêtraies ou charmaies en Europe – est remplacée par des espèces nitrophiles, héliophiles et des graminoides rudérales tolérantes au stress, non forestières. De plus, certaines études observent que les robineraies sont plus chaudes, sèches et lumineuses. Ceci modifie ainsi le microclimat et entraîne donc une homogénéisation des conditions environnementales par rapport aux forêts autochtones locales et par conséquent entraîne une homogénéisation de la flore forestière. Dès lors, la richesse et la diversité des espèces autochtones peut considérablement diminuer, puisqu'elles entrent en concurrence avec des espèces allochtones, quant à elles plus adaptées aux conditions environnementales du sous-bois de robinier. Toutefois, toutes les études ne sont pas en accord avec ces résultats : certaines études n'observent pas de différence significative entre les forêts de robiniers et locales ni en termes de richesse spécifique ou de diversité floristique en sous-bois. À l'inverse, certaines études constatent une augmentation de la richesse spécifique et de la diversité en espèces végétales dans les sous-bois des forêts de robiniers par rapport aux sous-bois des forêts locales. Malgré tout, ces études observent des changements au sein de la composition végétale sous robinier par rapport aux forêts locales. Pour conclure, toutes les études scientifiques lues sur le sujet font consensus sur le fait que les peuplements de robinier conduisent à un changement significatif de la composition des espèces végétales de sous-bois en comparaison à la liste des espèces végétales des communautés autochtones aux forêts locales européennes. Bien que ce remplacement n'engendre pas systématiquement une diminution de la richesse spécifique et de la diversité des espèces végétales de sous-bois.

5.2 L'impact du robinier sur la composition et la diversité faunistique

Les études sur les effets du robinier sur la faune forestière restent encore insuffisantes (Cierjacks *et al.*, 2013). Les EEVE, dont le robinier, sont connues pour altérer l'abondance et la survie des espèces autochtones (Mack *et al.*, 2000; Vilà *et al.*, 2011), réduire la diversité et modifier la composition des espèces autochtones (Hejda, Pyšek et Jarosik, 2009). Toutefois, des effets positifs sur la faune locale sont aussi observés (Buchholz *et al.*, 2015). En effet, le robinier a des effets importants sur les arthropodes et engendre des changements de composition et d'abondance sur les milieux envahis (Litt *et al.*, 2014).

Buchholz *et al.* (2015) ont étudié les effets du robinier sur l'abondance en arthropodes (dont principalement des carabes et des araignées) des zones boisées urbaines de Berlin (Allemagne), en comparant les zones dominées par du robinier (allochtone) avec celles par du bouleau (autochtone). D'après leurs résultats, sur les 18 taxons étudiés, aucune différence d'abondance n'est à déplorer pour 13 d'entre eux (araignées, carabes, collemboles, dermoptères, diplopodes, isopodes, opiliones, staphylinidae, achenorrhyncha, lépidoptères, neuroptères, thysanoptères et coléoptères) entre les deux types de peuplements. De plus, aucune différence significative entre les peuplements de robinier et de bouleau en ce qui concerne la diversité et la richesse spécifique chez les carabes et araignées (Figure 28). Leurs résultats sont similaires à ceux de l'étude de Della Rocca, Stefanelli et Bogliani (2016) menée l'année suivante. Cette étude conclut qu'aucune différence significative n'est également à déplorer concernant la richesse spécifique et la composition en espèces de coléoptères saproxyliques entre les peuplements de robiniers et les forêts de *Populus alba* et *Quercus robur*, locales au Nord de l'Italie. Au contraire, elle met en évidence une nette similitude dans la composition en espèces saproxyliques entre les trois types d'essences. Les coléoptères saproxyliques ayant tendance à utiliser tous les bois morts, sans faire de distinction entre les essences autochtones et allochtones (Della Rocca, Stefanelli et Bogliani, 2016).

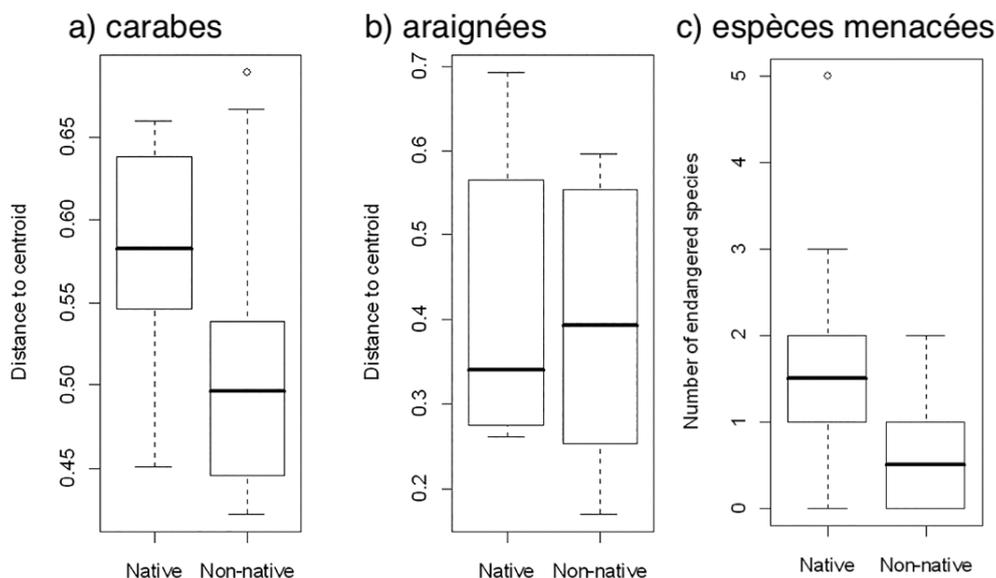


FIGURE 28 – Variation de la composition spécifique (beta diversité) pour les carabes (a), les araignées (b) et du nombre d'espèces menacées de carabes et d'araignées (c) entre peuplement autochtone (bouleau) et allochtone (robinier). D'après Buchholz *et al.* (2015).

Toutefois, ce n'est pas tout ce qu'observent Buchholz *et al.* (2015). En effet, parmi les 18 taxons étudiés, les chilopodes, fourmis, diptères, hétéroptères et les hyménoptères sont moins abondants en forêt de robinier que de bouleau autochtone. La raison principale est une couverture herbacée plus dense sous robinier : En Europe centrale, les fourmis sont principalement des espèces xérophiles ; elles évitent donc les denses végétations herbacées, typiques des sous-bois de robinier. Par ailleurs, la morphologie de la fleur – plutôt large – est particulièrement attractive pour de grands pollinisateurs, tels que les abeilles domestiques. Ces dernières sont capables d'ouvrir l'aile et le carène de la fleur (Figure 14) pour aller chercher le nectar. Cela explique la diminution en abondance des espèces d'hyménoptères dans les robiniers par rapport aux bouleaux qui préfère des fleurs plus petites (Buchholz *et al.*, 2015). Néanmoins, le robinier reste une importante source de nectar pour de nombreux pollinisateurs en Europe (Cierjack *et al.*, 2013). Les résultats de Buchholz *et al.* (2015) sont ainsi similaires à ceux de Štrobl *et al.* (2019), qui observent une baisse de l'abondance totale, ainsi que de la richesse spécifique en arthropodes, entre les forêts autochtones et les peuplements de robinier, en raison des différences de structures entre ces deux types d'habitat. Les espèces d'arthropodes spécialistes des milieux forestiers sont plus abondantes en forêts locales d'essences autochtones, plus ombragées et avec un couvert arbustif plus développé puisque les peuplements de robinier favorisent l'établissement de plantes allochtones et la création de nouvelles niches écologiques. Néanmoins, au contraire, les espèces de milieux ouverts – à l'exception des carabes – sont plus fréquentes dans les peuplements de robinier. En effet, la structure du robinier offre un couvert herbacé dense, plus haut, plus développé avec une canopée plus ouverte, ce qui apporte une diversité de niche plus élevée pour les espèces favorisées par ce type d'habitat (y compris des espèces figurant sur la liste rouge), comme les hétéroptères, les lépidoptères, les silphidae, les élatéridés et les arachnides. Toutefois, la faible abondance en carabe dans les peuplements de robinier observée par Štrobl *et al.* (2019) est surprenante et va à l'encontre des résultats de Buchholz *et al.* (2015). La structure de l'habitat joue donc un rôle important dans l'abondance totale et dans la richesse spécifique des communautés d'arthropodes (Štrobl *et al.*, 2019). En plus des arthropodes, d'autres taxons sont influencés par le robinier : la richesse spécifique bactérienne est plus élevée dans les peuplements de robinier. En effet, les communautés de micro-arthropodes du sol sont affectées par l'établissement du robinier avec une richesse spécifique et une abondance significativement plus faible, avec seulement douze présents en peuplements de robinier sur les dix-huit taxons présents en forêts de chêne. De même, l'indice de qualité biologique des micro-arthropodes du sol (évaluée par l'indice QBS-ar) et la richesse en nématode phytoparasites et entomopathogènes sont significativement plus faibles dans les peuplements de robinier qu'en forêt de chêne (Lazzaro *et al.*, 2018). La forte concentration en azote sous le robinier a un effet significativement positif sur les communautés bactériennes, mais négatif sur les communautés d'arthropodes du sol. Or, la richesse spécifique en nématodes est positivement corrélée à celle des arthropodes du sol, puisque la diminution de l'une engendrant celle de l'autre. Ainsi, l'azote affecte négativement les deux communautés (Figure 30). Dès lors, la présence du robinier provoque la diminution de la biodiversité des communautés de micro-arthropodes et de nématodes du sol, à l'exception des bactéries, en raison de la forte concentration en azote dans le sol (Lazzaro *et al.*, 2018).

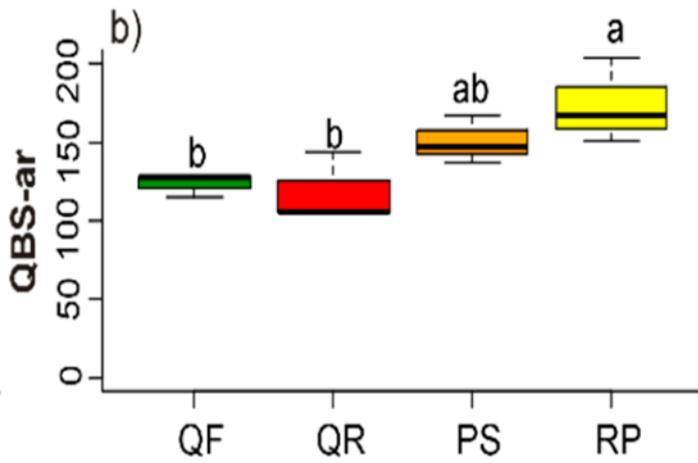


FIGURE 29 – Variation de l'indice de qualité biologique des micro-arthropodes du sol (QBS-ar) dans les chênaies-charmaies autochtones (QF) et dans des peuplements d'essences allochtones de *P. serotina* (PS), *Q. rubra* (QR) et *R. pseudoacacia* (RP). Les lettres indiquent si les différences entre types de peuplements sont significatives. D'après Gentili *et al.* (2019).

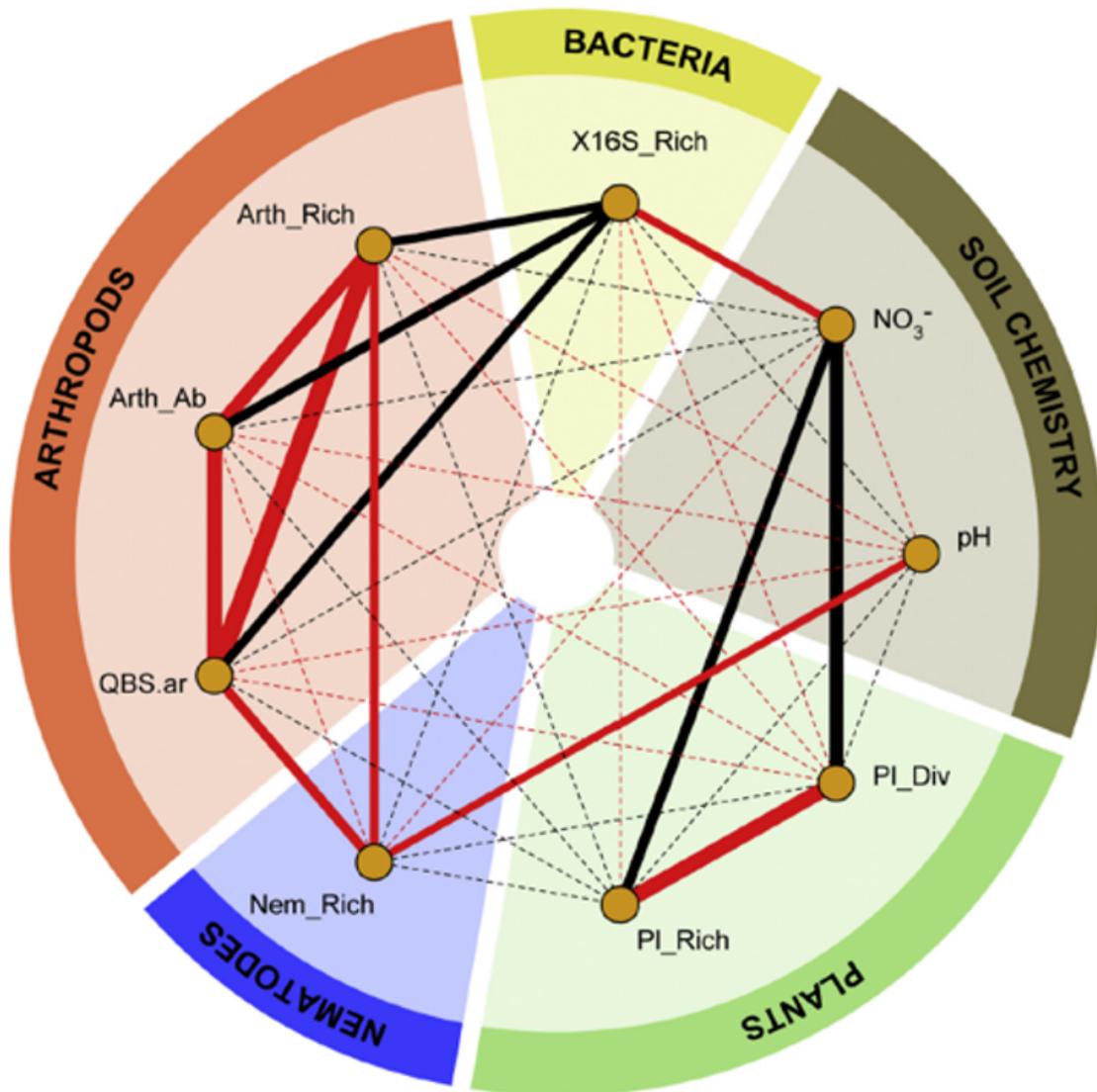


FIGURE 30 – Graphique du réseau des corrélations entre les indices biotiques et abiotiques. Les lignes en pointillés indiquant aucun lien significatif, les lignes grasses indiquant des liens significatifs. Les lignes noires indiquant des corrélations négatives alors que les lignes rouges indiquent des corrélations positives. La largeur de la ligne indiquant la valeur absolue de la corrélation. D'après Lazzaro *et al.* (2018).

Medina-Villar *et al.* (2016) observent des résultats similaires avec une activité microbienne et des communautés bactériennes du sol qui ne sont pas impactées par la présence du robinier sur le court terme. Néanmoins, l'étude de Gentili *et al.* (2019) ne conclut pas à une baisse en micro-arthropodes. À l'inverse, ils observent un indice de la qualité biologique en micro-arthropodes dans le sol (QBS-ar), significativement plus élevé dans les peuplements de robinier que dans les forêts chênaies-charmaies autochtones (Figure 29). Ils concluent donc à une bonne qualité du sol dans les peuplements de robinier car la proportion d'espèces de micro-arthropodes adaptées aux conditions des sols est plus élevée sous robinier que dans les forêts locales de chênaies, chênaies-charmaies et de *Prunus*. Outre les micro-organismes du sol, Heroldova (1994) s'est intéressé à l'impact du robinier sur les petits mammifères en République Tchèque. Il a ainsi étudié l'alimentation de quatre rongeurs : *Apodemus sylvaticus*, *A. flavicollis*, *Clethrionomys glareolus* et *Microtus arvalis* dans des peuplements de robinier. Les rongeurs mangent beaucoup de fruits et graines qui se trouvent dans les peuplements de robinier, en particulier *A. sylvaticus* qui se nourrit des graines de robinier. Les peuplements de robinier fournissent 89.3% de nourriture riche en calories pour *A. sylvaticus* et 88.9% pour *A. flavicollis*. *M. arvalis* consomme beaucoup d'aliments peu caloriques dans les peuplements de robinier (40%), notamment de nombreuses graines présentes dans les peuplements de robinier. Les peuplements de robinier sont donc une bonne source de nourriture pour ces petits mammifères et améliorent ainsi leur taux de survie. Ślusarczyk (2012) s'est intéressé aux macro-champignons dans des forêts de robinier en Pologne dont trente-neuf espèces rares et macro-champignons menacés y sont enregistrés. Parmi celles-ci, il comptabilise une espèce protégée, onze espèces de la liste rouge, dix espèces non répertoriées dans la littérature et dix-neuf espèces rares en Pologne. Les forêts de robinier sont donc reconnues comme refuge pour des espèces rares de champignons.

D'autre part, de nombreuses études (Laiolo *et al.*, 2003 ; Remes, 2003 ; Von Holle *et al.*, 2006 ; Caprio *et al.*, 2009 ; Hanzelka et Reif, 2015a et b ; Hanzelka et Reif, 2016 ; Reif *et al.*, 2016 ; Kroftová et Reif, 2017) ont étudié l'impact du robinier sur les communautés d'oiseaux. L'installation du robinier dans les peuplements est généralement associée à un remplacement des communautés d'oiseaux spécialistes par des généralistes, bien que le nombre total d'oiseaux reste élevé dans les peuplements de robinier (Hanzelka et Reif, 2015b ; Hanzelka et Reif, 2016 ; Reif *et al.*, 2016 ; Kroftová et Reif, 2017). En effet, Hanzelka et Reif (2015 b) et Reif *et al.* (2016) ont trouvé des changements significatifs dans la composition des communautés d'oiseaux entre les chênaies locales et les peuplements de robinier avec une baisse significative de la richesse spécifique en oiseaux spécialistes sous robinier (Figure 31). Ceci s'explique probablement par la tendance des robiniers à créer des habitats plus généralistes que les forêts autochtones de chênes. Cette tendance est notamment liée à la baisse de la diversité alimentaire sous robinier, qui s'explique probablement par la diminution de la diversité des arthropodes (Figure 32) ainsi que par la raréfaction de la disponibilité en site de nidification, comme les cavités d'arbres, les bois morts et les microhabitats. En effet, les essences allochtones, telles que le robinier, peuvent entraîner une diminution de l'hétérogénéité du couvert végétal de sous-bois et diminuer par conséquent la diversité en arthropodes dans les peuplements de robiniers. Ce manque de diversité impacte donc les oiseaux spécialistes puisque les ressources alimentaires sont de ce fait amoindries, comme par exemple les hétérocères qui ne sont pas adaptés aux plantes allochtones des sous-bois de robinier (Hanzelka et Reif, 2016). Les oiseaux spécialistes, fourrageurs d'écorce, tels que les *Picidae*, ont une abondance, une diversité et une richesse

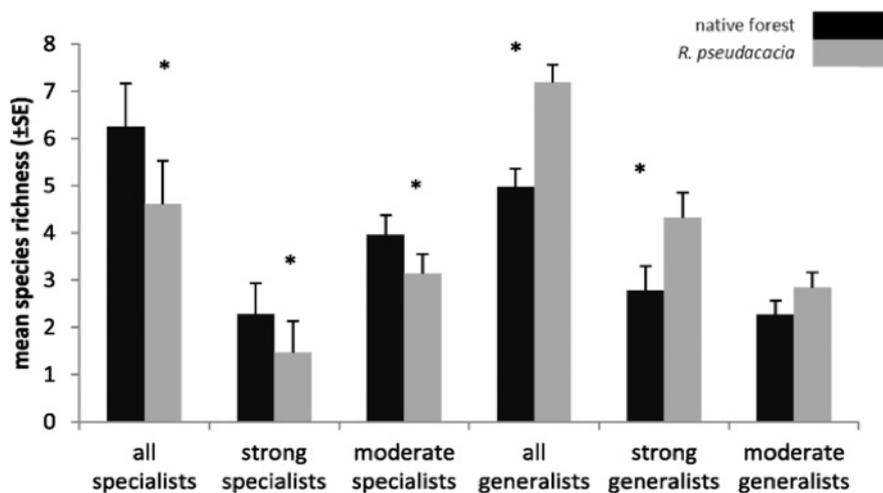


FIGURE 31 – Richesse spécifique des groupes d'oiseaux définie par des spécialisations d'habitats en peuplement natif et peuplement de robinier. D'après Reif *et al.* (2016).

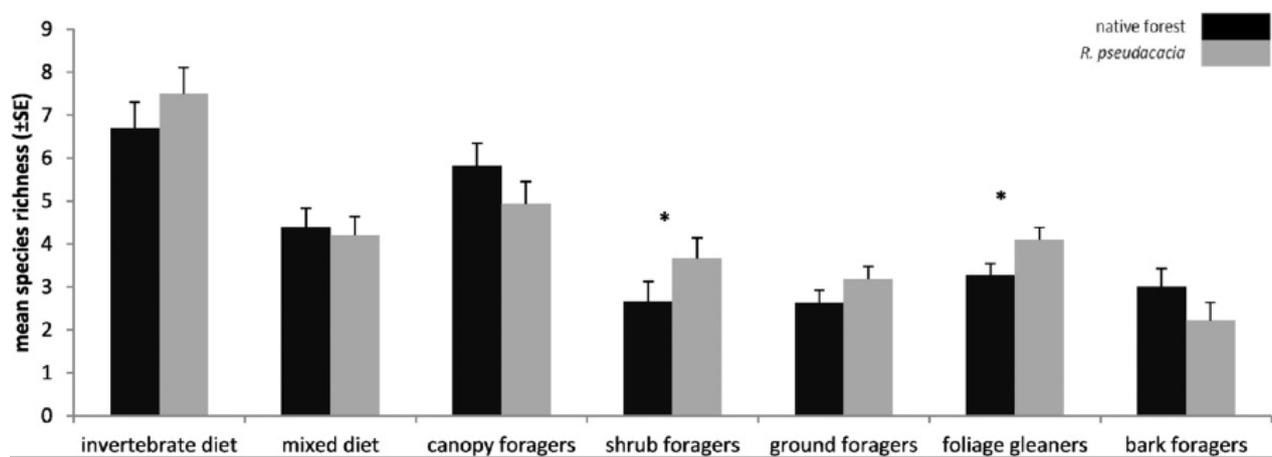


FIGURE 32 – Richesse en espèces des groupes d'oiseaux définie par le régime alimentaire et les techniques de recherche de nourriture dans les peuplements forestiers indigènes et les peuplements envahissants du robinier. D'après Reif *et al.* (2016).

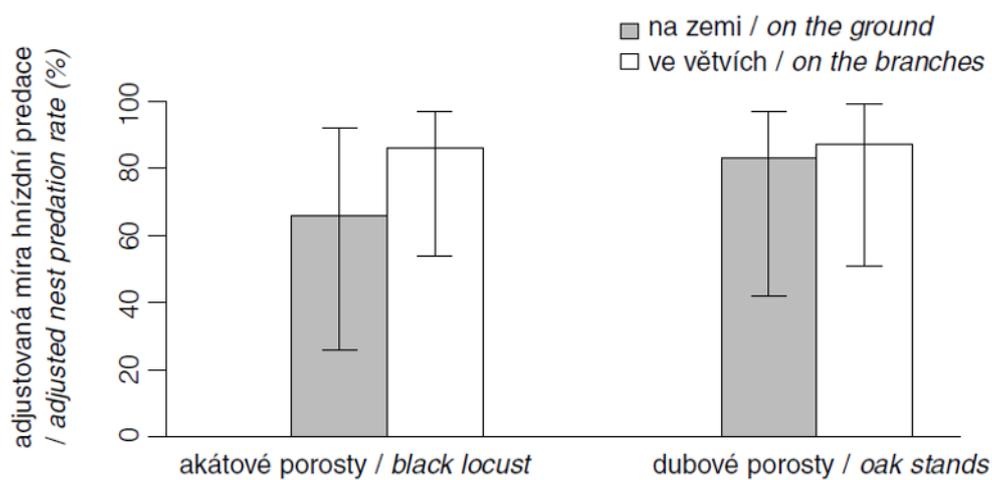


FIGURE 33 – Taux de prédation ajusté (en %) des nids artificiels, avec des œufs placés au sol et sur les branches dans des forêts de robinier et de chêne. Les barres d'erreur indiquent l'erreur standard à 95%. D'après Hanzelka et Reif (2015a).

spécifique significativement plus élevées dans les vieilles chênaies locales, principalement en raison de la baisse de la diversité arthropodes xylophages et saproxylophages. L'abondance de ces organismes, qui se nourrissent de bois et de bois mort, est impacté par le bois extrêmement dur de robinier. C'est pourquoi, la proportion de bois mort est de ce fait plus faible en forêt de robinier. À l'inverse, la richesse spécifique d'oiseaux généralistes augmente significativement dans les peuplements de robinier (Figure 31). Les espèces généralistes sont aussi moins sensibles aux variations de la diversité alimentaire en arthropodes et écologiquement plus flexibles car la strate arbustive sous robinier leur apporte de nouvelles possibilités de reproduction (Figure 32). Les oiseaux spécialistes sont en effet sensibles aux variations de la diversité alimentaire sous robinier (Hanzelka et Reif, 2016). En plus de limiter la disponibilité alimentaire pour les oiseaux, les peuplements de robinier sont susceptibles de la disponibilité en site de nidification pour les oiseaux forestiers, comme par exemple les cavités d'arbres ou les bois morts. En outre, ces microhabitats sont moins présents en peuplements de robinier qu'en forêts anciennes naturelles (Wesolowski, 2007), avec également une proportion plus importante de bois mort en chênaie qu'en robinieraie (Hanzelka et Reif, 2016). C'est le cas dans l'étude de Remes (2003), qui observe un succès de nidification significativement faible (15,5%) dans les peuplements de robinier. Ce résultat peut s'expliquer par la forte prédation des nids en raison de la forte densité d'oiseaux dans les peuplements de robinier (Remes, 2003). Quant à Hanzelka et Reif (2015a), ils n'observent pas d'impact du robinier sur la nidification, ni de différence significative concernant le taux de prédation des nids entre les peuplements de robiniers et de chênes semi-naturels, ni sur la position des nids (Figure 33). Seul Hanzelka et Reif (2015b) observent que les espèces d'oiseaux cavicoles spécialistes – comme le pic épeiche (*Dendrocopos major*) ou le gobe-mouche à collier (*Ficedula albicollis*) – ne sont pas discriminées entre les peuplements de robinier et d'essences autochtones (Hanzelka et Reif, 2015b). La plupart des études témoignent plutôt d'un nombre et d'une richesse spécifique totale en espèces d'oiseaux similaires dans les peuplements de robinier et dans les forêts de chênes (Reif *et al.*, 2016 ; Hanzelka et Reif, 2015 ; 2016 ; Křofťová et Reif, 2017). Caprio *et al.* (2009) semblent même observer une richesse spécifique, une diversité et une abondance d'oiseaux au sein des peuplements de robinier positivement influencées par la proximité avec des chênaies. D'après leurs résultats, le meilleur moyen de conserver une diversité d'oiseaux hivernaux est de maintenir des chênaies à proximité des peuplements de robinier. La présence de robiniers peut être ainsi tolérée si les vieux chênes sont conservés afin de préserver la connectivité forestière (Caprio *et al.*, 2009). De même, dans les peuplements plus âgés, s'il n'est pas exploité, le robinier peut vivre longtemps et atteindre les 40-50 ans, voire 100 ans. Il est alors plus sensible aux ravageurs et à la pourriture. Il devient dès lors un bon arbre à cavités, abriter les nids d'oiseaux cavicoles, dont des *Picidae* (Conner *et al.*, 1975 ; Hunstley, 1990 ; Hanzelka et Reif, 2015).

Résumé partie 5.2 : En modifiant les conditions environnementales des écosystèmes dans lesquelles il est implanté, le robinier peut avoir des effets importants sur la faune qu'il abrite. Toutefois, les effets du robinier sur la faune restent très peu étudiés. En ce qui concerne les arthropodes, une majorité des taxons n'ont aucune différence d'abondance sous robinier. Les fleurs de robinier sont très prisées par de nombreux pollinisateurs en Europe, bien que ce soit principalement les plus grands pollinisateurs, tels que les abeilles domestiques, qui en bénéficient. Les arthropodes adaptés aux milieux fermés sont plus fréquents dans les

peuplements de robinier, car le couvert herbacé est plus dense sous robinier. Pour les organismes du sol, une étude montre que le robinier engendre une diminution de la biodiversité des communautés de micro-organismes du sol, à l'exception des bactéries du sol qui sont quant à elles favorisées par l'azote, bien que toutes les études ne fassent pas consensus sur ces résultats. Une autre étude montre que le robinier offre une source de nourriture propice pour les petits mammifères, ce qui améliore leur taux de survie. Dans les forêts de robinier en Pologne, une étude observe que l'essence abrite des espèces rares de champignons. En ce qui concerne les oiseaux, le robinier a tendance à remplacer les communautés d'oiseaux spécialistes des écosystèmes forestiers par des espèces généralistes, plus flexibles, bien que le nombre total d'oiseaux reste similaire aux observations en forêts locales européennes. Cette baisse des oiseaux spécialistes s'explique potentiellement par la baisse de la diversité alimentaire sous robinier, notamment en termes de diversité d'arthropodes. Ou alors par le manque d'arbre qui présentent des cavités, ce qui limite les sites de nidification pour les oiseaux cavicoles. Toutefois, en vieillissant, sous l'action des ravageurs et des pourritures, le robinier devient un meilleur arbre à cavité pour abriter les nids de ces espèces, ce qui favorise le retour d'oiseaux spécialistes tels que les *Picidae*.

5.3 L'impact du robinier sur la biodiversité selon son âge et son abondance-couverture en forêt

Les deux sous-chapitres précédents mettent en évidence que les résultats des études scientifiques ont tendance à observer un changement au sein de la composition biotique sous l'influence du robinier : chez les communautés végétales de sous-bois, où il y a un remplacement des espèces autochtones par des espèces allochtones (partie 5.1), parfois aussi chez les espèces d'arthropodes et d'oiseaux, avec la présence d'espèces plus généralistes (partie 5.2). Ces changements s'expliquent évidemment par les traits fonctionnels du robinier, qui créent des conditions spécifiques en modifiant les conditions lumineuses et physico-chimiques du sol (lumière, eau et nutriments dans le sol). De ce fait, les habitats sont plus lumineux et présentent un sol plus riche en azote qu'en forêt d'essences autochtones européennes (voir partie 4.4). Mais le robinier n'est pas un cas particulier, les changements des conditions environnementales et de la composition biotique de sous-bois est propre à chaque essence. On peut ainsi prendre l'exemple des épicéas qui favorisent une communauté végétale nettement plus oligotrophe et acide, que celle sous hêtre où l'acidité et la concentration en aluminium du sol sont moins importants (Augusto *et al.*, 2003). Toutefois, il est difficile de généraliser les effets des essences sur la diversité et la composition végétale en sous-bois ou d'établir un consensus sur les mécanismes par lesquels les essences peuvent agir sur leur environnement (Barbier *et al.*, 2008). Les impacts de la composition en essences sur la biodiversité peuvent largement varier et parfois être contradictoires, car ils sont souvent liés à d'autres facteurs qui ne sont pas toujours pris en considération ou contrôlés dans les études. En effet, les caractéristiques du peuplement et des pratiques de gestion peuvent affecter la biodiversité, comme l'âge ou/et l'abondance d'une essence au sein d'un peuplement. Ces facteurs peuvent jouer un rôle important sur la variabilité des effets qu'auront les essences, ici le robinier, sur la biodiversité forestière. Ils sont donc important à prendre en considération car ils peuvent parfois biaiser ou masquer les effets de l'essence elle-même sur la biodiversité (Barbier *et al.*, 2008).

5.3.1 L'âge du robinier en forêt

L'âge du peuplement forestier est un facteur important à prendre en considération sur l'influence de l'essence sur la biodiversité, car celui-ci a une influence sur la chimie et sur les propriétés structurales du sol. L'âge influence la végétation de sous-bois, en particulier les espèces spécialistes des forêts anciennes (Honnay *et al.*, 1999) ; et par conséquent la faune. Whitney et Foster (1988) ont observé que les variations de l'âge des forêts (entre une forêt primaire et secondaire) de la Nouvelle-Angleterre, d'environ trois siècles, affectent davantage la composition végétale du sous-bois, que les variations de la composition en essences au sein de ces forêts. Selon l'âge du peuplement, l'accumulation de matière organique et d'éléments disponibles pour les plantes dans le sol peut significativement varier (Emmer *et al.*, 1998). Dans le cas du robinier, la quantité d'azote ajoutée dans le sol diminue avec l'âge du robinier : il passe de 48 kg/ha/an pour un peuplement de 4 ans à 33 kg/ha/an pour un peuplement de 38 ans (Boring et Swank, 1984). Ce déclin progressif des réserves d'azote dans le sol laisserait-il envisager le retour d'espèces autochtones oligotrophes, acidophiles dans le sous-bois des peuplements plus âgés de robinier ? Incluant par la suite le rétablissement d'une nouvelle génération d'essences autochtones aux forêts locales. Néanmoins, ce n'est pas ce qu'observe les études de Staska, Essl et Samimi (2014) et Benesperi *et al.* (2012), qui ont étudié comment l'âge des robiniers affectent les propriétés du sol et la composition végétale.

Les résultats de Staska, Essl et Samimi (2014) ne montrent aucune corrélation significative entre la teneur totale en azote du sol et les classes d'âge du robinier ($r_s = 0,003$, $p = 0,99$) (Figure 34). Dans l'étude, les classes d'âge des robiniers sont estimées à partir du diamètre à hauteur de poitrine (0, les sites ne présentent pas de robinier ; 1, jeunes : <20 cm DHP ; 2, moyens : 20-45 cm DHP ; 3, vieux : >45 cm DHP). De même, les auteurs ont trouvé que l'indice de diversité végétale de Simpson n'est pas corrélé de manière significative avec l'âge des robiniers, qu'il s'agisse de la diversité de l'ensemble des espèces de sous-bois (autochtones et allochtones confondues), ou de la diversité des espèces autochtones (indice de Simpson, Figure 35). Autrement dit, l'âge des robiniers n'a pas d'impact sur la diversité végétale, qu'il s'agisse des espèces autochtones ou allochtones. Cependant, il y a très peu d'espèces de plantes allochtones au sein de la végétation du sous-bois des parcelles de l'étude, donc la diversité du sous-bois autochtones et celle du sous-bois total ne diffèrent pas sensiblement l'une de l'autre.

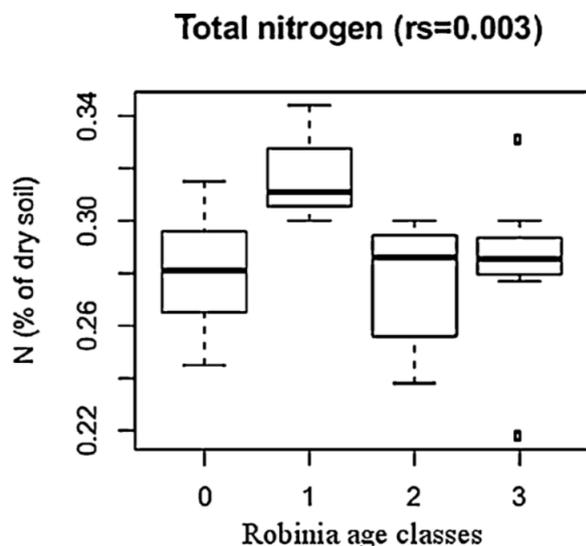


FIGURE 34 – L'azote du sol en fonction des classes d'âge des peuplements de robinier. Classes d'âge 0 : $n = 10$ (5 en SR, 5 en O), 1 : $n = 3$ (O), 2 : $n = 7$ (5 en SR, 2 en O), 3 : $n = 8$ (SR). Niveaux de signification (analyses de corrélation de Spearman) : *** $p \leq 0,001$; ** $p \leq 0,01$; * $p \leq 0,05$; $p \leq 0,1$. D'après Staska, Essl et Samimi (2014).

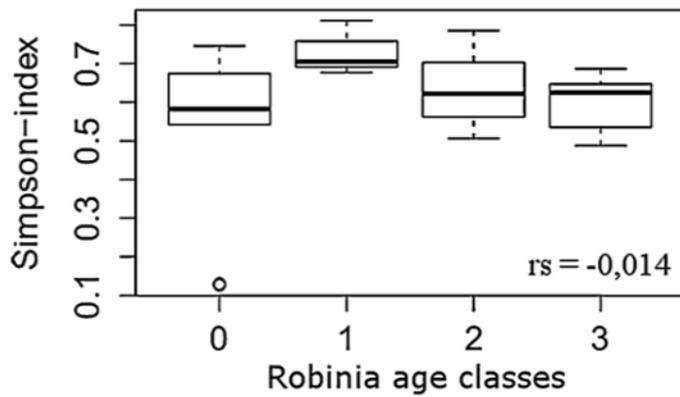


FIGURE 35 – Diversité végétale (indice de Simpson) des espèces indigènes du sous-étage selon les classes d'âge des peuplements de robiniers (n = voir Figure 34, rs = coefficient de corrélation du rang de Spearman pour les classes de robiniers 0-3 avec l'indice de Simpson des parcelles). D'après Staska, Essl et Samimi (2014).

Les auteurs ont toutefois observé une corrélation significative avec l'abondance des espèces nitrophiles (d'après l'indices d'Ellenberg, 1992), tels que *Cornus sanguinea*, *Corylus avellana* et *Hedera helix* qui ont une abondance plus importante dans la classe d'âge 3, donc lorsque le robinier est plus vieux (Figure 36).

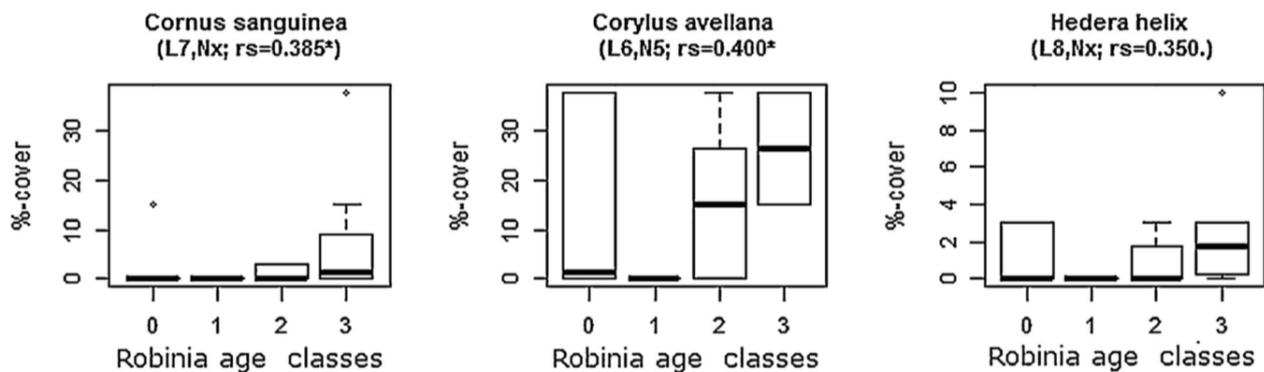


FIGURE 36 – Abondance des espèces végétales par classes d'âge des peuplements de robinier (n = voir Figure 34, valeurs indicatrices pour la lumière (L) et l'azote (N) selon Ellenberg *et al.* (1992). D'après Staska, Essl et Samimi (2014)

De plus, malgré que l'abondance de ces espèces en sous-bois ne diffère pas de manière significative entre les classes d'âges inférieures (entre les sites non envahis, notés 0 et les sites avec des robiniers en bas âge, notés 1 et 2), il y a tout de même une différence significative entre les classes inférieures et les classes supérieures, donc entre les robiniers jeunes et plus âgés. Ainsi, les auteurs supposent que – même si l'âge du robinier n'a pas entraîné une diminution de la diversité des espèces – il a modifié l'abondance de certaines espèces allochtones, reconnues comme nitrophiles et héliophiles, en favorisant leur abondance dans les peuplements de robiniers plus âgés. Ce qui est cohérent avec la conclusion obtenue des études vues précédemment (voir partie 5.1). Finalement, bien que l'indice de diversité végétale ne soit pas significativement plus faible dans des peuplements avec des robiniers âgés, l'âge du robinier est un facteur, avec l'abondance, à l'origine des changements de la composition végétale de sous-bois. Toutefois, les auteurs de l'étude conclueront en mettant l'accent sur la difficulté à interpréter la corrélation positive qu'il existe entre l'abondance des espèces allochtones en sous-bois et l'âge du robinier, en particulier sur le fait que les espèces nitrophiles (*C. sanguinea*, *C. avellana* et *H. helix*) soient en plus grand nombre dans les peuplements plus âgés de robinier (ce qui va à l'encontre de la conclusion de Benesperi *et al.*, 2012). Il est possible que les difficultés d'interprétation

rencontrées soient dues à un nombre trop faible de relevés, avec moins de 10 relevés par classe d'âge (voir description Fig.34). Ce qui peut également laisser quelques doutes sur la significativité des résultats. Il aurait alors été intéressant de voir si les résultats et l'interprétation sont similaires lorsque le nombre de relevés est plus grand, avec au moins 30 relevés par classe d'âge. Néanmoins, Benesperi *et al.* (2012) n'en déduisent pas les mêmes conclusions. Ils ont comparé la richesse spécifique et la composition végétale des forêts locales (peuplements composés d'essences locales au centre de l'Italie) avec celles de peuplements de robiniers à différents stades de succession (jeune, adulte et mature). Or, leurs résultats témoignent d'un changement au sein de la composition végétale et d'une perte de la richesse spécifique végétale lorsque les forêts locales sont remplacées par des peuplements purs de robiniers, quel que soit leur âge. L'hétérogénéité spécifique est plus élevée en forêts locales que dans n'importe quels stades de succession des peuplements purs de robinier. De plus, l'abondance en espèces nitrophiles est significativement plus élevée dans les sous-bois des peuplements purs de robiniers qu'en forêts locales. Toutefois, il n'y a pas de différence significative dans cette abondance en espèces nitrophiles entre les différentes classes d'âge des robiniers, bien qu'il y ait une tendance (non significative) à une légère augmentation avec la maturité du peuplement. De même pour la composition végétale, il y a une différence significative entre la composition des espèces végétales de sous-bois des peuplements purs de robinier et celle des forêts locales, sans qu'il n'y ait cependant de différence entre les trois classes d'âge de robinier. Comme le prouvent les analyses statistiques, qui montrent très clairement que la composition végétale est très similaire et intercalée entre les peuplements de robiniers, malgré les différences d'âges, alors qu'il y a une nette séparation de composition entre les peuplements de robiniers et les forêts locales (Figure 37). L'étude conclut que, quel que soit l'âge des peuplements purs de robinier, il y a un remplacement de la composition végétale avec une dominance en espèces nitrophiles sous robinier et une diminution de la richesse spécifique végétale. Néanmoins, l'étude est critiquable sur deux points : le premier, comme pour Staska, Essl et Samimi (2014) où le nombre de relevés est inférieur à 10 (7 par classe d'âge et en forêts locales) ce qui laisse un doute également sur la significativité des résultats. Par conséquent, les deux seules études trouvées sur le sujet présentent donc elles-mêmes certaines limites. De plus, elles n'observent pas les mêmes résultats. Il est alors difficile de conclure avec rigueur sur les modifications qu'engendrent le robinier sur son environnement - notamment sur la biodiversité forestière - en fonction de son âge. Du moins en ce qui concerne la flore forestière, car concernant la faune, les études sur le sujet observent plutôt une tendance des vieux arbres de robiniers à être plus sensibles aux ravageurs ainsi qu'à la pourriture et donc à devenir des arbres à cavités. Ces cavités abritent des microhabitats qui peuvent accueillir des organismes xylophages, saproxylophages et des oiseaux cavicoles (Conner *et al.*, 1975 ; Hunstley, 1990). Outre cela, le nombre d'étude sur le sujet reste extrêmement limité et d'autres études sont nécessaires si l'on souhaite avoir des conclusions concrètes sur le sujet. Deuxièmement, pour revenir à l'étude de Benesperi *et al.* (2012), il est également important de souligner que l'étude ne s'est intéressée qu'à des peuplements purs de robinier. Bien que l'étude nous permette de conclure que l'âge des robiniers - en peuplements purs - ne semble donc pas avoir d'influence sur la biodiversité (ce qui contredit l'étude de Staska, Essl et Samimi (2014) qui conclue d'une augmentation de l'abondance en espèces nitrophiles avec l'âge des robiniers), la forte abondance en robinier au sein des peuplements forestiers est également un facteur important à considérer.

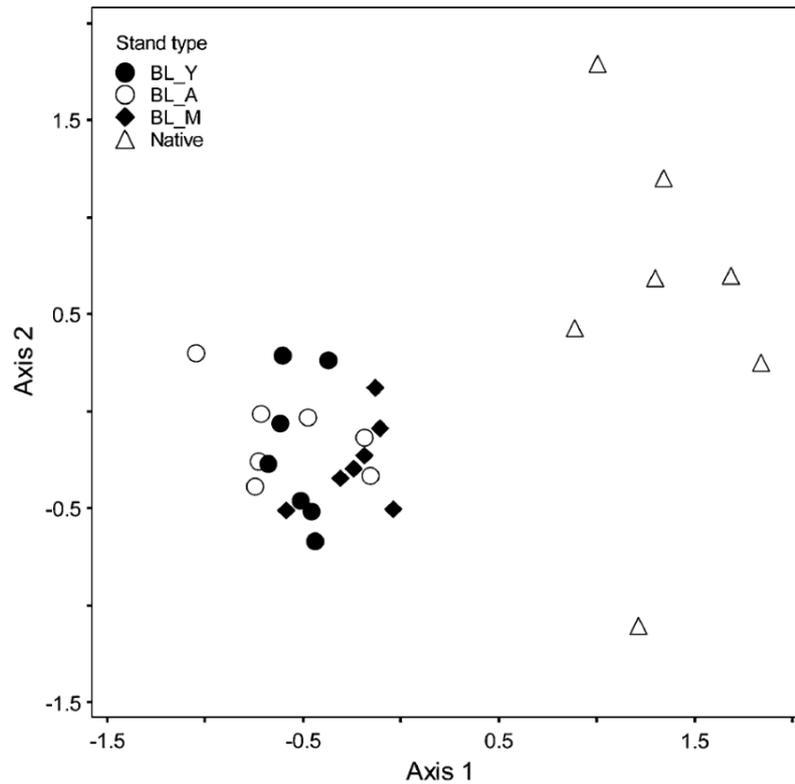


FIGURE 37 – Analyse multivariée de la composition en espèce végétale dans les peuplements. Les quatre types de peuplements sont indiqués par des symboles différents. BL_Y = jeunes peuplements de robiniers ; BL_A = peuplements adultes ; BL_M = peuplements matures ; Native = peuplements composés d’essences locales. La variation totale de la composition des espèces expliquée par les deux axes était de 87% (72,3% axe 1 et 14,7% axe 2). D’après Benesperi *et al.* (2012).

Or, il a été négligé dans l’étude de Benesperi *et al.* (2012). On peut alors se demander s’il est possible que les résultats observés soient très différents lorsque l’abondance en robiniers varie au sein des peuplements ? Lorsque le robinier est en mélange avec d’autres essences ?

5.3.2 L’abondance du robinier en forêt

Outre le facteur de l’âge, l’abondance (aussi nommé *densité* ou *couverture* selon les études, mais par simplicité le terme *abondance* sera employé) d’une essence au sein d’un peuplement joue également un rôle important sur l’impact qu’elle aura sur la biodiversité. En effet, maintenir une richesse en essence élevée permet de limiter les risques engendrés par la dominance d’une seule essence sur la biodiversité (Alaback et Herman, 1988). De nombreuses études démontrent les bénéfices des peuplements mixtes sur la biodiversité et sur la productivité forestière. En outre, plus la richesse spécifique en essences est élevée, plus la productivité forestière est également élevée (Liang *et al.*, 2016 ; Ammer, 2019). Bien que cela varie en fonction des conditions environnementales et des combinaisons d’essences (Ammer, 2019). S’orienter vers des forêts mixtes permet donc d’augmenter à la fois la productivité et le fonctionnement des forêts, ainsi que la richesse et la diversité des espèces (Dieler *et al.*, 2017). Au sein des mélanges, les espèces de sous-bois peuvent ainsi bénéficier d’une plus vaste hétérogénéité de microclimat et de structure à petite échelle (Heinrichs *et al.*, 2019). Et pour cause, toutes les essences n’ont pas la même capacité de transmission de la lumière (voir Slabejová *et al.*, 2019), ni le même apport en

nutriments et en eau (Augusto *et al.*, 2003), ou la même accumulation de leur litière (Sydes et Grime, 1981). Cette hétérogénéité au sein d'un peuplement permet ainsi de favoriser le développement d'une large diversité d'espèces de sous-bois (Heinrichs *et al.*, 2019). Les mélanges sont également favorables à une meilleure diversité de lichens et bryophytes, notamment lorsqu'il y existe une proportion importante de feuillus ; ainsi que des conditions lumineuses hétérogènes (Ódor *et al.*, 2013). Réciproquement, une diversité plus élevée d'essences favorise une diversité plus élevée d'oiseaux, d'insectes, de micro-organismes du sol et d'espèces végétales en sous-bois (Ampoorter *et al.*, 2020). Ainsi, encourager la mixité en essence au sein des forêts et dans les plantations – ces dernières ayant souvent tendance à être monospécifique, les plantations de robinier ne faisant pas exception – aurait donc de nombreux avantages pour la conservation de la biodiversité forestière. La diversité et la richesse en essence sont donc des facteurs clés pour la préservation de la biodiversité des forêts européennes, ainsi que pour conserver la diversité, l'abondance, l'activité et la composition de nombreuses espèces forestières (Cavard *et al.*, 2011 ; Ódor *et al.*, 2013 ; Ampoorter *et al.*, 2020).

Toutefois, dans les décennies à venir, les forêts et leur productivité risquent d'être de plus en plus impactées par les effets du changement climatique (Ammer, 2019). En particulier à travers une augmentation des perturbations, telles que de fortes sécheresses, des feux de forêts et des attaques d'insectes parasites plus fréquents, favorisés par des conditions de plus en plus chaudes et sèches (Seidl *et al.*, 2017). Ces perturbations pourront engendrer un ralentissement notable de la croissance forestière, voire même une augmentation de la mortalité au sein des peuplements (Lebourgeois *et al.*, 2020). Aujourd'hui, adapter les écosystèmes forêts au changement climatique global est le principal enjeu en foresterie (Forrester, 2014) ; et encourager la mixité d'essence en forêt aura donc de grands avantages pour adapter les forêts aux contraintes climatiques à venir. En effet, en plus d'être un facteur clé pour la conservation de la biodiversité en forêt, le mélange d'essences est également considéré comme l'une des meilleures stratégies d'adaptation et de réduction des risques face aux changements climatiques (Reif *et al.*, 2010 cités par Forrester, 2014). Il est désormais connu qu'une diversité plus importante d'essences permet aux forêts d'être plus résistantes et résilientes aux effets de nombreux facteurs de stress et aux perturbation naturelles abiotiques (sécheresse, vent, feu) et biotiques (insectes, pathogènes, parasites) (Knoke *et al.*, 2008 ; Guyot *et al.*, 2016 ; Bauhus *et al.*, 2017 ; Jactel *et al.*, 2017), induit par le changement climatique. La combinaison d'essences en mélange permettant de répartir les risques (Pretzsch, 2003). Ainsi, augmenter la diversité des essences en forêt permet de maintenir la stabilité forestière face aux risques et aux perturbations du changement climatique (Silva Pedro *et al.*, 2016). Cela peut potentiellement s'appliquer également dans le cas du robinier : il est possible que les forêts mixtes de robinier mélangées à d'autres essences, dont autochtones, présentent des bénéfices pour la conservation de la diversité des espèces forestières, tout en adaptant les forêts au contexte de changement climatique. Selon l'étude de Slabejová *et al.*(2019), les caractéristiques secs et chaudes des peuplements purs de robinier peuvent accélérer les effets du changement climatique. Donc, valoriser la mixité au sein des peuplements de robiniers devrait favoriser la création de microclimats plus hétérogènes, moins secs et chauds qu'en peuplement pur, ce qui permettrait donc de limiter les effets du changement climatique.

En suivant cette perspective, il serait alors intéressant d'étudier les effets du robinier sur la biodiversité lorsque celui-ci est en mélange avec d'autres essences. Or, au sein de la littérature scientifique, très peu d'études se sont intéressées au cas du robinier lorsque celui-ci est en mélange avec d'autres essences. La majorité d'entre elles sont orientées vers la comparaison de peuplements purs de robinier avec des forêts – souvent naturelles – d'essences autochtones européennes (sur trente et une études traitées sur le sujet, vingt-quatre se sont basées sur une comparaison de forêts locales avec des peuplements purs de robinier, dont huit les ont comparé avec des forêts naturelles mixtes, cinq ont travaillé sur des peuplements en mélange avec du robinier, et seulement trois ont classé les peuplements de robinier par classe d'abondance ; voir annexe 1). Bien que quelques études s'y consacrent : l'étude de Terwei *et al.* (2016) conclut que les sous-bois de forêts mixtes en chênaies-charmaies avec robiniers abritent plus d'espèces autochtones forestières, favorables aux milieux avec une faible disponibilité en azote et en lumière. À l'inverse, ils observent que les robineraies pures sont caractérisées par des couverts de graminoides rudérales, tels que *Carex pilosa* ou *Chascolytrum brizoides*. Un autre exemple, celui de l'étude de Taniguchi *et al.* (2007) qui s'intéresse à des robineraies pures, mais aussi à des plantations mixtes de robinier avec du pin. Leur étude ne constate pas de différence entre les deux types de peuplements sur les communautés fongiques ectomycorhiziens. Une étude menée en Chine observe que les populations de bactéries, champignons, actinomycètes, azotobacter et les bactéries à phosphore et potassium augmentent nettement dans les sols des peuplements en mélange de *Pinus tabulaeformis* (natif du nord de la Chine) avec du robinier par rapport aux populations dans les sols des peuplements purs, et la qualité du sol est également améliorée (Cao *et al.*, 2008). Néanmoins, ce sont surtout les études de Staska, Essl et Samimi (2014), de Kroftová et Reif (2017) et puis de Montecchiari et Allegrezza (2020) qui se sont véritablement consacrées aux effets de l'abondance du robinier sur la biodiversité des forêts européennes : Tout comme pour l'âge des peuplements de robiniers (voir partie 5.3.1), Staska, Essl et Samimi (2014) ont étudié comment le gradient de densité (abondance) des robiniers en peuplements affectent les propriétés du sol et la composition végétale. Leur premier résultat montre la teneur en azote du sol augmente avec l'abondance en robiniers, avec une corrélation marginalement significative entre la teneur totale en azote du sol et les classes d'abondance en robiniers ($r_s = 0,367$, $p = 0,055$) (Figure 38).

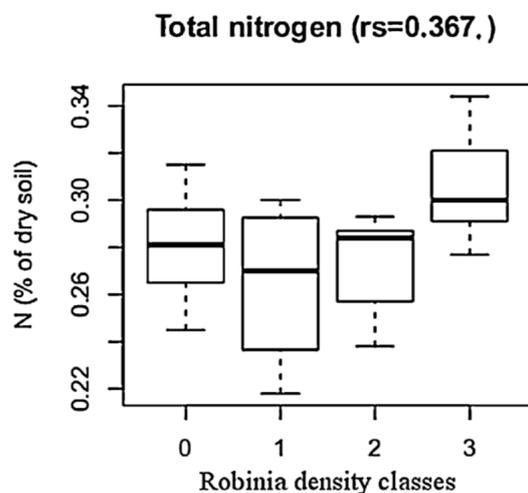


FIGURE 38 – L'azote du sol en fonction de la densité (abondance) en robinier dans les peuplements. Classes de densité 0 : $n = 10$ (5 en SR, 5 en O), 1 : $n = 4$ (SR), 2 : $n = 6$ (SR), 3 : $n = 8$ (3 en SR, 5 en O) ; Niveaux de signification (analyses de corrélation de Spearman) : *** $p \pm 0,001$; ** $p \pm 0,01$; * $p \pm 0,05$; $p \pm 0,1$. D'après Staska, Essl et Samimi (2014)

Malgré cette augmentation de l'azote du sol avec l'abondance en robinier, leurs résultats ne montrent aucunes corrélations significatives entre l'abondance en robinier et la diversité végétale dans les parcelles, qu'il s'agisse de la diversité de l'ensemble des espèces de sous-bois (autant autochtones et allochtones), ou de la diversité des espèces autochtones (indice de Simpson, Figure 39). L'abondance en robiniers n'impacte pas la diversité végétale des espèces autochtones de sous-bois dans leur étude.

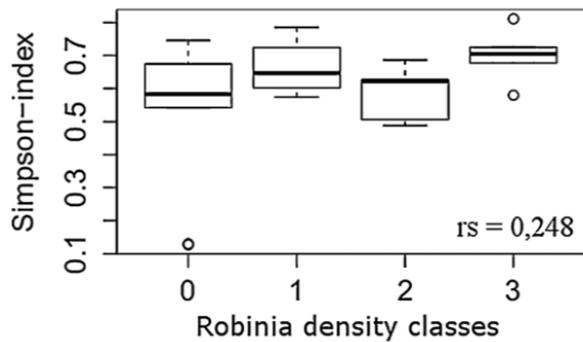


FIGURE 39 – Diversité végétale (indice de Simpson) des espèces indigènes du sous-étage en fonction de la densité (abondance) en robinier dans les peuplement (n = voir Figure 38, rs = coefficient de corrélation du rang de Spearman pour les classes de robiniers 0-3 avec l'indice de Simpson des parcelles). D'après Staska, Essl et Samimi (2014)

Toutefois, une corrélation significative entre l'abondance en robinier et celle de certaines espèces a été détectée (Figure 39). En effet, l'abondance des espèces allochtones nitrophiles tels que *Sambucus nigra*, *Urtica dioica* et *Parietaria officinalis* est significativement plus élevée dans les sites avec une abondance élevée en robinier. Bien que cette abondance ne diffère pas de manière significative entre les classes inférieures (entre les sites non envahis et les sites avec une faible densité de robinier), il y a tout de même une différence significative entre les classes inférieures et les classes avec une abondance en robinier élevée. Il y a une corrélation positive entre l'abondance des espèces nitrophiles de sous-bois et l'abondance en robinier, à l'exception de l'*Anemone ranunculoides* qui diminue significativement dans les sites avec une forte abondance en robinier (Figure 40). S'agissant d'une plante d'ombre géophysique à une faible capacité compétitive, sa diminution pourrait être due à une concurrence avec la couche herbacée relativement dense sous les robiniers au printemps (voir partie 4.3.2).

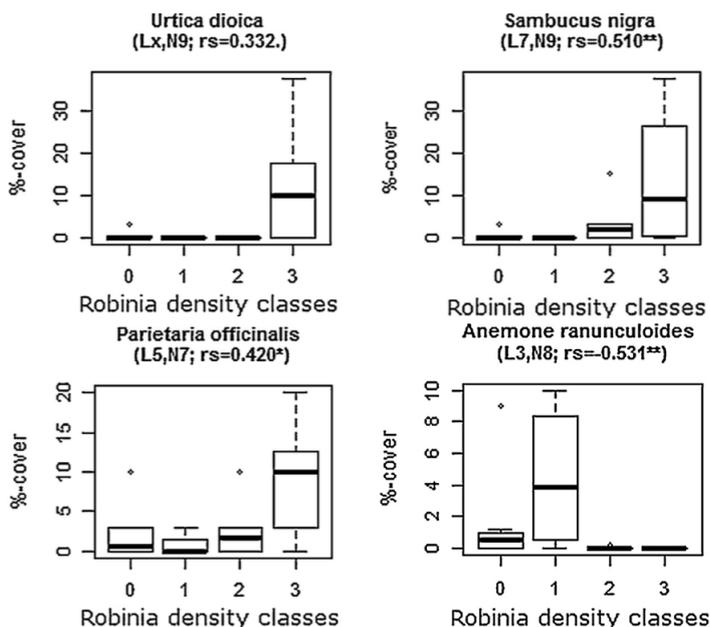


FIGURE 40 – Abondance des espèces végétales par densité (abondance) de robinier et classes d'âge (n = voir Figure 38, valeurs indicatrices pour la lumière (L) et l'azote (N) selon Ellenberg *et al.*, 1992). D'après Staska, Essl et Samimi (2014).

Néanmoins, les capacités allélopathiques du robinier à déposer des composés phytotoxiques dans le sol (Nasir *et al.*, 2005) (voir partie 4.3.1) peuvent également jouer un rôle. Donc, même si l'abondance en robinier n'a pas entraîné une diminution de la diversité des espèces de sous-bois, elle a modifié l'abondance de certaines espèces connues comme nitrophiles, avec des abondances sept fois plus élevée sur les parcelles à forte abondance de robiniers par rapport à celles à faible abondance (Figure 40). L'étude de Staska, Essl et Samimi (2014) est donc très intéressante car il s'agit de la seule étude trouvée qui a cherché à définir quels étaient les effets du robinier sur la biodiversité en fonction de son abondance et de son âge au sein des peuplements. Cette étude permet d'ailleurs d'affirmer qu'il y a une corrélation positive entre la teneur élevée en azote dans le sol et l'abondance élevée en espèces nitrophiles lorsque l'abondance en robinier au sein des peuplements est élevée. Or, ce résultat est cohérent avec la conclusion déduite des études vues précédemment sur le sujet (voir partie 5.1). De plus, l'étude dévoile l'existence d'un seuil au-delà duquel une abondance trop élevée en robinier aura un impact sur la composition végétale de sous-bois. L'étendue totale des impacts sur la diversité végétale de sous-bois peut seulement devenir apparente à une abondance élevée en robiniers. Leurs résultats montrent donc que les effets réels du robinier sur la diversité végétale peuvent être sous-estimés et ne deviendront que pleinement évidents lorsque un site sera fortement envahi. Cependant, comme les auteurs le soulignent dans leur étude, la relation entre la présence du robinier et ses impacts n'est pas linéaire. En écologie, il est encore difficile d'estimer le seuil à partir duquel l'abondance d'une espèce devient problématique, à partir duquel l'espèce devient envahissante et impacte la biodiversité environnante. La relation entre l'abondance d'une population et l'impact économique et environnemental de celle-ci est rarement examinée en gestion et prend souvent des formes non-linéaires difficiles à définir. Le seuil au-delà duquel l'abondance est devenue trop importante et a un impact significatif sur la biodiversité est donc difficile à estimer (voir Yokomizo *et al.*, 2009).

Par la suite, l'étude de Kroftová et Reif (2017) a étudié les effets de la variation de l'abondance en robinier sur la diversité des oiseaux et sur la composition végétale de sous-bois. Ils observent une corrélation positive entre l'augmentation de la densité de la couche arbustive et l'ouverture de la canopée avec l'augmentation de l'abondance en robinier. Plus l'abondance en robinier est faible, alors plus l'axe PC1 (Figure 41) a une valeur positive donc les peuplements sont plutôt caractérisés par une couverture élevée de la canopée et une couverture arbustive peu développées, typiques des forêts européennes occupées par des essences autochtones. En revanche, plus il y a une forte abondance en robinier, plus il y a une dissimulation marquée par rapport à la composition végétale en forêts d'essences autochtones, avec une augmentation de la couche arbustive et une canopée plus clairsemée, ouvrant le milieu et laissant un fort passage de la lumière en sous-bois, typique des robineraies (Figure 41).

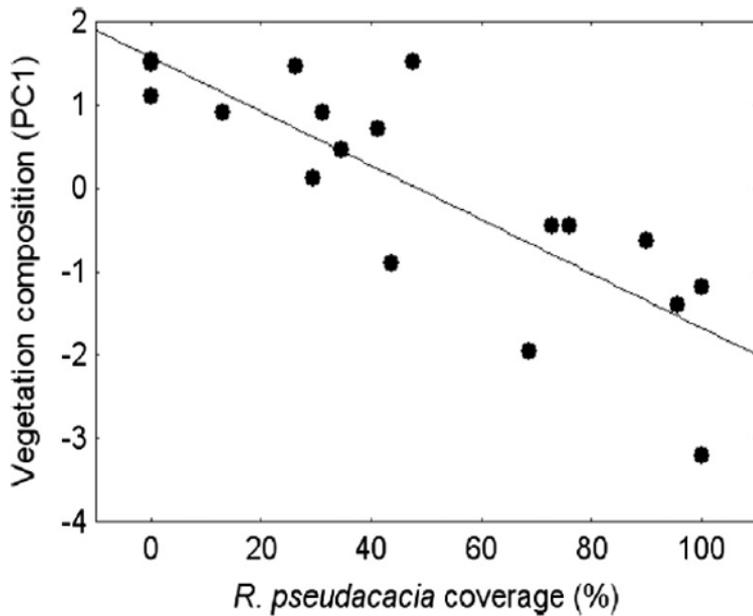


FIGURE 41 – Relation entre la composition végétale et la couverture (abondance) relative en robinier (en %) dans les parcelles d'études. PC1 représente un gradient allant de parcelles caractérisées par une végétation avec une couverture arbustive bien développée et une canopée clairsemée (l'extrémité négative de PC1) à des parcelles caractérisées par une canopée dense et une couverture d'arbustes peu développée (l'extrémité positive de PC1). D'après Kroftová et Reif (2017).

Cette étude de Kroftová et Reif (2017) montre bien l'impact de l'abondance en robinier sur la biodiversité du peuplement forestier. Ce facteur n'est donc pas négligeable car l'abondance en robinier peut avoir des effets considérables : un peuplement avec une canopée très dense et une faible proportion en robiniers va limiter le nombre d'espèces en sous-bois. À l'inverse, un peuplement avec une canopée très ouverte et une trop forte proportion en robiniers va réduire la richesse spécifique et favoriser le développement d'espèces allochtones héliophiles (Barbier *et al.*, 2008).

Kroftová et Reif (2017) se sont également intéressés aux effets de l'abondance en robinier sur la diversité en espèces d'oiseaux au sein des peuplements. Ils observent ainsi qu'il y a une plus grande richesse en espèces d'oiseaux lorsque le robinier est dans des proportions équivalentes à celles d'arbres d'essences autochtones (Figure 42). En effet, ceci est particulièrement vrai pour les oiseaux spécialistes des milieux forestiers qui ont un nombre maximum d'espèces lorsque les peuplements présentent une proportion de 70 à 30% d'essences autochtones par rapport au robinier (Figure 42d). Donc lorsque le robinier est en mélange avec d'autres essences, autochtones. Le robinier, comme les arbres d'essences autochtones, apportent des avantages spécifiques : le robinier ouvre le milieu et crée une strate arbustive plus développée, probablement plus attrayante pour les espèces d'oiseaux qui occupent le sous-bois (Hanzelka et Reif, 2015). En même temps, l'approvisionnement en nourriture pour les oiseaux est plus important dans les forêts d'essences autochtones que dans les robineraies purs (Reif *et al.*, 2016). Donc, le mélange de robinier avec des essences autochtones apportent des bénéfices mutuelles et sont des environnements très favorables pour les oiseaux : ils constituent un milieu plutôt ouvert et une couverture arbustive intermédiaire, hétérogène, bénéfique aux oiseaux (Von Holle *et al.*, 2006) et fournissent un approvisionnement alimentaire diversifié qui permet de maintenir le nombre d'espèces d'oiseaux à un niveau élevé (Kroftová et Reif, 2017).

Les résultats de l'étude de Kroftová et Reif (2017) montrent que le maintien de peuplements mixtes, où cohabitent le robinier et des essences autochtones aux forêts européennes dans des proportions équivalente, permet de limiter les changements au sein de la composition végétale (Figure 41) et d'assurer un grand nombre d'espèces d'oiseaux au sein des peuplements (Figure 42). Par ailleurs, leur étude montre que les monocultures de robinier ne doivent pas être encouragées car elles abritent moins d'espèces d'oiseaux que les peuplements mixtes. Ils encouragent par ailleurs de remplacer ces monocultures en ajoutant des essences autochtones, sans nécessairement avoir recours à une coupe à blanc.

Toutefois, cela reste encore très théorique et l'étude de Kroftová et Reif (2017) présente certaines limites : comme pour l'étude de Staska, Essl et Samimi (2014), le nombre de relevés reste faible. Il aurait donc été intéressant de comparer ces mêmes résultats avec un plus grand nombre de relevés. Néanmoins, malgré les limites de l'étude de Kroftová et Reif (2017), les résultats semblent plutôt montrer que les risques qui pèsent sur la biodiversité sont moindres lorsque le robinier est en mélange avec d'autres essences, notamment autochtones aux forêts européennes.

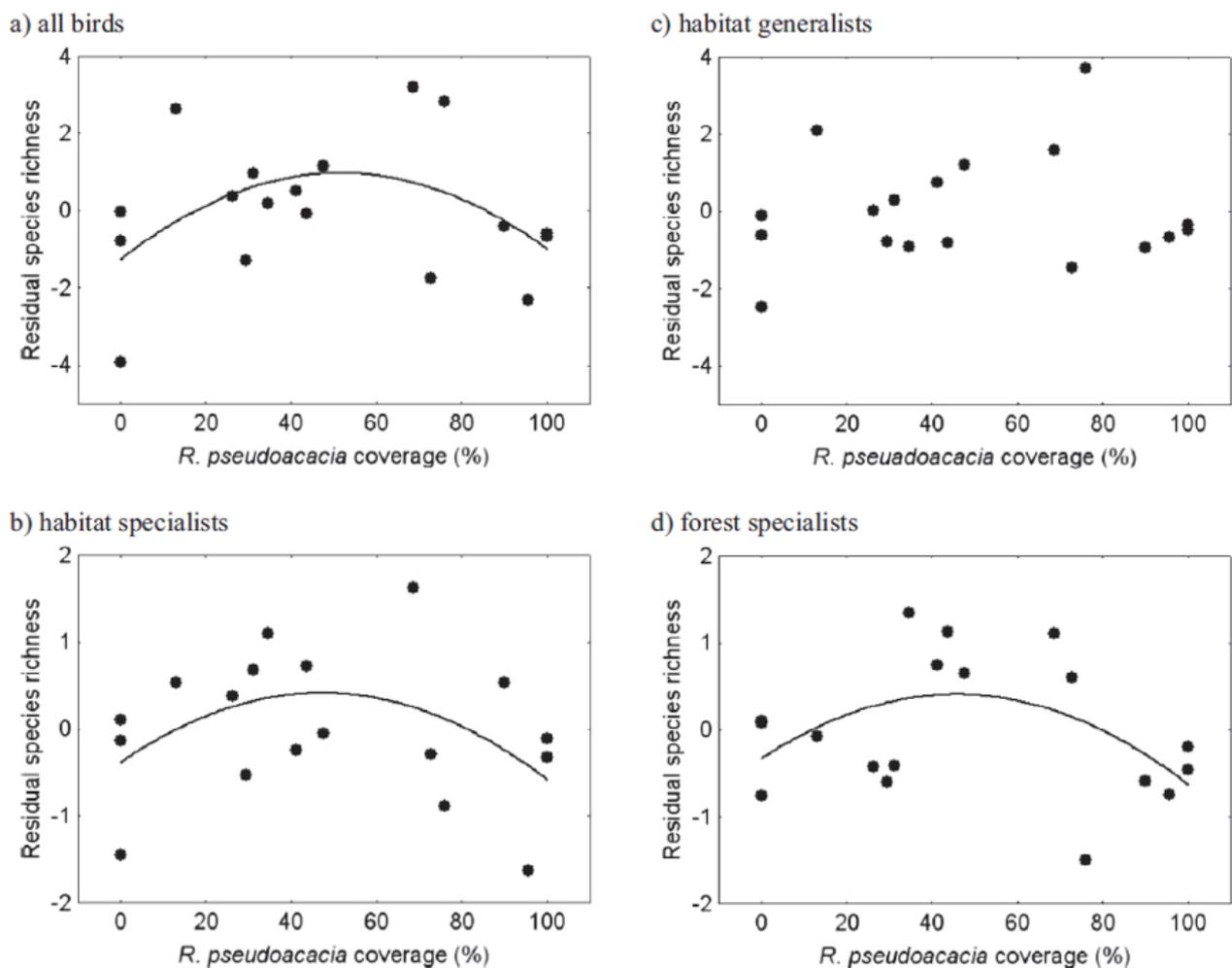


FIGURE 42 – Relation entre la richesse spécifique en oiseaux et le couvert (abondance) relatif du robinier (en %) dans les parcelles d'études : (a) ensemble des espèces, (b) oiseaux spécialistes de certains habitats, (c) oiseaux généralistes, (d) oiseaux spécialistes des habitats forestiers. D'après Kroftová et Reif (2017).

Pour finir, il y a l'étude récente de Montecchiari et Allegrizza (2020) qui s'est également penché sur l'évaluation des effets de la variation de l'abondance en robinier sur la diversité des espèces végétales de sous-bois des habitats forestiers. Pour cela, ils ont comparé les effets du robinier sur cinq classes de valeur en abondance, allant de 0 (absence robinier) à 4 (dominance), en cherchant à déterminer le seuil d'abondance au delà duquel il y a des changements dans les conditions écologiques et de la composition végétale de sous-bois. Or, leurs résultats montrent une augmentation à la disponibilité en azote (indices d'Ellenberg pour les nutriments) dans le sol dès le groupe 1 (Figure 43). Leurs résultats montrent également de nettes séparations, avec des différences significatives en terme de composition d'espèces végétales en sous-bois, entre les classes de faible abondance (groupes 0 et 1) et les classes d'abondance en robinier élevée (groupes 2, 3 et 4). En effet, les classes 0 et 1 sont associés à une forte présence d'espèces herbacées némorales (associées aux bosquets ou forêts) et forestières des sous-bois de forêts européennes (Figure 43 h). Alors que les groupes 2, 3 et 4 sont associés à la forte présence d'espèces herbacées allochtones (Figure 44g), nitrophiles (Figure 44f) et thérophytes (Figure 44i). Donc, les sites avec une abondance élevée en robinier favorise l'enrichement en espèces nitrophiles et cela dès le groupe 1 (Figure 44f).

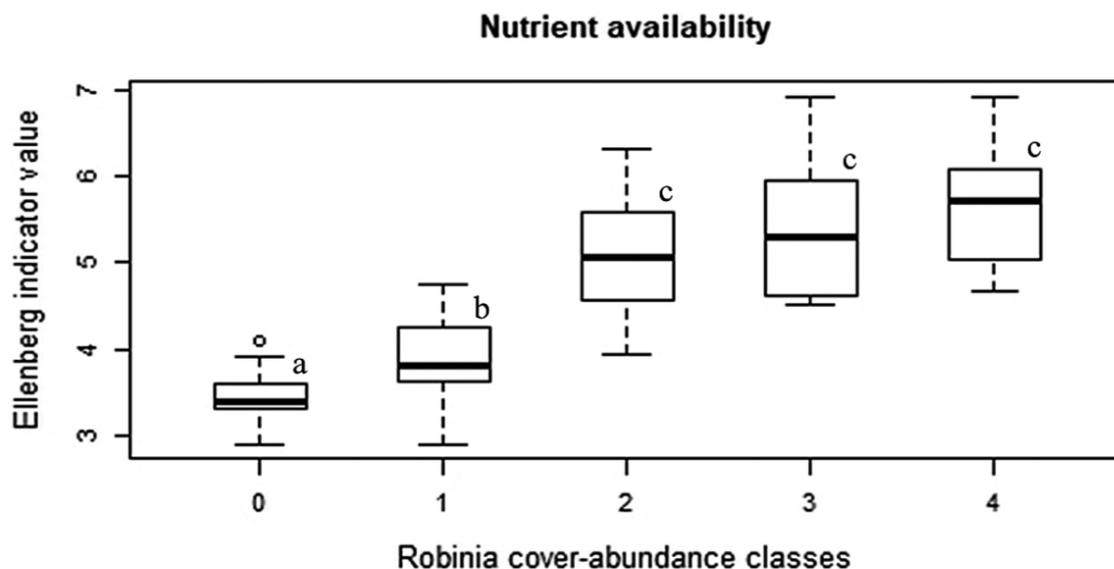


FIGURE 43 – Box plot de l'indice d'Ellenberg pour les nutriments (azote) en fonction des classes d'abondance en robinier dans les peuplements. Les différentes lettres indiquent des différences significatives à $P < 0,05$ entre les moyennes selon le test de la somme des rangs de Kruskal-Wallis. D'après Montecchiari et Allegrizza (2020)

De plus, Montecchiari et Allegrizza (2020) observent une tendance à la baisse de l'indice de diversité de Shannon (H) entre les groupes 0 à 5 ($p < 0,01$), avec des valeurs de diversité les plus faibles dans les peuplements purs de robiniers (Figure 45).

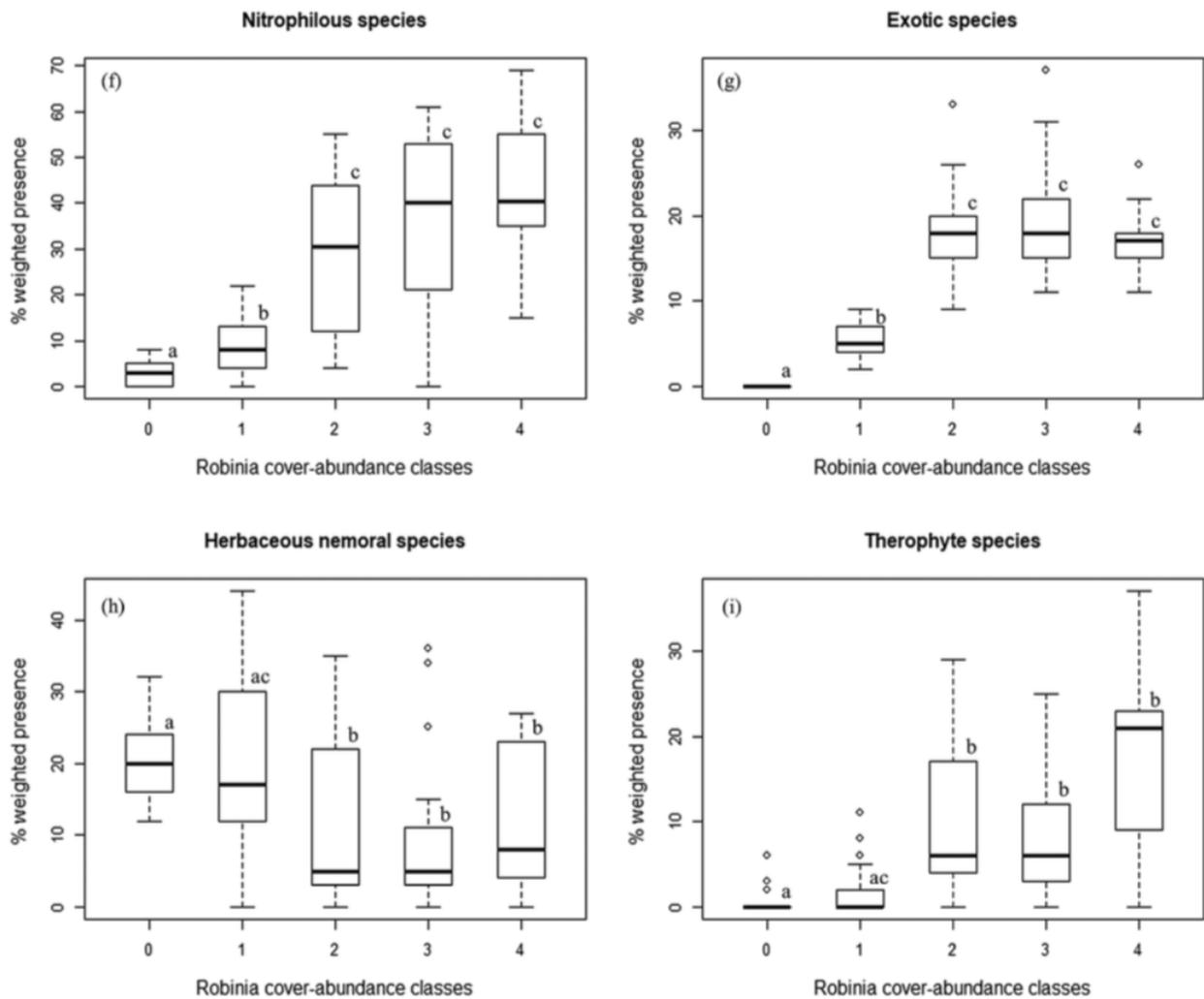


FIGURE 44 – Box plot des classes syntaxonomiques liées aux cinq groupes de couverture considérés : Espèces nitrophiles (f) ; Espèces exotiques (g) ; Espèces némorales herbacées (h) ; Espèces annuelles (thérophytes) (i), en fonction des classes d’abondance en robinier dans les peuplements. Les différentes lettres indiquent des différences significatives à $P < 0,05$ entre les moyennes selon le test de la somme des rangs de Kruskal-Wallis. D’après Montecchiari et Allegrezza (2020).

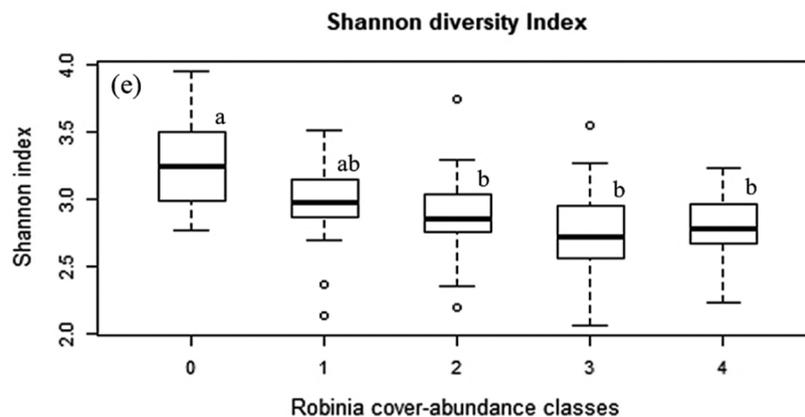


FIGURE 45 – Box plot de l’indice de diversité végétale de Shannon en fonction des classes d’abondance en robinier dans les peuplements. Les différentes lettres indiquent des différences significatives à $P < 0,05$ entre les moyennes selon le test de la somme des rangs de Kruskal-Wallis. D’après Montecchiari et Allegrezza (2020).

Leur constatation montre qu'il existe un seuil d'impact de l'abondance en robinier entre le groupe 1 et 2 (au alentour des 25% d'abondance en robinier). Leurs résultats sont similaires à ceux étude de Staska, Essl et Samimi (2014), ainsi qu'à ceux des précédentes études sur le sujet (partie 5.1) : il y a une diminution significative de la diversité de Shannon en sous-bois de robinier, avec une composition floristique caractérisée par des espèces nitrophiles et non forestières. Ce changement d'espèces en sous-bois impact le succès compétitif des espèces autochtones : les espèces de plantes némorales végètent dans des sols pauvres en nutriments et subissent la concurrence d'espèces à croissance plus rapide (Touza *et al.*, 2008). Ainsi, on assiste à l'enrichissement progressif en espèces, généralement thérophytes (Figure 44i) et rudérales, ainsi qu'au milieu riche en azote, nitrophiles (Figure 44f). Inversement, les espèces forestières de sous-bois diminuent progressivement avec l'augmentation de l'abondance en robinier (Figure 44h). Or, ces changements d'espèces végétales de sous-bois sont détectables dès la présence du robinier à des valeurs d'abondance faible (<1% à 25%), bien que les différences sont véritablement significatives qu'à partir de la classe 2 (au-delà 25% d'abondance en robinier). Les auteurs concluent donc d'un fort impact de l'abondance du robinier sur les communautés végétales autochtones des sous-bois et cela dès de faible valeur d'abondance au sein des peuplements. Les études de Benesperi *et al.* (2012) ; Staska, Essl et Samimi (2014) ; Kroftová et Reif (2017) et Montecchiari et Allegrezza (2020) sont parmi les seules (du moins trouvées) ayant focalisées leur étude sur les effets de l'abondance en robinier ou/et de l'âge des robiniers sur la biodiversité floristique et faunistique. Il est alors légitime de se demander pourquoi si peu d'études ont travaillé sur le cas des variations des effets du robinier en fonction de sa abondance/âge ? Lorsqu'il est plus âgé ou en mélange avec d'autres essences ? Si il y a une tendance des auteurs à vouloir se focaliser sur des peuplements de robiniers purs et d'âge homogène afin d'optimiser leurs résultats en comparant des situations très contrastées (avec des forêts locales irrégulières et mixtes parfois) ? Ou bien si cela reflète réellement de la situation sur le terrain, à savoir que le robinier est majoritairement en peuplement relativement purs et réguliers sur les zones géographiques des études ? Malgré tout, valoriser le mélange du robinier avec d'autres essences, ainsi que son vieillissement en forêt, sont des pistes à suivre afin de limiter les impacts de cette essence sur la biodiversité et doivent être encouragés dans les pratiques de gestion forestière.

Résumé partie 5.3 : Chaque essence possède des caractéristiques qui influencent les conditions abiotiques ainsi que la composition biotique de leur environnement. Il est difficile de faire une généralité sur les effets des essences sur la diversité et la composition biotique car ces effets sont variables et sont parfois liés à d'autres facteurs, qui ne sont pas toujours pris en considération dans les études. Or, ces facteurs peuvent également avoir un rôle important et faire varier les effets qu'auront l'essence sur la biodiversité, ainsi considérés comme des facteurs de variabilité. Ce chapitre se focalise sur l'effet de deux de ces facteurs de variabilité chez le robinier : l'âge et l'abondance du robinier au sein d'un peuplement forestier.

Premièrement, l'effet de l'âge des robiniers sur la biodiversité : l'influence des arbres de robiniers sur la chimie et les propriétés structurales du sol, et par conséquent sur la végétation de sous-bois, varient en fonction de leur âge. Deux études qui se sont penchées sur la question ont été recensées : leur conclusion déduit d'aucune différence de diversité et de composition végétale entre les différentes classes d'âge des robiniers. Cependant, ils concluent d'une différence significative de la richesse spécifique (pour l'une) et de la composition végétale (pour les deux) entre les robineraies (quel que soit l'âge) et les forêts locales, notamment avec une abondance en espèces nitrophiles nettement supérieure au sein des robineraies. Toutefois, alors que l'une observe une augmentation de l'abondance en espèces nitrophiles avec le vieillissement des robiniers, l'autre n'observe aucune différence entre les classes d'âge. Néanmoins, ces études présentent certaines limites (avec un faible nombre de relevés) et le nombre d'étude sur le sujet reste extrêmement limité. Concernant la faune forestière, les vieux arbres de robiniers offrent davantage de microhabitats et cavités pour les organismes saproxyliques et les oiseaux cavernicoles, typiques des forêts matures européennes. Les études semblent plutôt observer que le vieillissement des robiniers a tendance à être profitable pour la faune forestière.

Deuxièmement, l'effet de l'abondance sur la biodiversité : de nombreuses publications scientifiques prônent aujourd'hui les effets bénéfiques de la mixité des essences en forêt. Notamment car elle favorise une meilleure conservation de la biodiversité et représente l'une des meilleures stratégies d'adaptation des forêts face aux perturbations induites par le changement climatique global. Concernant le robinier, trois études ont été dénombrées sur le sujet. Les résultats de ces publications font toutes le même constat : une forte abondance en robinier dans les peuplements engendre une augmentation de la teneur en azote dans le sol et de la lumière en sous-bois, qui va entraîner une dissimilation marquée de la composition végétale par rapport à celle des forêts locales, avec une abondance importante en espèces nitrophiles et héliophiles. L'une des publications met en évidence une augmentation significative en espèces nitrophiles à partir de 25% d'abondance en robiniers. Les auteurs de ces publications concluent d'un fort impact de l'abondance du robinier sur les communautés végétales et encourage le mélange du robinier avec d'autres essences autochtones aux forêts européennes afin de limiter ses impacts sur la biodiversité. Toutefois, le nombre d'étude sur le sujet reste très limité et d'autres études devront à l'avenir se compléter à celles-ci afin de pouvoir véritablement déterminer si l'âge et l'abondance des robiniers en forêt sont des facteurs qui impactent significativement la biodiversité forestière.

6 Conclusion

Dans les décennies à venir, le changement climatique risque de provoquer d'importants changements sur la répartition des espèces végétales et sur leur diversité en Europe (Thuiller *et al.*, 2005). L'aire de répartition des espèces allochtones invasives risquent de s'étendre (Walther *et al.*, 2009; Kleinbauer *et al.*, 2010), ce qui ne fera qu'aggraver les menaces qui pèsent déjà sur la biodiversité forestière à cause du changement climatique (Thuiller *et al.*, 2005). Or, il est difficile de prédire précisément l'impact de ces espèces (Sitzia *et al.*, 2012), la réelle distribution qu'elles vont prendre et le futur fonctionnement des forêts en réponse au changement climatique (Saxo *et al.*, 2001). L'adaptation des écosystèmes forestiers aux conséquences du changement climatique global est aujourd'hui le principal enjeu en foresterie (Forrester, 2014). L'adaptation de nos pratiques de gestion forestière est alors essentielle si l'on souhaite adapter les écosystèmes forestiers aux nouvelles conditions (climatiques et environnementales), et ainsi maintenir les services écosystémiques forestiers et réduire les risques de dégradation des forêts (Bolte *et al.*, 2009). Les gestionnaires devront adapter les forêts face aux perturbations en maintenant la résistance et la résilience des écosystèmes forestiers, en envisageant d'accroître la diversité des essences en forêt (Spittlehouse et Stewart, 2003; Ampoorter *et al.*, 2020). Or, l'adaptation des forêts impliquera inévitablement l'établissement de nouveau type de peuplement forestier avec le mélange d'essences autochtones et allochtones, des arbres non locales (qui seront introduites par l'homme ou naturellement implantées) qui seront mieux adapter aux conditions climatiques futures (Bolte *et al.*, 2009). Néanmoins, l'incertitude dans les projections climatiques peuvent compliquer les décisions des forestiers sur le choix des essences, ainsi que sur les planifications des stratégies forestières à mettre en place dans les années à venir (Albert *et al.*, 2017). Il sera alors nécessaire de bien choisir les essences allochtones à introduire ou celles pour lesquelles il faudra limiter l'implantation, car les espèces allochtones peuvent représenter une menace pour le maintien de la biodiversité forestière si celles-ci deviennent trop envahissantes (Jarvis, 1979; Mack et D'Antonio, 1998; Ehrenfeld, 2010). Il est alors primordial de clarifier l'action des essences allochtones sur la biodiversité forestière avant leur établissement, afin de mettre en place des pratiques de gestion adaptées, qui prennent en considération ces risques (Barbier *et al.*, 2008).

C'est dans ce contexte que les effets du Robinier faux-acacia sur la biodiversité forestière doivent être contrôlés avec beaucoup d'attention. Originaire des États-Unis, le robinier est une essence allochtone en Europe, bien qu'il se soit massivement introduit à travers tout le continent à partir du 17^{ème} siècle. Le robinier a longtemps été implanté pour sa capacité à contrôler l'érosion et la stabilité du sol (Cierjacks *et al.*, 2013; Vítková *et al.*, 2017). De plus, le robinier présente également de bons potentiels sylvicoles avec un bois de classe 4 (voir introduction) et des bénéfices économiques importants : son bois présente des qualités naturelles de durabilité et de résistance à l'humidité comparable aux bois exotiques (d'essences d'origines tropicales ou équatoriales; Cierjacks *et al.*, 2013). À l'avenir, la production locale de bois de robinier en Europe permettra de diminuer les impacts négatifs de l'importation de bois tropicaux, ainsi que des conséquences écologiques désastreuses associées, telles que la déforestation et la dégradation des forêts primaires, l'extinction des espèces, la perte de la biodiversité tropicale, etc. (Gibson *et al.*, 2011; Barlow *et al.*, 2016; Alroy, 2017; Giam, 2017). Le robinier présente également de

nombreux avantages pour l'apiculture, avec la production d'un miel réputé, le miel d'acacia, qui est d'une valeur économique qui n'est pas négligeable pour l'apiculteur (Vítková *et al.*, 2017). Le robinier se révèle aujourd'hui être d'un véritablement intérêt économique et écologique (dans le sens politique du terme) en Europe. Cependant, en plus d'avoir été introduit par l'homme pour ses avantages économique, le robinier s'est beaucoup propagé naturellement en Europe. Sa distribution actuelle dépend principalement de la température (Kleinbauer *et al.*, 2010). C'est une essence qui tolère bien la chaleur et qui est acclimatée à des conditions de sécheresse prolongée (Grünewald *et al.*, 2009; Mantovani *et al.*, 2014; Minucci *et al.*, 2017). De plus, il tolère des conditions physico-chimiques du sol variées (Vítková *et al.*, 2015), croît vite en hauteur (Huntley, 1990; Cierjack *et al.*, 2013) et colonise rapidement les milieux ouverts (González-Muñoz *et al.*, 2011; Essl *et al.*, 2011). Il se propage localement par drageonnage (Huntley, 1990; Cierjack *et al.*, 2013) et persiste longtemps dans les sols (Huntley, 1990), il est donc difficile à retirer une fois implanté (Vítková *et al.*, 2017). Toutes ses caractéristiques favorisent l'expansion du robinier sur des aires géographiques plus importantes en Europe dans les décennies à venir, notamment en altitude, à cause du réchauffement climatique (Kleinbauer *et al.*, 2010). Or, le robinier représente aussi une menace pour la biodiversité, notamment pour certains types d'habitats sensibles, où la conservation figure parmi les priorités de gestion, comme les sites Natura 2000 (Benesperi *et al.*, 2012). Le robinier représente un risque car celui-ci modifie les conditions lumineuses de son environnement, par une ouverture importante de sa canopée due à un houppier très ouvert (Šenkýř, 2015) et à des feuilles très dispersées (González-Muñoz *et al.*, 2013). Mais avant tout, parce qu'il modifie les conditions édaphiques de son environnement par l'eutrophisation des sols en azote (Chapman, 1935; Boring et Swank, 1984; Friederich et Dawson, 1984; Danso *et al.*, 1995) due à une activité symbiotique avec des bactéries racinaires *Rhizobium* caractéristique des *Fabaceae* (Chapman, 1935; Batzli *et al.*, 1992; Bormann *et al.*, 1993; Callaway *et al.*, 2011). Or, l'établissement d'essences fixatrices d'azote, comme le robinier, facilite l'introduction d'espèces allochtones dans les écosystèmes naturels (Von Holle *et al.*, 2006). Ainsi, en modifiant les ressources disponibles en lumière et en azote, les robiniers entraînent des changements profonds au sein des écosystèmes forestiers, notamment au sein de la composition floristique de sous-bois forestier : les communautés végétales oligotrophes, acidophiles, à tendance sciophile, de sous-bois, typiques des forêts européennes, sont remplacées par des espèces nitrophiles, rudérales, généralement héliophiles dans les sous-bois de robineraies (Montagnini *et al.*, 1991; Dzwonko et Loster, 1997; Matus *et al.*, 2003; Vítková et Kolbek, 2010; Benesperi *et al.*, 2012; Sitzia *et al.*, 2012; Deneau, 2013; González-Muñoz *et al.*, 2013; Šenkýř, 2015; Von Holle *et al.*, 2006; Campagnaro *et al.*, 2018; Terwei *et al.*, 2016; Lazzaro *et al.*, 2018; Gentili *et al.*, 2019; Slabejová *et al.*, 2019; Montecchia et Allegranza, 2020). Le robinier peut également avoir un impact sur la faune forestière en diminuant la diversité spécifique en arthropodes (Buchholz *et al.*, 2015; Štrobl *et al.*, 2019) et par conséquent en oiseaux spécialistes des milieux forestiers (Hanzelka et Reif, 2015b; Hanzelka et Reif, 2016; Reif *et al.*, 2016; Kroftová et Reif, 2017). Or, ces menaces risquent d'augmenter dans les années à venir à cause du changement climatique (Kleinbauer *et al.*, 2010).

Toutefois, il reste encore beaucoup de travail à faire sur le sujet si l'on souhaite réellement comprendre quel rôle joue le robinier sur la flore et la faune des forêts dans lesquels il s'établit. Étudier davantage les risques du robinier sur la biodiversité forestière et la stabilité forestière est

fondamental si l'on souhaite appliquer une gestion forestière durable de cette essence, notamment en contexte de changement global. Dans ce cadre, il est alors important d'inclure, dans les études, l'ensemble des facteurs de variabilité qui peuvent influencer sur les effets du robinier. Il s'est avéré, lors de phase de terrain et en lisant la littérature scientifique sur le sujet, que l'âge et l'abondance des arbres de robiniers en peuplement peuvent être des facteurs de variabilité qui influent sur les effets qu'auront le robinier sur la biodiversité forestière. Toutefois, très peu d'études scientifiques les prenaient en compte et encore moins se sont intéressées à leur effets (seulement deux études se sont intéressées aux impacts du robinier par classe d'âge et trois par classe d'abondance ; voir annexe 1). Les études trouvées sur les effets de l'âge des robiniers concluent, pour certaines, d'un effet positif du vieillissement des arbres pour la biodiversité forestières autochtones, notamment sur les espèces d'arthropodes et d'oiseaux (Conner *et al.*, 1975 ; Hunstley, 1990), ou alors d'aucun effet de l'âge sur les plantes de sous-bois (Benesper *et al.*, 2012), ou encore, à l'inverse, d'une augmentation du nombre d'espèces allochtones nitrophiles avec le vieillissement des robiniers en forêt (Staska, Essl et Samimi, 2014). Néanmoins, le nombre d'étude et de résultats sur le sujet sont trop limités pour pouvoir aboutir à une conclusion sur les effets de l'âge du robinier sur la biodiversité forestière. Concernant les effets de l'abondance en robinier, les publications sur le sujet font toutes le même constat d'une augmentation de l'abondance en espèces nitrophiles avec l'augmentation de l'abondance en robinier. Pour Staska, Essl et Samimi (2014), le changement de la composition végétale et l'impact sur la diversité n'apparaissent que lorsqu'il y a une dense abondance en robinier dans les peuplements. Pour Montecchiari et Allegrezza, 2020, ces effets sont visibles dès les 25% d'abondance en robinier. Toutefois, toutes concluent d'un fort impact d'une dense abondance en robinier sur les communautés végétales et encouragent le mélange du robinier avec des essences autochtones afin de limiter ses effets sur la biodiversité forestière (Staska, Essl et Samimi, 2014 ; Kroftová et Reif, 2017 ; Montecchiari et Allegrezza, 2020). Néanmoins, le nombre d'études sur le sujet reste très limité et elles présentent parfois certaines limites. Nous encourageons les futures études scientifiques sur le sujet à davantage inclure les effets des facteurs de variabilité, dont dans le cas du robinier principalement son âge et son abondance, au sein de leurs travaux de recherche. Seule l'étude de Staska, Essl et Samimi (2014) ont étudié l'âge et l'abondance du robinier, en concluant que les impacts du robinier varient considérablement en fonction de son âge et son abondance. Néanmoins, Staska, Essl et Samimi (2014) auront étudié les effets de l'âge et de l'abondance du robinier en dissociant les deux variables. Par conséquent, une piste d'étude innovante serait de voir si les effets du robinier restent similaires lorsque les deux variables sont associées – par exemple, avec trois classes d'âge (jeune, adulte, mature) pour quatre classes d'abondance (<25%, 25%-50%, 50-75%, >75%) soit douze placettes différentes (en rajoutant des témoins dans des forêts locales à proximité). Il serait notamment intéressant pour cette piste d'étude de mesurer les variations des radiations solaires en sous-bois, des concentrations en azote dans le sol, de la composition ainsi que de la diversité en espèces végétales en sous-bois et de la biodiversité forestière en générale. À terme, cela permettra de pouvoir déterminer avec plus de certitude à quel âge et à partir de quelle abondance les robiniers en forêt impactent davantage la biodiversité forestière. Afin de savoir s'il y a un âge et une abondance optimum en robinier pour préserver la biodiversité.

Toutefois, cela ne signifie pas que le robinier doit être systématiquement éradiqué de nos forêts. La question du robinier comme essence envahissante reste encore très débattue et les risques engendrés par le robinier sur la biodiversité forestière restent peu documentés (Benesperi *et al.*, 2012 ; Sitzia *et al.*, 2012 ; Cierjacks *et al.*, 2013 ; Vítková *et al.*, 2017). Bien qu'il ne soit pas à éradiquer systématiquement, il est néanmoins nécessaire de mettre en place une gestion intégrée du robinier, basée sur une approche spécifique en fonction des risques à chaque site, qui aboutira à la tolérance dans certaines zones et à l'éradication dans les habitats sensibles (Vítková *et al.*, 2016 ; 2017). Des aménagements forestiers doivent être également mis en place afin de contrôler et d'éviter la propagation et l'implantation du robinier à proximité de sites vulnérables, où il existe des enjeux environnementaux forts (Von Holle *et al.*, 2006 ; Staska, Essl et Samimi, 2014 ; Vítková *et al.*, 2017 ; 2020). Dans ce cadre, le Schéma régional d'aménagement et la Directive régionale d'aménagement d'Auvergne-Rhône-Alpes (DRA-SRA d'Aura), présenté par l'ONF et qui encadre l'élaboration des aménagements forestiers dans la région Auvergne-Rhône-Alpes, recommande la valorisation de l'implantation du robinier – comme essence objective – dans un cadre restrictif (hors zone à enjeux environnementaux forts et sauf en lisières de peuplements sensibles). Il faut également éviter l'implantation de robiniers à proximité des corridors de migration, tels que les cours d'eau, les voies ferrées ou les routes, qui favorisent la dispersion des gousses de robinier sur de longues distances (Pyšek *et al.*, 2012 ; Cierjacks *et al.*, 2013 ; Samuel et Kowarik, 2013) (voir partie 4.4.2).

Par conséquent, si les risques pour la biodiversité forestière sont amoindris – en contrôlant l'abondance du robinier (en favorisant la mixité des essences en forêt) et en laissant vieillir les arbres de robinier en forêt (avec des cycles de rotations plus longs ; voir Motta *et al.*, 2009) – et que la propagation et l'implantation du robiniers sur des habitats sensibles sont contrôlées, alors le robinier peut être valorisé. Bien qu'il reste encore beaucoup de travail sur le sujet, le robinier est une essence d'avenir dans la perspective d'adapter les forêts aux changements climatiques. Ses traits fonctionnels en font une essence qui pourra facilement s'adapter aux futures conditions climatiques et il faudra compter sur lui pour bâtir les forêts françaises du 21^{ème} siècle.

7 Référence

1. Alaback, P. B., & Herman, F. R. (1988). Long-term response of understory vegetation to stand density in Picea-Tsuga forests. *Canadian journal of forest research*, 18(12), 1522-1530.
2. Albert, M., Nagel, R.-V., Nuske, R., Suttmöller, J., & Spellmann, H. (2017). Tree Species Selection in the Face of Drought Risk—Uncertainty in Forest Planning. *Forests*, 8(10), 363.
3. Alroy, J. (2017). Effects of habitat disturbance on tropical forest biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(23), 6056-6061.
4. Ammer, C. (2019). Diversity and forest productivity in a changing climate. *New Phytologist*, 221(1), 50-66.
5. Ampoorter, E., Barbaro, L., Jactel, H., Baeten, L., Boberg, J., Carnol, M., Castagneyrol, B., Charbonnier, Y., Dawud, S. M., Deconchat, M., Smedt, P. D., Wandeler, H. D., Guyot, V., Hättenschwiler, S., Joly, F., Koricheva, J., Milligan, H., Muys, B., Nguyen, D., ... & Allan, E. (2020). Tree diversity is key for promoting the diversity and abundance of forest-associated taxa in Europe. *Oikos*, 129(2), 133-146.
6. Anderson, R. C., & Brown, L. E. (1980, September). Influence of a prescribed burn on colonizing black locust. In *Proceedings, Central Hardwood Forestry Conference* (Vol. 3, pp. 330-336).
7. Athy, E. R., Keiffer, C. H., & Stevens, M. H. (2006). Effects of Mulch on Seedlings and Soil on a Closed Landfill. *Restoration Ecology*, 14(2), 233-241.
8. Augusto, L., Dupouey, J.-L., & Ranger, J. (2003). Effects of tree species on understory vegetation and environmental conditions in temperate forests. *Annals of Forest Science*, 60(8), 823-831.
9. Ayanu, Y., Jentsch, A., Müller-Mahn, D., Rettberg, S., Romankiewicz, C., & Koellner, T. (2015). Ecosystem engineer unleashed : *Prosopis juliflora* threatening ecosystem services ?. *Regional Environmental Change*, 15(1), 155-167.
10. Barbier, S., Gosselin, F., & Balandier, P. (2008). Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved—A critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 254(1), 1-15.
11. Barea, J. M., & Azcon-Aguilar, C. (1983). Mycorrhizas and their significance in nodulating nitrogen-fixing plants. In *Advances in agronomy* (Vol. 36, pp. 1-54). Academic Press.
12. Barlow, J., Lennox, G. D., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A. C., Mac Nally, R., ... & Gardner, T. A. (2016). Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*, 535(7610), 144-147.
13. Baskin, J. M., Baskin, C. C., & Li, X. (2000). Taxonomy, anatomy and evolution of physical dormancy in seeds. *Plant species biology*, 15(2), 139-152.
14. Batzli, J. M., Graves, W. R., & Van Berkum, P. (1992). Diversity among rhizobia effective with *Robinia pseudoacacia* L. *Applied and Environmental Microbiology*, 58(7), 2137-2143.
15. Bauhus, J., Forrester, D. I., Gardiner, B., Jactel, H., Vallejo, R., & Pretzsch, H. (2017). Ecological stability of mixed-species forests. *Mixed-species forests* (pp. 337-382). Springer, Berlin, Heidelberg.
16. Benesperi, R., Giuliani, C., Zanetti, S., Gennai, M., Mariotti Lippi, M., Guidi, T., Nascimbene, J., & Foggi, B. (2012). Forest plant diversity is threatened by *Robinia pseudoacacia* (black-locust) invasion. *Biodiversity & Conservation*, 21(14), 3555-3568.
17. Berg, C., Drescher, A., & Essl, F. (2017). Using relevé-based metrics to explain invasion patterns of alien trees in temperate forests. *Tuexenia*, 37(1), 127-142.
18. Bolte, A., Ammer, C., Löf, M., Madsen, P., Nabuurs, G. J., Schall, P., ... & Rock, J. (2009). Adaptive forest management in central Europe : climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 24(6), 473-482.
19. Boring, L. R., & Swank, W. T. (1984). The Role of Black Locust (*Robinia Pseudo-Acacia*) in Forest Succession. *The Journal of Ecology*, 72(3), 749.
20. Bormann, B. T., Bormann, F. H., Bowden, W. B., Piece, R. S., Hamburg, S. P., Wang, D., ... & Ingersoll, R. C. (1993). Rapid N² fixation in pines, Alder, and locust : evidence from the sandbox ecosystems study. *Ecology*, 74(2), 583-598.

21. Botta-Dukát, Z., & Balogh, L. (2008). The most important invasive plants in Hungary. HAS Institute of Ecology and Botany.
22. Buchholz, S., Tietze, H., Kowarik, I., & Schirmel, J. (2015). Effects of a Major Tree Invader on Urban Woodland Arthropods. *PLOS ONE*, *10*(9), e0137723.
23. Buzhdygan, O. Y., Rudenko, S. S., Kazanci, C., & Patten, B. C. (2016a). Effect of invasive black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) on nitrogen cycle in floodplain ecosystem. *Ecological Modelling*, *319*, 170-177.
24. Call, L. J., & Nilsen, Erik. T. (2005). Analysis of interactions between the invasive tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) and the native black locust (*Robinia pseudoacacia*). *Plant Ecology*, *176*(2), 275-285.
25. Callaway, R. M., Bedmar, E. J., Reinhart, K. O., Silvan, C. G., & Klironomos, J. (2011). Effects of soil biota from different ranges on *Robinia* invasion : acquiring mutualists and escaping pathogens. *Ecology*, *92*(5), 1027-1035.
26. Campagnaro, T., Nascimbene, J., Tasinazzo, S., Trentanovi, G., & Sitzia, T. (2018). Exploring patterns, drivers and structure of plant community composition in alien *Robinia pseudoacacia* secondary woodlands. *IForest - Biogeosciences and Forestry*, *11*(5), 586-593.
27. Caprio, E., Ellena, I., & Rolando, A. (2009). Native oak retention as a key factor for the conservation of winter bird diversity in managed deciduous forests in northern Italy. *Landscape ecology*, *24*(1), 65.
28. Castro-Díez, P., González-Muñoz, N., Alonso, A., Gallardo, A., & Poorter, L. (2009). Effects of exotic invasive trees on nitrogen cycling : a case study in Central Spain. *Biological Invasions*, *11*(8), 1973-1986.
29. Cavard, X., Macdonald, S. E., Bergeron, Y., & Chen, H. Y. (2011). Importance of mixedwoods for biodiversity conservation : Evidence for understory plants, songbirds, soil fauna, and ectomycorrhizae in northern forests. *Environmental Reviews*, *19*(NA), 142-161.
30. Chang, C. S., Bongarten, B., & Hamrick, J. (1998). Genetic structure of natural populations of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) at Coweeta, North Carolina. *Journal of Plant Research*, *111*(1), 17-24.
31. Chapman, A. G. (1935). The Effects of Black Locust on Associated Species with Special Reference to Forest Trees. *Ecological Monographs*, *5*(1), 37-60.
32. Charru, M., Seynave, I., Hervé, J.-C., Bertrand, R., & Bontemps, J.-D. (2017). Recent growth changes in Western European forests are driven by climate warming and structured across tree species climatic habitats. *Annals of Forest Science*, *74*(2), 33.
33. Cierjacks, A., Kowarik, I., Joshi, J., Hempel, S., Ristow, M., von der Lippe, M., & Weber, E. (2013). Biological Flora of the British Isles : *Robinia pseudoacacia*. *Journal of Ecology*, *101*(6), 1623-1640.
34. Clebsch, E. E. C., & Busing, R. T. (1989). Secondary Succession, Gap Dynamics, and Community Structure in a Southern Appalachian Cove Forest. *Ecology*, *70*(3), 728-735.
35. Cleveland, B., & Kjelgren, R. (1994). Establishment of six tree species on deep-tilled minesoil during reclamation. *Forest Ecology and Management*, *68*(2-3), 273-280.
36. Conner, R. N., Hooper, R. G., Crawford, H. S., & Mosby, H. S. (1975). Woodpecker Nesting Habitat in Cut and Uncut Woodlands in Virginia. *The Journal of Wildlife Management*, *39*(1), 144.
37. Danso, S. K. A., Zapata, F., & Awonaike, K. O. (1995). Measurement of biological N₂ fixation in field-grown *Robinia pseudoacacia* L. *Soil Biology and Biochemistry*, *27*(4-5), 415-419.
38. Della Rocca, F., Stefanelli, S., & Bogliani, G. (2016). *Robinia pseudoacacia* as a surrogate for native tree species for saproxylic beetles inhabiting the riparian mixed forests of northern Italy. *Agricultural and Forest Entomology*, *18*(3), 250-259.
39. Deneau, K. (2013). The effects of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) on understory vegetation and soils in a northern hardwood forest.
40. Dieler, J., Uhl, E., Biber, P., Müller, J., Rötzer, T., & Pretzsch, H. (2017). Effect of forest stand management on species composition, structural diversity, and productivity in the temperate zone of Europe. *European Journal of Forest Research*, *136*(4), 739-766.
41. Dyderski, M. K., & Jagodziński, A. M. (2020a). Impact of invasive tree species on natural regeneration species composition, diversity, and density. *Forests*, *11*(4), 456.

42. Dyderski, M. K., & Jagodziński, A. M. (2020b). Impacts of invasive trees on alpha and beta diversity of temperate forest understories. *Biological Invasions*, 1-18.
43. Dzwonko, Z., & Loster, S. (1997). Effects of Dominant Trees and Anthropogenic Disturbances on Species Richness and Floristic Composition of Secondary Communities in Southern Poland. *The Journal of Applied Ecology*, 34(4), 861.
44. Ehrenfeld, J. G. (2003). Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems*, 6(6), 503-523.
45. Ehrenfeld, J. G. (2010). Ecosystem Consequences of Biological Invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41(1), 59-80.
46. Elliott, K. J., Boring, L. R., Swank, W. T., & Haines, B. R. (1997). Successional changes in plant species diversity and composition after clearcutting a southern Appalachian watershed. *Forest Ecology and Management*, 92(1-3), 67-85.
47. Emmer, I. M., Fanta, J., Kobus, A. T., Kooijman, A., & Sevink, J. (1998). Reversing borealization as a means to restore biodiversity in Central-European mountain forests - an example from the Krkonose Mountains, Czech Republic. *Biodiversity & Conservation*, 7(2), 229-247.
48. Essl, F., Milasowszky, N., & Dirnböck, T. (2011). Plant invasions in temperate forests : Resistance or ephemeral phenomenon? *Basic and Applied Ecology*, 12(1), 1-9.
49. Feliksik, E., Orzeł, S., & Wilczyński, S. (2007). Dendrometric and dendroclimatological analyses of Black locust. *EJPAU*, 10(2), 07.
50. Ferrari, A. E., & Wall, L. G. (2008). Coinoculation of black locust with Rhizobium and Glomus on a desurfaced soil. *Soil science*, 173(3), 195-202.
51. Forrester, D. I. (2014). The spatial and temporal dynamics of species interactions in mixed-species forests : from pattern to process. *Forest Ecology and Management*, 312, 282-292.
52. Friedrich, J. M., & Dawson, J. O. (1984). Soil nitrogen concentration and Juglans nigra growth in mixed plots with nitrogen-fixing Alnus, Elaeagnus, Lespedeza, and Robinia species. *Canadian Journal of Forest Research*, 14(6), 864-868.
53. Gentili, Ferrè, Cardarelli, Montagnani, Bogliani, Citterio, & Comolli. (2019). Comparing Negative Impacts of Prunus serotina, Quercus rubra and Robinia pseudoacacia on Native Forest Ecosystems. *Forests*, 10(10), 842.
54. Geyer, W. A. (1993). Influence of environmental factors on woody biomass productivity in the central great plains, U.S.A. *Biomass and Bioenergy*, 4(5), 333-337.
55. Giam, X. (2017). Global biodiversity loss from tropical deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(23), 5775-5777.
56. Gibson, L., Lee, T. M., Koh, L. P., Brook, B. W., Gardner, T. A., Barlow, J., ... & Sodhi, N. S. (2011). Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478(7369), 378-381.
57. González-Muñoz, N., Castro-Díez, P., & Fierro-Brunnenmeister, N. (2011). Establishment success of coexisting native and exotic trees under an experimental gradient of irradiance and soil moisture. *Environmental Management*, 48(4), 764.
58. González-Muñoz, N., Castro-Díez, P., & Parker, I. M. (2013). Differences in nitrogen use strategies between native and exotic tree species : Predicting impacts on invaded ecosystems. *Plant and Soil*, 363(1-2), 319-329.
59. Groninger, J. W., Zedaker, S. M., & Fredericksen, T. S. (1997). Stand characteristics of inter-cropped loblolly pine and black locust. *Forest Ecology and Management*, 91(2-3), 221-227.
60. Grünewald, H., Böhm, C., Quinkenstein, A., Grundmann, P., Eberts, J., & von Wühlisch, G. (2009). Robinia pseudoacacia L. : a lesser known tree species for biomass production. *BioEnergy Research*, 2(3), 123-133.
61. Guyot, V., Castagnyrol, B., Vialatte, A., Deconchat, M., & Jactel, H. (2016). Tree diversity reduces pest damage in mature forests across Europe. *Biology Letters*, 12(4), 20151037.

62. Hanzelka, J., & Reif, J. (2015). Relative predation rate of artificial nests in the invasive black locust and semi-natural oak stands. *Sylvia*, 51, 63-73.
63. Hanzelka, J., & Reif, J. (2015b). Responses to the black locust (*Robinia pseudoacacia*) invasion differ between habitat specialists and generalists in central European forest birds. *Journal of Ornithology*, 156(4), 1015-1024.
64. Hanzelka, J., & Reif, J. (2016). Effects of vegetation structure on the diversity of breeding bird communities in forest stands of non-native black pine (*Pinus nigra* A.) and black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in the Czech Republic. *Forest Ecology and Management*, 379, 102-113.
65. Heinrichs, S., Ammer, C., Mund, M., Boch, S., Budde, S., Fischer, M., Müller, J., Schöning, I., Schulze, E.-D., Schmidt, W., Weckesser, M., & Schall, P. (2019). Landscape-Scale Mixtures of Tree Species are More Effective than Stand-Scale Mixtures for Biodiversity of Vascular Plants, Bryophytes and Lichens. *Forests*, 10(1), 73.
66. Hejda, M., Pyšek, P., & Jarošík, V. (2009). Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, 97(3), 393-403.
67. Heroldová, M. (1994). Diet of four rodent species from *Robinia pseudo-acacia* stands in South Moravia. *Acta Theriologica*, 39, 333-337.
68. Höfle, R., Dullinger, S., & Essl, F. (2014). Different factors affect the local distribution, persistence and spread of alien tree species in floodplain forests. *Basic and Applied Ecology*, 15(5), 426-434.
69. Von Holle, B., Joseph, K. A., Largay, E. F., & Lohnes, R. G. (2006). Facilitations between the introduced nitrogen-fixing tree, *Robinia pseudoacacia*, and nonnative plant species in the glacial outwash upland ecosystem of Cape Cod, MA. *Biodiversity & Conservation*, 15(7), 2197-2215.
70. Honnay, O., Hermy, M., & Coppin, P. (1999). Impact of habitat quality on forest plant species colonization. *Forest Ecology and Management*, 115(2-3), 157-170.
71. Hruška, K. (1991). Human impact on the forest vegetation in the western part of the Pannonic Plain (Yugoslavia). *Vegetatio*, 92(2), 161-166.
72. Hulme, P. E. (2007). Biological invasions in Europe : drivers, pressures, states, impacts and responses. *Biodiversity under threat*, 25, 56-80.
73. Huntley, J. C. (1990). *Robinia pseudoacacia* L. black locust. *Silvics of North America*, 2, 755-761.
74. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. Invasive Species Specialist Group. (2000). IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. *Species Survival Commission*.
75. Jactel, H., Bauhus, J., Boberg, J., Bonal, D., Castagneyrol, B., Gardiner, B., ... & Brockerhoff, E. G. (2017). Tree diversity drives forest stand resistance to natural disturbances. *Current Forestry Reports*, 3(3), 223-243.
76. Jarvis, P. J. (1979). The ecology of plant and animal introductions, 187-214.
77. Kawaletz, H., Molder, I., Zerbe, S., Annighofer, P., Terwei, A., & Ammer, C. (2013). Exotic tree seedlings are much more competitive than natives but show underyielding when growing together. *Journal of Plant Ecology*, 6(4), 305-315.
78. Keresztesi, B. (1988). Black locust : the tree of agriculture. *Outlook on Agriculture*, 17(2), 77-85.
79. Kleinbauer, I., Dullinger, S., Peterseil, J., & Essl, F. (2010). Climate change might drive the invasive tree *Robinia pseudoacacia* into nature reserves and endangered habitats. *Biological Conservation*, 143(2), 382-390.
80. Knoke, T., Ammer, C., Stimm, B., & Mosandl, R. (2008). Admixing broadleaved to coniferous tree species : a review on yield, ecological stability and economics. *European journal of forest research*, 127(2), 89-101.
81. Kowarik, I., Lippe, M., & Cierjacks, A. (2013). Prevalence of alien versus native species of woody plants in Berlin differs between habitats and at different scales. *Preslia*, 85(2), 113-132.

82. Kroftová, M., & Reif, J. (2017). Management implications of bird responses to variation in non-native/native tree ratios within central European forest stands. *Forest Ecology and Management*, 391, 330-337.
83. Laiolo, P., Caprio, E., & Rolando, A. (2003). Effects of logging and non-native tree proliferation on the birds overwintering in the upland forests of north-western Italy. *Forest Ecology and Management*, 179(1-3), 441-454.
84. Lambdon, P., Pyšek, P., Basnou, C., Hejda, M., Arianoutsou, M., Essl, F., ... & Andriopoulos, P. (2008). Alien flora of Europe : species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs.
85. Lazzaro, L., Mazza, G., d'Errico, G., Fabiani, A., Giuliani, C., Inghilesi, A. F., Lagomarsino, A., Landi, S., Lastrucci, L., Pastorelli, R., Roversi, P. F., Torrini, G., Tricarico, E., & Foggi, B. (2018). How ecosystems change following invasion by *Robinia pseudoacacia* : Insights from soil chemical properties and soil microbial, nematode, microarthropod and plant communities. *Science of The Total Environment*, 622-623, 1509-1518.
86. Lee, Y. C., Nam, J. M., & Kim, J. G. (2011). The influence of black locust (*Robinia pseudoacacia*) flower and leaf fall on soil phosphate. *Plant and Soil*, 341(1-2), 269-277.
87. Liang, J., Crowther, T. W., Picard, N., Wiser, S., Zhou, M., Alberti, G., ... & De-Miguel, S. (2016). Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. *Science*, 354(6309).
88. Liao, C., Peng, R., Luo, Y., Zhou, X., Wu, X., Fang, C., Chen, J., & Li, B. (2008). Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion : A meta-analysis. *New Phytologist*, 177(3), 706-714.
89. Litt, A. R., Cord, E. E., Fulbright, T. E., & Schuster, G. L. (2014). Effects of Invasive Plants on Arthropods : Effects of Invasive Plants on Arthropods. *Conservation Biology*, 28(6), 1532-1549.
90. Liu, G., & Deng, T. (1991). Mathematical model of the relationship between nitrogen-fixation by black locust and soil conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 23(1), 1-7.
91. Lyr, H., Hoffmann, G., & Dohse, K. (1963a). Über den Einfluß unterschiedlicher Beschattung auf die Stoffproduktion von Jungpflanzen einiger Waldbäume. *Flora oder Allgemeine Botanische Zeitung*, 153(2), 291-311.
92. Mack, M. C., & D'Antonio, C. M. (1998). Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(5), 195-198.
93. Mack, R. N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. A. (2000). Biotic invasions : causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological applications*, 10(3), 689-710.
94. Manchester, S. J., & Bullock, J. M. (2000). The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *Journal of Applied Ecology*, 37(5), 845-864.
95. Mantovani, D., Veste, M., & Freese, D. (2014). Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) ecophysiological and morphological adaptations to drought and their consequence on biomass production and water-use efficiency. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 44(1), 1-11.
96. Masaka, K., & Yamada, K. (2009). Variation in germination character of *Robinia pseudoacacia* L. (Leguminosae) seeds at individual tree level. *Journal of Forest Research*, 14(3), 167-177.
97. Masaka, K., Yamada, K., Koyama, Y., Sato, H., Kon, H., & Torita, H. (2010). Changes in size of soil seed bank in *Robinia pseudoacacia* L. (Leguminosae), an exotic tall tree species in Japan : Impacts of stand growth and apicultural utilization. *Forest Ecology and Management*, 260(5), 780-786.
98. Matus, G., Tóthmérész, B., & Papp, M. (2003). Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. *Applied Vegetation Science*, 6(2), 169-178.
99. Medina-Villar, S., Rodríguez-Echeverría, S., Lorenzo, P., Alonso, A., Pérez-Corona, E., & Castro-Díez, P. (2016). Impacts of the alien trees *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle and *Robinia pseudoacacia* L. on soil nutrients and microbial communities. *Soil Biology and Biochemistry*, 96, 65-73.
100. Minucci, J. M., Miniati, C. F., Teskey, R. O., & Wurzbarger, N. (2017). Tolerance or avoidance : Drought frequency determines the response of an N²-fixing tree. *New Phytologist*, 215(1), 434-442.

101. Montagnini, F., Haines, B., & Swank, W. T. (1991). Soil-solution chemistry in black locust, pine/mixed-hardwoods and oak/hickory forest stands in the southern Appalachians, U.S.A. *Forest Ecology and Management*, 40(3-4), 199-208.
102. Montecchiari, S., Tesei, G., & Allegrezza, M. (2020). Effects of Robinia pseudoacacia coverage on diversity and environmental conditions of central-northern Italian Quercus pubescens sub-mediterranean forests (habitat code 91AA*) : A threshold assessment. *Annali di Botanica*, 10, 33-54.
103. Motta, R., Nola, P., & Berretti, R. (2009). The rise and fall of the black locust (Robinia pseudoacacia L.) in the “Siro Negri” Forest Reserve (Lombardy, Italy) : Lessons learned and future uncertainties. *Annals of Forest Science*, 66(4), 410-410.
104. Nascimbene, J., Nimis, P. L., & Benesperi, R. (2012). Mature non-native black-locust (*Robinia pseudoacacia* L.) forest does not regain the lichen diversity of the natural forest. *Science of the total environment*, 421, 197-202.
105. Nasir, H., Iqbal, Z., Hiradate, S., & Fujii, Y. (2005). Allelopathic Potential of Robinia pseudo-acacia L. *Journal of Chemical Ecology*, 31(9), 2179-2192.
106. Ódor, P., Király, I., Tinya, F., Bortignon, F., & Nascimbene, J. (2013). Patterns and drivers of species composition of epiphytic bryophytes and lichens in managed temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 306, 256-265.
107. Olesniewicz, K. S., & Thomas, R. B. (1999). Effects of mycorrhizal colonization on biomass production and nitrogen fixation of black locust (*Robinia pseudoacacia*) seedlings grown under elevated atmospheric carbon dioxide. *New Phytologist*, 142(1), 133-140.
108. Parker, I. M., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P. M., ... & Goldwasser, L. (1999). Impact : toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological invasions*, 1(1), 3-19.
109. Pejchar, L., & Mooney, H. A. (2009). Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(9), 497-504.
110. Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R., & Morrison, D. (2000). Environmental and Economic Costs of Nonindigenous Species in the United States. *BioScience*, 50(1), 53.
111. Pretzsch, H. (2003). Diversität und Produktivität von Wäldern. *Allgemeine Forst-und Jagdzeitung*, 174(5-6), 88-98.
112. Pyšek, P., & Hulme, P. E. (2005). Spatio-temporal dynamics of plant invasions : linking pattern to process. *Ecoscience*, 12(3), 302-315.
113. Pyšek, P., Richardson, D. M., Rejmánek, M., Webster, G. L., Williamson, M., & Kirschner, J. (2004). Alien plants in checklists and floras : towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, 53(1), 131-143.
114. Pyšek, P., Chytrý, M., Pergl, J., Sadlo, J., & Wild, J. (2012). Plant invasions in the Czech Republic : current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. *Preslia*, 84(3), 575-629.
115. Règlement d'exécution (UE) 2019/1262 de la Commission du 25 juillet 2019 modifiant le règlement d'exécution (UE) 2016/1141 pour mettre à jour la liste des espèces exotiques envahissantes préoccupantes pour l'Union
116. Bretesché, T. (2015). Le règlement (UE) No 1143/2014 relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes du 22 octobre 2014 : un nouvel instrument communautaire au service de la protection de la biodiversité. *Revue juridique de l'environnement*, 40(4), 631-648.
117. Reif, J., Hanzelka, J., Kadlec, T., Štrobl, M., & Hejda, M. (2016). Conservation implications of cascading effects among groups of organisms : The alien tree Robinia pseudacacia in the Czech Republic as a case study. *Biological Conservation*, 198, 50-59.
118. Remes, V. (2003). Effects of Exotic Habitat on Nesting Success, Territory Density, and Settlement Patterns in the Blackcap. *Conservation Biology*, 17(4), 7.

119. Rice, S. K., Westerman, B., & Federici, R. (2004). Impacts of the exotic, nitrogen-fixing black locust (*Robinia pseudoacacia*) on nitrogen-cycling in a pine–oak ecosystem. *Plant Ecology Formerly 'Vegetatio'*, 174(1), 97-107.
120. Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., & West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants : concepts and definitions. *Diversity and distributions*, 6(2), 93-107.
121. Richardson, D. M., & Rejmánek, M. (2011). Trees and shrubs as invasive alien species—a global review. *Diversity and distributions*, 17(5), 788-809.
122. Roberts, D. R., & Carpenter, S. B. (1983). The influence of seed scarification and site preparation on establishment of black locust on surface-mined sites. *Tree Planters' Notes*, 34, 28-30.
123. Säumel, I., & Kowarik, I. (2013). Propagule morphology and river characteristics shape secondary water dispersal in tree species. *Plant Ecology*, 214(10), 1257-1272.
124. Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., ... & Reyer, C. P. (2017). Forest disturbances under climate change. *Nature climate change*, 7(6), 395-402.
125. Shure, D. J., Phillips, D. L., & Edward Bostick, P. (2006). Gap size and succession in cutover southern Appalachian forests : An 18 year study of vegetation dynamics. *Plant Ecology*, 185(2), 299-318.
126. Silva Pedro, M., Rammer, W., & Seidl, R. (2016). A disturbance-induced increase in tree species diversity facilitates forest productivity. *Landscape Ecology*, 31(5), 989-1004.
127. Sitzia, T., Campagnaro, T., Kotze, D. J., Nardi, S., & Ertani, A. (2018). The invasion of abandoned fields by a major alien tree filters understory plant traits in novel forest ecosystems. *Scientific Reports*, 8(1), 8410.
128. Sitzia, T., Cierjacks, A., De Rigo, D., & Caudullo, G. (2016). *Robinia pseudoacacia* in Europe : distribution, habitat, usage and threats. European Atlas of Forest Tree Species. *Publication office of the European Union, Luxembourg*, 166-167.
129. Sitzia, T., Campagnaro, T., Dainese, M., & Cierjacks, A. (2012). Plant species diversity in alien black locust stands : A paired comparison with native stands across a north-Mediterranean range expansion. *Forest Ecology and Management*, 285, 85-91.
130. Slabejová, D., Bacigál, T., Hegedüšová, K., Májeková, J., Medvecká, J., Mikulová, K., ... & Jarolímek, I. (2019). Comparison of the understory vegetation of native forests and adjacent *Robinia pseudoacacia* plantations in the Carpathian-Pannonian region. *Forest Ecology and Management*, 439, 28-40.
131. Ślusarczyk, T. (2012). *Robinia* forests as a refuge for rare and threatened macrofungi. *Przegląd Przyrodniczy*, 23(2), 11-41.
132. Sousa, W. P. (1984). The role of disturbance in natural communities. *Annual review of ecology and systematics*, 15(1), 353-391.
133. Spittlehouse, D. L., & Stewart, R. B. (2003). Adaptation to climate change in forest management. *Adaptation to Climate Change*, 4(1), 11.
134. Staska, B., Essl, F., & Samimi, C. (2014). Density and age of invasive *Robinia pseudoacacia* modulate its impact on floodplain forests. *Basic and Applied Ecology*, 15(6), 551-558.
135. Štrobl, M., Saska, P., Seidl, M., Kocian, M., Tajovský, K., Řezáč, M., Skuhrovec, J., Marhoul, P., Zbuzek, B., Jakubec, P., Knapp, M., & Kadlec, T. (2019). Impact of an invasive tree on arthropod assemblages in woodlots isolated within an intensive agricultural landscape. *Diversity and Distributions*, 25(11), 1800-1813.
136. Sukopp, H., & Wurzel, A. (2003). The effects of climate change on the vegetation of central European cities. *Urban habitats*, 1.
137. Sydes, C., & Grime, J. P. (1981). Effects of Tree Leaf Litter on Herbaceous Vegetation in Deciduous Woodland : I. Field Investigations. *The Journal of Ecology*, 69(1), 237.
138. Taniguchi, T., Kanzaki, N., Tamai, S., Yamanaka, N., & Futai, K. (2007). Does ectomycorrhizal fungal community structure vary along a Japanese black pine (*Pinus thunbergii*) to black locust (*Robinia pseudoacacia*) gradient? *New Phytologist*, 173(2), 322-334.

139. Terwei, A., Zerbe, S., Mölder, I., Annighöfer, P., Kawaletz, H., & Ammer, C. (2016). Response of floodplain understorey species to environmental gradients and tree invasion : A functional trait perspective. *Biological Invasions*, 18(10), 2951-2973.
140. Thornthwaite, C. W. (1931). The Climates of North America : According to a New Classification. *Geographical Review*, 21(4), 633-655.
141. Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M. B., Sykes, M. T., & Prentice, I. C. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(23), 8245-8250.
142. Tobisch, T., & Kottek, P. (2013). Forestry-related databases of the Hungarian forestry directorate. *National Food Chain Safety Office (NFCSO), Web site, Hungary*.
143. Toole, E. H., & Brown, E. (1946). FINAL RESULTS OF THE DUVEL BURIED SEED. *Journal of Agricultural Research*, 72, 201.
144. Trentanovi, G., von der Lippe, M., Sitzia, T., Ziechmann, U., Kowarik, I., & Cierjacks, A. (2013). Biotic homogenization at the community scale : Disentangling the roles of urbanization and plant invasion. *Diversity and Distributions*, 19(7), 738-748.
145. Trimble, G. R. (1975). Summaries of some silvical characteristics of several Appalachian hardwood trees (Vol. 16). *Northeastern Forest Experiment Station, Forest Service, US Department of Agriculture*.
146. Vetter, V., Tjaden, N. B., Jaeschke, A., Buhk, C., Wahl, V., Wasowicz, P., & Jentsch, A. (2018). Invasion of a legume ecosystem engineer in a cold biome alters plant biodiversity. *Frontiers in plant science*, 9, 715.
147. Vilà, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarošík, V., Maron, J. L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y., & Pyšek, P. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants : A meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems : Ecological impacts of invasive alien plants. *Ecology Letters*, 14(7), 702-708.
148. Vítková, M., & Kolbek, J. (2010). Vegetation classification and synecology of Bohemian Robinia pseudacacia stands in a Central European context. *Phytocoenologia*, 40(2-3), 205-241.
149. Vítková, M., Tonika, J., & Müllerová, J. (2015). Black locust—Successful invader of a wide range of soil conditions. *Science of The Total Environment*, 505, 315-328.
150. Vítková, M., Pergl, J., & Sádlo, J. (2016). 5.1 Black locust : from global ecology to local management—a case study from the Czech Republic. *Opportunities and challenges*, 306.
151. Vítková, M., Müllerová, J., Sádlo, J., Pergl, J., & Pyšek, P. (2017). Black locust (Robinia pseudoacacia) beloved and despised : A story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 384, 287-302.
152. Vitousek, P. M. (1986). Biological Invasions and Ecosystem Properties : Can Species Make a Difference ? In H. A. Mooney & J. A. Drake (Éds.), *Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii* (Vol. 58, p. 163-176). Springer New York.
153. Vitousek, P. M. (1990). Biological invasions and ecosystem processes : towards an integration of population biology and ecosystem studies. In *Ecosystem management* (pp. 183-191). Springer, New York, NY.
154. Vitousek, Peter M., & Walker, L. R. (1989). Biological Invasion by Myrica Faya in Hawaii : Plant Demography, Nitrogen Fixation, Ecosystem Effects. *Ecological Monographs*, 59(3), 247-265.
155. Walther, G.-R., Roques, A., Hulme, P. E., Sykes, M. T., Pyšek, P., Kühn, I., Zobel, M., Bacher, S., Botta-Dukát, Z., & Bugmann, H. (2009). Alien species in a warmer world : Risks and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(12), 686-693.
156. Wang, J. S., Khan, S. A., & Dawson, J. O. (2005, June). Nitrogen fixing trees influence concentrations of ammonium and amino sugar-nitrogen in soils. In *AFTA 2005 Conference Proceedings* (Vol. 1, p. 17). Association for Temperate Agroforestry.
157. Wang, M. C., Wang, J. X., Shi, Q. H., & Zhang, J. S. (2007). Photosynthesis and water use efficiency of Platycladus Orientalis and Robinia Pseudoacacia saplings under steady soil water stress during different stages of their annual growth period. *Journal of Integrative Plant Biology*, 49(10), 1470-1477.

158. Wesołowski, T. (2007). Lessons from long-term hole-nester studies in a primeval temperate forest. *Journal of Ornithology*, 148(2), 395-405.
159. Whitney, G. G., & Foster, D. R. (1988). Overstorey composition and age as determinants of the understorey flora of woods of central New England. *The Journal of Ecology*, 867-876.
160. Xiao-rong, W., Ming-an, S., Xing-chang, Z., & Hong-bo, S. (2009). Landform affects on profile distribution of soil properties in black locust (*Robinia pseudoacacia*) land in loessial gully region of the Chinese Loess Plateau and its implications for vegetation restoration. *African Journal of Biotechnology*, 8(13).
161. Yokomizo, H., Possingham, H. P., Thomas, M. B., & Buckley, Y. M. (2009). Managing the impact of invasive species : the value of knowing the density–impact curve. *Ecological Applications*, 19(2), 376-386.

8 Annexes

Annexe 1 : tableau comparatif des informations (le pays ou la zone géographique de l'étude, l'essence(s) autochtone(s) étudiée(s), le nombre de relevés, la similarité entre les stations, l'âge des peuplements étudiés, le type de peuplement étudié et l'objectif des études) entre les études ayant travaillé sur le cas du robinier et sur ses impacts sur la biodiversité des zones étudiées.

Article	Zone étude	Essence autochtones étudiées	Nombre de relevés	Similitude des stations	Âge des peuplements	Composition robinier (pur / mélange ?)	Résultats comparés
Hruška (1991)	Plaine de Pannonie en Yougoslavie (Europe)	Chêne (<i>Quercus spp.</i>)	10 relevés en chênaie et 9 en robineraie en 1971, 9 en chênaie et 10 en robineraie en 1980, 11 en chênaie et 10 en robineraie en 1987.	Non mentionnée, uniquement qu'il s'agit de la partie ouest de la Plaine de Pannonie.	Les deux types de forêts ont été coupés à la même période, environ 15 ans avant le début de la présente recherche, donc en 1956. En 1971, les peuplements ont normalement 15 ans et donc 31 ans en 1987.	Forêt dominée par du robinier.	Les impacts du robinier sur les changements de la composition floristique et la structure sur 16 ans (entre 1971 et 1987).
Montagnini et al. (1991)	Sud des Appalaches, États-Unis (Amérique du Nord).	Chêne (<i>Quercus spp.</i>) et caryer (<i>Carya spp.</i>) et pins avec feuillus.	9 points d'échantillonnage dans un peuplement de robiniers et de pins avec feuillus, contre 3 en forêt de chêne-caryer.	L'étude est menée sur le même site.	La forêt mixte de chêne-caryer n'a pas été perturbée depuis 1924 (67 ans). Les forêts de pins mixtes et de robiniers sont laissées en régénération depuis 1968 (23 ans).	Forêt de pins en mélange avec des feuillus, peuplement pur de robinier et forêts mixte de chêne-caryer.	Étudier la chimie de la solution du sol dans les peuplements de robiniers, de pins en mélange avec des feuillus et de chênes-caryer.
Heroldava (1994)	République Tchèque (Europe).	Uniquement sous robinier	5 peuplements dominés par du robinier	Aucune précision ni sur l'âge ni sur le type de station de l'étude.		Peuplements dominés par du robinier.	L'importance du <i>Robinia pseudo-acacia</i> est une source de nourriture pour quatre espèces de petits mammifères.
Dzwonko et Loster, 1997	Pologne (Europe)	Pin sylvestre (<i>Pinus sylvestris</i>)	105 parcelles de 5 x 5 m avec 32 jeune pins, 39 vieux pins, 16 de prairies sableuses et 18 de robiniers.	105 parcelles sont positionnées les unes des autres à 5 m d'intervalles sur 5 rangiers sur 200 m de long sur les prairies abandonnées et dans les forêts avoisinantes.	Robinié : environ 10 ans Jeune pin : environ 10 ans Vieux pins : entre 42 et 50 ans.	Peuplement pur	Les différences de condition environnementale (sol et lumière), de composition et de diversité végétale dans le sous-bois entre les quatre types d'habitats.
Laiolo et al., 2003	Asti, Piedmont, Italie (Europe).	75% de chênes (<i>Quercus spp.</i>) ; 12% de châtaigniers (<i>Castanea spp.</i>) ; 7% de robiniers.	Des parcelles de 50 m de rayon (0,8 ha au total) choisies au hasard au sein de deux sites d'étude.	Aucune précision sur la similarité des sites, si ce n'est que les deux forêts sélectionnées sont séparées par 15km de terre agricole.	Une forêt de chênes de 60 à 120 ans et un bois secondaire de 10 à 20 ans maintenant dominé par le robinier.	Forêts dominées par du chêne ou par du robinier.	Déterminer les relations espèces-habitat et niches d'alimentation des oiseaux hivernaux entre une ancienne chênaie et une jeune régénération de robinier.
Matus et al., 2003	Hongrie (Europe)	Végétation de prairie sableuses (<i>Pulsatillo-Festucetum</i>).	Deux colonnes de 50 m de long avec 6 parcelles chacune composées de 5 parcelles sans robiniers et 1 avec.	Deux colonnes de 50 m, 12 placettes espacées de 9 m chacune.	Les bosquets occupés par du robinier ont environ 10 ans.	Prairie ouverte et habitat dominé par robinier.	Les changements au sein de la composition des communautés végétales de prairies occupées par du robinier.
Remes, 2003	Nord de Hodonín en Moravie du Sud, République Tchèque (Europe)	Une parcelle de robinier et une seconde en forêts naturelles de plaine d'inondation principalement occupées par des chênes (<i>Quercus spp.</i>), tilleuls (<i>Tilia spp.</i>), peupliers (<i>Populus spp.</i>), frêne (<i>Fraxinus excelsior</i>) et aulnes (<i>Alnus glutinosa</i>).	Deux parcelles d'étude de 15 à 20 hectares dans la grande forêt de Doubrava d'environ 90 km ² .	Les deux parcelles se trouvent en forêt de Doubrava, séparées par 1,3 km.	Aucune précision sur l'âge.	Peuplement de robinier (aucune précision supplémentaire) et forêt naturelle de plaine d'inondation composées de diverses essences locales.	Évaluer le succès de nidification de <i>Sylvia atricapilla</i> entre les peuplements de robinier et les forêts naturelles de République Tchèque.
Von Holle et al., 2006	Cape Cod National Seashore, Massachusetts, États-Unis, (Amérique du Nord).	Forêts de pins (<i>Pinus rigida</i>) et de pineraie-chênaies mixtes (<i>Quercus velutina</i> et <i>Quercus alba</i>).	20 parcelles de 20 x 20 m au centre de peuplements de robinier sélectionnés au hasard.	Les peuplements d'essences autochtones étaient situés à 20 m de la limite du peuplement de robiniers échantillonné.	La fourchette d'âge des arbres dans les peuplements échantillonnés était de 8 à 80 ans, avec un âge moyen de 41,6 ans.	Peuplement pur de robinier si le couvert végétal en robinier est >25%, forêt locale si le couvert en essence autochtone est >25% et en robinier < 5%.	L'impact du robinier sur un écosystème côtier de montagne et d'estimer la propagation de cette espèce au sein du Cape Cod National Seashore.
Taniguchi et al., 2007	Tottori, Japon (Asie)	Pin noir du Japon (<i>Pinus thunbergii</i>)	2 parcelles expérimentales de 200 m ² à la bordure d'une zone dominée par le pin et le robinier.	Les deux parcelles sont positionnées à 10m l'une de l'autre.	La zone d'étude a été reboisée avec du pin et du robinier il y a environ 50 ans.	Mélanges de robinier avec pin, peuplements purs de pin et purs de robiniers	Le rôle de l'eutrophisation des sols par le robinier sur la formation et les communautés ecto-mycorhiziennes.

Benesperi et al., 2012	Nord des montagnes d'Apennines, Italie (Europe)	Châtaignier, chêne (<i>Quercus cerris</i>) et charme-houblon (<i>Ostrya carpinifolia</i>)	7 parcelles de 30 x 30 m pour chacun des 3 stades de successions en peuplement pur de robinier et forêt autochtones, soit 42 parcelles en tout.	Chacun des 7 sont sélectionnés aléatoirement afin d'englober la variabilité de chaque type de peuplement dans la zone d'étude à un minimum de 500 m des parcelles de même type.	3 stades de succession : Jeune (≈ 10 ans), intermédiaire (≈ 20 ans) et mature (≈ 30 à 40 ans pour les robiniers et 30 à 50 pour les forêts d'essences autochtones).	Peuplement pur de robinier.	Effet du robinier selon son âge sur la diversité et la composition des communautés végétales de sous-bois.
Sitzia et al., 2012	Région de Venet, Italie (Europe)	Ne précise pas de quelles essences autochtones il s'agit.	32 paires soient 64 peuplements relevés.	32 paires d'échantillonnages à proximité l'un de l'autre, l'un avec du robinier et l'autre sans.	Leur âge se situe entre 10 et 36 ans, avec un âge moyen de 21,8 ($\pm 6,4$) pour les peuplements de robiniers et de 23,1 ($\pm 4,9$) pour les peuplements d'essences autochtones	Peuplement pur de robinier.	L'objectif de cette étude était de comparer la diversité végétale entre le robinier et les peuplements secondaires récents autochtones dans la zone environnementale des montagnes méditerranéennes européennes.
Deneau, 2013	Sleeping Bear Dunes National Lakeshore, Michigan, États-Unis (Amérique du Nord).	Essences typiques du nord des États-Unis : <i>Acer saccharum</i> (érable à sucre), <i>Quercus rubra</i> (chêne rouge), <i>Fagus grandifolia</i> (hêtre américain) et <i>Pinus strobus</i> (pin blanc).	Au total, 9 paires individuelles de sites de robiniers et d'essences autochtones ont été identifiées, soit 18 au total.	Les parcelles d'essences autochtones n'étaient pas éloignées de plus de 300 m du peuplement de robinier et se trouvaient dans la même matrice forestière que celle qui entoure le peuplement de robinier.	Il y a un éventail d'âge variable mais similaires entre deux sites d'une même paire.	Peuplement pur de robinier si le couvert végétal en robinier est $>50\%$, sinon forêts locales.	Déterminer si le robinier entraîne des modifications de la flore du sol et des différences dans les profils nutritifs du sol par rapport aux forêts de feuillus autochtones de la Sleeping Bear Dunes National Lakeshore.
Gonzalez-Munoz et al., 2013	Henares River, Espagne (Europe)	Frêne du midi (<i>Fraxinus angustifolia</i>), Peuplier blanc (<i>Populus alba</i>) et l'orme champêtre (<i>Ulmus minor</i>)	8 arbres adultes pour chaque essence sont sélectionnés sur un site homogène.	L'étude est menée sur un site dont les conditions environnementales et la structure de la végétation été considérées comme homogènes.	8 arbres adultes pour chaque essence sont sélectionnés dont la taille était typique des arbres adultes matures dans les populations naturelles de notre zone d'étude.	Forêt mixte.	Évaluer les différences de stratégies d'utilisation de l'azote, de production de litière et de dynamique entre trois essences autochtones et trois allochtones co-occurents.
Trentanovi et al., 2013	Berlin, Allemagne (Europe)	Bouleau (<i>B.pendula</i>)	34 paires de parcelles donc 68 parcelles d'étude de 10 x 10 m ² , dont 34 dominé par le robinier et 34 par <i>B.pendula</i> .	Même type d'habitat : distance minimale de 20 m entre les 2 placettes en paire évitant les effets voisins ni d'une distance de plus de 500 m afin d'assurer des conditions environnementales similaires pour le couple, puis 1 km minimum séparés les paires entre elles pour éviter l'autocorrélation spatiale.	Deux parcelles d'une paire donnée avaient approximativement le même âge.	Peuplement pur de robinier et de bouleau.	Définir si l'urbanisation et la dominance d'une essence autochtone (<i>Betula pendula</i>) versus allochtone (<i>Robinia pseudoacacia</i>) affectent la diversité alpha et bêta de la végétation de sous-bois urbain.
Staska, Essl et Samimi, 2014	Parc national Donau-Auen, Autriche (Europe)	Forêts mixtes de feuillus de plaine inondable avec en général <i>Fraxinus</i> , <i>Quercus</i> , <i>Ulmus</i> .	28 parcelles (300m ² chacun) qui se distinguaient par la densité du peuplement de <i>R.pseudoacacia</i> et l'âge des arbres. 13 parcelles de robinier (d'âge et abondance variable), 5 en robineraies pures et 10 autres à proximité en forêt mixte de feuillus de plaine inondable sans robinier.	Les forêts de feuillus mixtes sans robinier sont sélectionnées à proximité des peuplements de robinier dans des conditions physiques du sol et de relief similaires.	Les robiniers sont classés selon la classe d'âge en utilisant le diamètre de la hauteur de poitrine (DHP) comme indicateur de l'âge (jeune : <20 cm (DHP) ; moyen : 20-45 cm DHP; vieux : >45 cm DHP) (pour voir le nombre de relevés par classe voir Figure 34).	Les robiniers sont classés selon la classe d'abondance (clairsemé : <5 individus ; inter-médiation : 5-15 individus ; dense : >15 individus). (Pour voir le nombre de relevés par classe voir Figure 37).	Déterminer comment le gradient de la densité des peuplements de robinier et l'âge des robiniers affectent les propriétés du sol et la composition de la végétation.
Bucholz et al., 2015	Berlin, Allemagne (Europe).	Bouleau (<i>Betula pendula</i>).	10 paires de sites de robiniers et de bouleau ont été sélectionnées, soit 20 au total, 10 sites de chaque essence.	Les paires appartiennent au même type d'habitat, avaient la même histoire d'utilisation des terres et le même type de sol.	Paire d'environ le même âge, avec un âge maximum d'environ 60 ans.	Peuplement pur de robinier ($>90\%$ de robinier, bouleau absent) et forêt locale ($>90\%$ de bouleau, robinier absent)	Les effets de la dominance du robinier sur 18 taxons d'arthropodes en comparant avec des forêts dominées par du bouleau à Berlin.

Hanzelka et Reif, 2015b	République Tchèque (Europe).	Chêne sessile (<i>Q.petraea</i>) et pédonculé (<i>Q.robur</i>).	30 parcelles d'étude de 100 x 100 m chacune. 15 parcelles ont été localisées dans des chênaies et 15 parcelles de robiniers.	La distance minimale entre deux parcelles adjacentes était de 500 m pour éviter le double comptage des mêmes oiseaux.	L'âge des peuplements forestiers était de 60-80 ans dans tous les cas.	Peuplement pur de robinier contre peuplement dominé par du chêne.	Déterminer si les oiseaux sont sensibles à la présence du robinier dans les forêts de chêne.
Della Rocca, Stefanelli et Bogliani, 2016	Vallée de Ticino, Italie (Europe)	Forêts mixtes riveraines de chêne (<i>Quercus robur</i>), d'orme (<i>Ulmus laevis</i> et <i>Ulmus minor</i>) et de frêne (<i>Fraxinus excelsior</i> ou <i>Fraxinus angustifolia</i>).	Un total de 29 arbres morts tombés appartenant à trois espèces différentes : <i>Q. robur</i> , <i>P.alba</i> et <i>R. pseudoacacia</i> . 249 individus de 25 espèces de coléoptères saproxyliques ont été identifiés.	Pour réduire le biais expérimental, ils ont choisi des troncs au même stade de décomposition et les forêts sont divisées en trois zones différentes sur la base de la composition de la végétation et de l'exposition au soleil.	Les troncs étaient au même stade de décomposition.	Les arbres sélectionnés étaient morts.	Déterminer la différence dans la composition et l'abondance des espèces de coléoptères saproxyliques de deux feuillus européens, <i>Populus alba</i> , <i>Quercus robur</i> , et <i>Robinia pseudoacacia</i> .
Hanzelka et Reif, 2016	République Tchèque (Europe).	Chêne (<i>Quercus spp.</i>) et pin sylvestre (<i>Pinus sylvestris</i>).	20 parcelles en robinier, 25 en chêne, 20 en pin sylvestre et 20 en pin noir. Chaque parcelle était de taille 100 m ² .	Deux parcelles adjacentes ont été placées à au moins 500 m l'une de l'autre pour éviter le double comptage des oiseaux individuels.	L'âge des peuplements forestiers se situe entre 30 et 150 ans (moyenne de 95 ans +/- 25 ans).	Aucune précision de si les peuplements sont purs ou mixtes.	Déterminer si la relation positive entre la richesse des espèces d'oiseaux dans divers groupes écologiques et l'hétérogénéité de la végétation est affaiblie par l'effet négatif supposé de l'origine exotique des arbres.
Reif et al., 2016	République Tchèque (Europe).	Chêne sessile (<i>Q.petraea</i>) et pédonculé (<i>Q.robur</i>).	39 parcelles d'étude de 100 m ² chacune dont 20 parcelles ont été localisées dans des chênaies et 19 parcelles dans des peuplements de robiniers.	Les parcelles d'étude étaient séparées d'au moins 500 m pour éviter que les mêmes individus d'oiseaux soient enregistrés sur des parcelles différentes.	Aucune information sur l'âge des forêts.	Peuplement pur de robinier contre peuplement dominé par du chêne.	Comment l'altération des ressources alimentaires et de la structure de l'habitat due au robinier affecte la richesse en espèces des oiseaux spécialistes de l'habitat et généralistes.
Terwei et al., 2016	Vallée de Ticino, Italie (Europe)	Chênes pédonculés (<i>Quercus robur</i>), des charmes (<i>Carpinus betulus</i>) et l'orme champêtre (<i>Ulmus minor</i>) mixée avec d'autres essences autochtones.	63 peuplements sélectionnés aléatoirement	Sur le même type de station.	Pas plus d'environ 65 ans, les forêts ayant été coupées pendant la seconde guerre mondiale.	Mélange d'essences allochtones et robinier	Déterminer si les essences invasives, dont le robinier, peuvent établir de nouveaux filtres environnementaux sur les communautés de sous-bois.
Berg et al., 2017	Autriche (Europe)	34 essences les plus abondantes en Autriche.	19,413 relevés issus de la base de données autrichienne sur la végétation qui contient plus de 50 000 relevés.	Aucune information sur la similarité des stations.	Arbres adultes.	Aucune information sur le type de peuplement.	Évaluer la couverture moyenne dans la couche des arbres et la présence dans les couches des herbes et des arbustes dans les relevés colonisés par 5 essences allochtones adultes.
Krofova et Reif., 2017	République Tchèque (Europe).	Le chêne (<i>Q.robur</i> et <i>Q. petraea</i>) principalement, le charme et plus rarement du tilleul (<i>Tilia cordata</i> et <i>T. platyphyllos</i>) et le frêne (<i>Fraxinus excelsior</i>).	18 parcelles d'étude de 100 m ² , au total : 4 parcelles de robinier, 3 de chêne et 11 en mélange des deux essences.	L'étude a été menée dans une zone de 600 km ² .	Aucune information sur l'âge des peuplements.	Peuplements purs de robinier, de chêne et mélange chênaie-robineraies.	Déterminer l'action de l'augmentation de la couverture relative en robinier peut altérer la composition de la végétation et la richesse des espèces d'oiseaux.
Campagnaro et al., 2018	Région de Veneto, Italie (Europe)	Étude seulement sur du robinier.	32 peuplements d'échantillonnage localisé au hasard dominés par du robinier.	Sélection aléatoire	Zones cultivées abandonnées au cours des 35-40 dernières années.	Peuplement pur de robinier.	Les changements au sein de la composition des communautés végétales dans les forêts secondaires de robinier qui poussent dans les prairies et les zones cultivées abandonnées au cours des 35-40 dernières années ?
Lazzaro et al., 2018	Apennins de Toscane, Italie (Europe)	Chêne (<i>Quercus spp.</i>) ?	13 paires avec chênaies locales et robineraies, soit 26 placettes en tout de 10 x 10 m.	Des peuplements de tailles, textures du sol, substrat géologique similaire ont été sélectionnés.	Jeunes taillis, gérés selon une rotation tous les 20 à 30 ans.	Peuplement pur de robinier contre des chênaies locales.	Les impacts du robinier sur plusieurs composantes de l'écosystème, en utilisant une approche multi-trophique pour combiner les preuves des propriétés chimiques du sol et les liens entre les microbes, les nématodes, les microarthropodes et les plantes du sol.
Gentili et al., 2019	Lombardie, Italie (Europe)	4 types : chênaie-charmaie (<i>Q.robur</i> et <i>C.betulus</i>), chênaie (<i>Q.rubra</i>), forêt de <i>Prunus serotina</i> et forêt de robinier.	Pour les 4 types de forêt, 3 placettes sont sélectionnées aléatoirement de 20 m ² , soit 12 sites indépendants au total.	Pas de similarités entre les stations, les sites sont sélectionnés indépendamment les uns des autres. La distance entre les sites varie d'environ 0,15 à 20,5 km.	Toutes les forêts ont environ entre 60 et 65 ans, exceptée une forêt de robinier de 40 ans.	Pur (>80%), la chênaie en mélange.	Étudier la composition floristique dans 12 peuplements forestiers différents dominés par 3 essences allochtones et autochtones.

Slabejova et al., 2019	Plaine de Pannonie (Europe)	Chênaies (dominé par <i>Q.cerris</i> , <i>Q.robur</i> ou <i>Q.petraeae</i>) ou chênaie-charmaies ou des forêts en plaine inondables (dominé par Aulnes, frêne et chêne).	141 placettes jumelées (282 relevés) dont 50% en peuplement de robinier (> 50% de robinier) et 50% de forêt autochtone voisine.	Les relevés constituant une paire sont localisés à une distance de 50-250 m pour éviter l'influence de la variabilité des conditions environnementales locales sur le sous-bois forestier.	A un âge similaire, ni trop jeune et ni trop tôt après une coupe à blanc ou une autre gestion, pour éliminer l'effet de la succession.	Peuplement pur de robinier	Comment les facteurs environnementaux (lumière, température et humidité), la composition des espèces et le niveau d'envahissement ont changé dans les peuplements de robinier par rapport à ceux des différents types de forêts autochtones voisines.
Strobl et al., 2019	République Tchèque (Europe).	Les essences autochtones prédominantes sont des chênes et des frênes en mélange avec des érables, tilleul et charme.	30 placettes boisées dont 15 par des essences autochtones et 15 dominées par du robinier (> 90% du couvert).	Les 30 placettes sélectionnées sont toutes sur le même site, sur moins d'1,3 ha.	Les sites sont isolés depuis 50 ans.	Peuplement pur de robinier (>90% de robinier) contre des chênaies-frênaie mixtes.	Déterminer les différences dans les assemblages d'arthropodes entre les bois formés par le robinier et par les essences feuillues autochtones dans les paysages agricoles intensifs.
Dyderski et Jagodziński, 2020a	Parc national de Grande-Pologne, Pologne (Europe)	53 essences les plus abondantes en Pologne, en hêtraie (<i>Fagus</i>), pineraie (<i>Pinus spp.</i>), chênaie (<i>Q.robur</i> et <i>Q. petraea</i>) et mélange de <i>Quercus-Acer-Tilia</i> .	189 placettes d'études de 200m ² comptant 53 espèces sur 9 types de peuplements différents.	Les parcelles d'étude ont été disposées en blocs, mais en raison d'un niveau élevé d'hétérogénéité spatiale, elles représentaient généralement divers types de sol et de végétation.	L'âge (des espèces d'arbres dominantes) des forêts étudiées allait de 23 à 139 ans, dix parcelles avaient des peuplements d'arbres de moins de 60 ans.	Peuplements purs de robinier (à partir > 25% mais en général > 75%) hêtre, chêne, pin. Seuls les peuplements de <i>Quercus-Acer-Tilia</i> sont en mélanges.	Évaluer l'impact des essences invasives sur la composition, la diversité et la densité des espèces en régénération naturelle.
Dyderski et Jagodziński, 2020b	Parc national de Grande-Pologne, Pologne (Europe)	Comme pour Dyderski et Jagodziński (2020a).	Comme pour Dyderski et Jagodziński (2020a), à l'exception que 262 plantes ont été trouvées.	Comme pour Dyderski et Jagodziński (2020a).	Comme pour Dyderski et Jagodziński (2020a).	Comme pour Dyderski et Jagodziński (2020a).	Évaluer l'impact des essences invasives sur la diversité alpha et bêta des sous-bois des forêts tempérées de Pologne.
Montecchiari et Allegranza, 2020	Centre-Nord de l'Italie (Europe)	Chêne (<i>Q. pubescens</i>) et hêtre avec du frêne (<i>Fraxinus ornus</i>), cornouiller (<i>Cornus sanguinea</i>) et aubépine (<i>Crataegus monogyna</i>)	105 parcelles (100 m ²), pour un total de 341 espèces.	Toutes les parcelles se trouvent dans des stations de type 91AA (<i>Quercus pubescens</i> forêts sub-méditerranéennes). Les données d'un environnement différent ont été exclues.	Aucune précision sur l'âge des robiniers.	Les robiniers sont classés selon la classe d'abondance : 0% doinance de <i>Q. pubescens</i> (n=22) ; <1 à 25% mélange en chênaie-hêtraie (n=21) ; 26 à 50% (n=22); 51 à 75% (n=22) ; 76 à 100% (n=18).	Évaluer les effets de la couverture en robinier sur la diversité et les conditions environnementales des forêts sub-méditerranéennes de <i>Q. pubescens</i> de l'Italie.