



**HAL**  
open science

# Raisonner l'utilisation des légumineuses ligneuses pour réhabiliter des sols dégradés en milieu méditerranéen et tropical

Robin Duponnois, Jean Thioulouse, Ezekiel Baudoin, Christine Leroux,  
Antoine Galiana, Y Prin

## ► To cite this version:

Robin Duponnois, Jean Thioulouse, Ezekiel Baudoin, Christine Leroux, Antoine Galiana, et al.. Raisonner l'utilisation des légumineuses ligneuses pour réhabiliter des sols dégradés en milieu méditerranéen et tropical. *Innovations Agronomiques*, 2017, 60, pp.125-131. 10.15454/1.5138523036590977E12 . hal-03574785

**HAL Id: hal-03574785**

<https://hal.science/hal-03574785v1>

Submitted on 15 Feb 2022

**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

## Raisonner l'utilisation des légumineuses ligneuses pour réhabiliter des sols dégradés en milieu méditerranéen et tropical

Duponnois R.<sup>1</sup>, Thioulouse J.<sup>2</sup>, Baudoin E.<sup>1</sup>, Le Roux C.<sup>3</sup>, Galiana A.<sup>3</sup>, Prin Y.<sup>3</sup>

<sup>1</sup> IRD, UMR LSTM, F-34398 Montpellier Cedex 5

<sup>2</sup> Univ. Lyon 1, CNRS, UMR5558, Laboratoire de Biométrie et Biologie Evolutive, F-69622 Villeurbanne

<sup>3</sup> CIRAD, UMR LSTM, F-34398 Montpellier Cedex 5

**Correspondance** : Robin.Duponnois@ird.fr

### Résumé

Le processus de désertification qui s'est aggravé au cours de ces dernières décennies, nécessite d'identifier des mesures urgentes afin de réhabiliter les sols dégradés et de rendre à ces milieux les services écosystémiques attendus. Parmi les outils biologiques susceptibles d'être valorisés pour optimiser durablement la performance de ces opérations de reboisement figurent les symbioses plantes / microorganismes (Rhizobia, symbiotes mycorrhiziens) et également l'utilisation d'essences ligneuses à croissance rapide (ex : Acacias australiens, Pins exotiques, *Eucalyptus* spp.). Malgré des résultats probants obtenus en matière de révégétalisation de ces milieux, le recours à des essences exotiques entraîne de profondes modifications dans la composition de la microflore du sol et sa diversité fonctionnelle résultant en une inhibition du processus de régénération naturelle des espèces végétales endémiques de l'environnement à réhabiliter.

**Mots-clés** : Désertification, Symbiose, Végétalisation, Essences exotiques

### Abstract: Thinking the use of woody legumes to rehabilitate degraded soils in Mediterranean and tropical environments

The process of desertification that has been worsening in recent decades requires the identification of urgent measures to rehabilitate degraded soils and render the expected ecosystem services. Among the biological tools that can be used to optimize the performance of these reforestation operations are the plant / microorganism symbiosis (Rhizobia, mycorrhizal symbionts) and also the use of fast-growth woody species (eg Australian Acacias, Pins Exotic species, *Eucalyptus* spp.). Despite convincing results in afforestation of these environments, the use of exotic species leads to strong changes in the composition of the soil microflora and its functional diversity resulting in an inhibition of the natural regeneration process of endemic plant species of the environment to be rehabilitated.

**Keywords** : Desertification, Symbiosis, Vegetalisation, Exotic tree species

### 1. Introduction

Dans de nombreuses régions du globe, l'impact anthropique sur l'environnement naturel s'est rapidement accru au cours du siècle dernier (croissance démographique, expansion agricole, etc) et combiné aux aléas climatiques (longues périodes de sécheresse, pluies irrégulières, etc), a abouti à une diminution significative des ressources naturelles terrestres. Il en résulte que 1/3 de la superficie des terres émergées du globe est menacé par la désertification (UNEP-WCMC, 2002). Ce processus de

désertification est accéléré par la déforestation du milieu (14 millions d'ha de forêts sont détruites chaque année) particulièrement exacerbée dans les zones tropicales et méditerranéennes (FAO, 2000). Outre la perte de biodiversité végétale et animale, la paupérisation du couvert forestier se traduit par une aggravation des phénomènes d'érosion (érosion éolienne et hydrique) qui appauvrissent le sol en éléments chimiques (phosphore, azote) mais altèrent également la diversité génétique et fonctionnelle des communautés microbiennes du sol. Or il est maintenant parfaitement connu que ces microorganismes jouent un rôle majeur dans le fonctionnement des sols et dans la structuration de la strate épigée (productivité et structure de l'écosystème végétal). Parmi les composantes de la microflore du sol figurent les champignons mycorhiziens et les bactéries fixatrices d'azote (Rhizobia) qui, de par les associations symbiotiques contractées avec les plantes, ont une influence fondamentale dans la dynamique spatio-temporelle des écosystèmes végétaux.

Compte tenu de cet état d'urgence, de nombreux programmes de reboisement ont été entrepris dans les zones tropicales et méditerranéennes en utilisant des essences forestières à croissance rapide (Ex : Eucalyptus, Pins exotiques, Acacias australiens) qui présentent généralement des capacités remarquables d'adaptation aux conditions hostiles du milieu (carences minérales des sols, irrégularité des précipitations, etc). Dans les années 70, des plantations expérimentales ont été mises en place en Afrique de l'Ouest afin d'évaluer le potentiel d'arbres fixateurs d'azote (Ex : Acacias australiens) dans la production de biomasse ligneuse (Ex : bois à usage domestique) ou dans leur utilisation pour établir des haies brise-vent. Les espèces issues du Nord/Ouest de l'Australie ont été choisies du fait des similitudes entre le climat de cette partie du continent australien à celui rencontré au Sahel. Par exemple, l'espèce d'Acacia australienne, *A. holosericea*, a montré de réelles capacités d'adaptation aux conditions environnementales du Niger en ayant une croissance rapide couplée à un faible taux de mortalité.

En établissant des symbioses bactériennes et mycorhiziennes, ces essences ligneuses disposent des adaptations nécessaires et suffisantes pour pouvoir croître sur les sols très ingrats appauvris en minéraux. Il est alors possible également d'améliorer la composition des cortèges rhizobiens et mycorhiziens associés à l'arbre introduit afin d'augmenter les performances de ce type de plantation en termes de production de biomasse mais également de limitation des phénomènes d'érosion. De nombreuses expériences ont clairement montré que la mycorhization contrôlée ou l'inoculation de souches de rhizobia performantes pouvait améliorer significativement la croissance de l'arbre (Duponnois et al., 2005 ; 2007).

La performance de ce type d'introduction a généralement été évaluée en termes de production de biomasse mais son impact sur certaines caractéristiques du milieu (Ex : caractéristiques microbiennes des sols) a généralement été ignorée et reste encore à l'heure actuelle peu décrite dans la littérature scientifique. Or, l'introduction de ces essences exotiques a fréquemment été justifiée par la nécessité de reboiser le milieu mais aussi de le réhabiliter afin de permettre aux essences natives de recoloniser le milieu. Cette re-appropriation des zones dégradées par la flore locale est assujettie à des teneurs appropriées en éléments bio-disponibles pour la plante (Ex : phosphore, azote) mais aussi à la présence dans le sol de symbiotes fongiques et bactériens dont l'abondance et la diversité constituent des paramètres fondamentaux dans la productivité et la stabilité de la strate végétale épigée. Toutes modifications des caractéristiques chimiques et microbiologiques du sol pourraient ainsi ralentir ou même annihiler le processus de recolonisation du milieu par la flore locale. Or il a été montré que ces espèces exotiques induisaient de profondes modifications dans la composition de la microflore du sol susceptible de menacer la régénération naturelle des espèces endémiques du milieu d'introduction (Boudiaf et al., 2013).

Cette contribution a pour principaux objectifs d'établir un état des lieux sur (i) la distribution géographique des introductions d'acacias d'origine australienne, (ii) de montrer qu'une gestion

appropriée des symbiotes microbiens associés peut améliorer de manière spectaculaire leur croissance dans leur aire d'introduction mais également (iii) de montrer les risques potentiels de ces introductions sur la composition des communautés de symbiotes microbiens et les éventuels risques pour la conservation des ressources végétales du milieu.

## 2. Distribution géographique des introductions et usages des acacias d'origine australienne

Considérant que la reconstitution d'un couvert végétal, quelle que soit sa composition spécifique, est la clé de la réussite des programmes de réhabilitation des terres (« *Green is Good* »), l'introduction d'essences forestières exotiques en milieu tropical et méditerranéen a été réalisée à grande échelle au cours du siècle dernier. Le choix de ces espèces exotiques reposait généralement sur les bénéfices potentiels que pouvaient en attendre les populations locales (production de biomasse ligneuse, tannins, produits médicinaux, etc.), la capacité d'adaptation de l'arbre considéré aux caractéristiques environnementales de la zone d'introduction (climat, pluviométrie, caractéristiques physico-chimiques des sols) et son impact sur la fertilité chimique des sols (Ex : azote). Parmi les espèces forestières dont l'utilisation a été particulièrement encouragée par les organisations internationales figurent les acacias australiens.

Quelques informations concernant les principales zones d'introduction d'Acacia australiens et leur historique sont présentées dans le Tableau 1 pour les espèces les plus utilisées en milieu tropical et subtropical. Avec l'eucalyptus, plus de 40 % de la surface des plantations forestières industrielles des zones tropicales et subtropicales sont couvertes par des espèces d'Acacia (Del Lungo et al., 2006). La valorisation du bois d'Acacia est fonction de l'espèce mais dépend des produits attendus du type de production (Ex : production de pâte à papier, de bois d'œuvre, de tannins, de fourrage, de bois de chauffage, etc). Les plantations les plus importantes mises en place pour la production de pâte à papier sont principalement localisées dans le Sud-Est asiatique, avec en particulier *A. mangium*, l'hybride *A. auriculiformis* x *A. mangium* et, dans une moindre mesure, *A. crassicarpa*. L'Indonésie est le premier producteur de pâte à papier à partir de la biomasse ligneuse d'Acacia avec une production qui a connu une progression significative au cours de ces dernières années, de 1 million de tonnes en 1990 à 7,5 millions de tonnes en 2008 (Griffin et al., 2011).

De nombreuses espèces d'Acacia ont été introduites dans les pays tropicaux et méditerranéens afin de revégétaliser des milieux appauvris en particulier en azote (N) et en phosphore (P). Les acacias australiens, appartenant à la famille des légumineuses (Fabaceae), ont la capacité de se développer sur des sols carencés en éléments minéraux (N, P) en bénéficiant du fonctionnement d'associations symbiotiques contractées avec un cortège de micro-organismes symbiotiques (symbiose fixatrice d'azote atmosphérique, symbiose mycorhizienne arbusculaire). Quelques espèces d'Acacia ont également la propriété de former, en plus des deux autres types de symbiose plante/microorganismes, une symbiose avec des champignons ectomycorhiziens. Les acacias ont été introduits en Afrique du Sud et en Afrique du Nord dans les années 1840 et 1870 (Poynton, 2009 ; Carruthers et al., 2011), respectivement, afin de limiter les impacts sur le sol des processus d'érosion éolienne et hydrique. La capacité d'*A. saligna* à croître sur des sols sableux, à pH neutre, est la raison principale du choix de cette espèce en Afrique du Nord (600 000 ha). D'autres espèces d'Acacia australiens comme *A. ampliceps*, *A. maconochieana* et *A. stenophylla* ont également été retenues comme essences de reboisement de sols présentant une forte alcalinité et/ou une forte salinité.

**Tableau 1 :** Distribution géographique et historique des plantations pour les principales espèces d'acacias australiens utilisées pour la production de bois et pour les produits d'origine ligneuse (D'après Griffin et al., 2011).

Espèces d'Acacia	Usages principaux	Usages secondaires	Principaux pays d'introduction	Dates des premières introductions	Surfaces estimées de plantation (x1000 ha)
<i>A. mangium</i>	Pâte à papier	Bois de chauffage, bois d'œuvre, réhabilitation des sols	Indonésie, Vietnam, Malaisie	1976	1400
<i>A. mangium</i> x <i>A. auriculiformis</i>	Pâte à papier	Bois de chauffage, bois d'œuvre, réhabilitation des sols	Vietnam	1998	230
<i>A. crassicarpa</i>	Pâte à papier	Bois de chauffage, bois d'œuvre, réhabilitation des sols	Indonésie, Vietnam	1993	330
<i>A. auriculiformis</i>	Bois d'oeuvre	Pâte à papier, bois de chauffage, réhabilitation des sols	Vietnam, Inde	1930	220
<i>A. saligna</i>	Charbon de bois	réhabilitation des sols	Lybie, Ethiopie	1916	600
<i>A. mearnsii</i>	Tannin	Pâte à papier, bois de chauffage, bois d'œuvre, réhabilitation des sols	Afrique du Sud, Brésil, Inde	1876	540

### 3. Gestion des symbiotes microbiens associés aux Acacias introduits pour améliorer la performance des opérations de reboisement

De nombreux travaux ont été consacrés à la valorisation de la diversité des symbiotes microbiens associés aux Acacias australiens pour améliorer la croissance de ces essences forestières dans des environnements sous contraintes minérales. Dans cet article, nous nous intéresserons plus particulièrement aux travaux réalisés avec les champignons mycorhiziens (symbiotes mycorhiziens arbusculaires et symbiotes ectomycorhiziens). Il est maintenant parfaitement admis que le développement optimal d'une plante est atteint lorsque le taux d'infection mycorhizienne est élevé (Garbaye, 1988). Il a également été montré que l'effet de la mycorhization était fonction des propriétés des symbiotes associés. En considérant ces acquis scientifiques, une pratique culturale appelée « mycorhization contrôlée » a été définie en se basant sur la sélection de souches fongiques performantes en fonction d'objectifs donnés (Ex : amélioration de la croissance de la plante hôte, résistance au stress salin, etc) pour optimiser durablement la productivité de périmètres agricoles et/ou forestiers. L'efficacité de la mycorhization contrôlée est dépendante de deux paramètres environnementaux principaux, à savoir : la fertilité du sol et le niveau du potentiel infectieux mycorhizogène (PIM : abondance et diversité des propagules mycorhiziennes dans le sol). Plus ces deux paramètres sont élevés, moins l'efficacité de l'inoculation mycorhizienne sera efficace vis-à-vis de la plante hôte. En conséquence, cette technique d'inoculation sera donc particulièrement efficace dans des sols très dégradés où une paupérisation du PIM est observée. Cette stratégie d'ingénierie

microbienne trouve sa pleine expression dans les opérations de reboisement en milieu méditerranéen et tropical. Dans ce contexte ont été réalisées de nombreuses expériences en Afrique de l'Ouest (Sénégal, Burkina Faso) visant à démontrer l'intérêt de « mycorhizer » de jeunes plants d'Acacia australiens dans le cadre de la phase d'élevage des plants en pépinière et dans des activités de reboisement dans des zones arides et sub-arides. Les résultats présentés dans le Tableau 2 montrent très clairement la réponse des plants d'*A. holosericea* à l'inoculation mycorhizienne en serre mettant en évidence le potentiel de cette pratique pour améliorer la qualité des plants forestiers qui seront transférés au champ.

**Tableau 2 :** Développement de plusieurs espèces d'Acacia australien inoculées par différentes souches de champignons ectomycorhiziens après 4 mois de culture en conditions de serre.

Symbiotes fongiques	Espèces d'Acacia	Effets sur la croissance (%) et taux de mycorhization			Références
		Biomasse aérienne	Biomasse racinaire	Taux de mycorhization (%)	
<i>Pisolithus albus</i> IR100	<i>A. auriculiformis</i>	+ 42,1 <sup>(1)</sup>	+ 38,6	45,2	A
<i>P. albus</i> IR100	<i>A. mangium</i>	+ 35,9	+ 44,1	20,1	A
<i>P. albus</i> IR100	<i>A. platycarpa</i>	+ 43,1	+ 9,8	31,6	A
<i>Pisolithus</i> sp. SL2	<i>A. holosericea</i>	+ 56,7	+ 10,6	48,3	A
<i>P. albus</i> COI007	<i>A. holosericea</i>	+ 55,6	+ 25,3	43,8	A
<i>P. albus</i> COI024	<i>A. holosericea</i>	+ 50,4	+ 17,1	10,8	A
<i>Pisolithus</i> sp. COI032	<i>A. holosericea</i>	+ 54,9	+ 12,6	15,0	A
<i>P. albus</i> IR100	<i>A. holosericea</i>	+ 57,1	+ 48,9	25,2	A
<i>P. tinctorius</i> GEMAS	<i>A. holosericea</i>	+ 57,8	+ 14,1	43,1	A
<i>Scleroderma dictyosporum</i> IR109	<i>A. holosericea</i>	+ 52,9	+ 21,0	53,4	A
<i>S. verrucosum</i> IR500	<i>A. holosericea</i>	+ 64,4	+ 14,1	13,8	A
<i>P. tinctorius</i> GEMAS	<i>A. crassicarpa</i>	+ 77,1	+ 52,3	49,4	B
<i>P. albus</i> COI024	<i>A. mangium</i>	+ 54,5	+ 52,1	41,7	C
<i>Scleroderma</i> sp. IR408	<i>A. holosericea</i>	+ 82,1	+ 89,6	13,8	D
<i>S. dictyosporum</i> IR412	<i>A. holosericea</i>	+ 72,9	+ 82,6	12,5	D

<sup>(1)</sup> (Valeur moyenne des plants mycorhizés – valeur moyenne des plants non mycorhizés) x 100 / (Valeur moyenne des plants mycorhizés).

A: Duponnois et Plenchette (2003). B: Lesueur et Duponnois (2005). C: Duponnois et al. (2002). D: Duponnois et al. (2006)

#### 4. Risques potentiels des introductions d'Acacia australiens sur la composition des communautés de symbiotes microbiens et la conservation des ressources naturelles végétales des zones d'introduction.

Bien que ces espèces d'Acacia aient été fréquemment recommandées pour revégétaliser des milieux dégradés dans le contexte de « catalytic effect hypothesis » (Parrotta, 1993), il est maintenant parfaitement établi que ce groupe des légumineuses arborées héberge des espèces hautement invasives (Richardson et Rejmanek, 2011). Environ un tiers des espèces d'Acacia australiens ont été

introduits dans d'autres milieux que ceux de leur aire d'origine et seulement 23 espèces se sont comportées comme des plantes invasives (Richardson et Rejmanek, 2011 ; Richardson et al., 2011). Ces espèces exotiques altèrent les équilibres écologiques régissant l'évolution spatio-temporel du couvert végétal (Callaway et Ridenour, 2004), la diversité du patrimoine végétal de la zone d'introduction (Thébaud et Simberloff, 2001) et d'autres paramètres environnementaux (Ex : teneur en N des sols, etc). Elles entraînent également des transformations dans la structure des communautés de symbiotes mycorhiziens et plus particulièrement au niveau des peuplements de champignons ectomycorhiziens. Il est connu que les espèces ayant un statut de type ectotrophe ne peuvent se développer sans la présence de ce groupe de symbiote fongique. Ainsi il a été montré à Madagascar que l'introduction de *Eucalyptus camadulensis* ou de *Pinus patula* entraîne une diminution du potentiel ectomycorhizien des sols aboutissant à une faible mycorhization de jeunes plants de *Uapaca bojeri* (Essence ectotrophe endémique de Madagascar) et en conséquence une diminution de leur croissance juvénile (Baohanta et al., 2012). Cet impact négatif a également été mesuré en Algérie dans des travaux visant à évaluer l'impact d'un *Acacia* introduit (*A. mearnsii*) sur l'ectomycorhization et la croissance juvénile de plants de chêne liège (Boudiaf et al., 2013).

## 5. Conclusion

Ces connaissances scientifiques concernant le groupe des *Acacias* australiens, légumineuses arborées à croissance rapide, montrent que leur utilisation dans le cadre d'opération de reboisement et de réhabilitation des sols doit être raisonnée en fonction des caractéristiques biotiques et abiotiques du milieu d'introduction. Des études doivent être conduites afin d'évaluer les conditions environnementales dans lesquelles cette pratique pourra être retenue sans risque pour le patrimoine végétale naturelle de la zone à réhabiliter si l'espèce introduite se comporte comme une essence invasive et sans conséquences sur les communautés de champignons ectomycorhiziens susceptibles d'altérer le processus de régénération naturelle des essences forestières endémiques. Ces évaluations devront décrire les caractéristiques des communautés de champignons ectomycorhiziens natifs de la zone d'introduction (diversité et abondance) et mesurer, en conditions contrôlées, l'impact potentiel de l'essence exotique sur la composition de cette microflore fongique symbiotique. Ce type d'estimation permettra d'anticiper certains dérèglements écologiques telluriques consécutifs à ces introductions.

## Références bibliographiques

- Boudiaf I., Baudoin E., Sanguin H., Beddiar A., Thioulouse J., Galiana A., Prin Y., Le Roux C., Lebrun M., Duponnois R., 2013. The exotic legume tree species, *Acacia mearnsii*, alters microbial soil functionalities and the early development of a native tree species, *Quercus suber*, in North Africa. *Soil Biology and Biochemistry* 65, 172-179.
- Callaway R.M., Ridenour W.M., 2004. Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and Environment* 2, 436-443.
- Carruthers J., Robin L., Hattingh J., Kull C., Rangan H., Van Wilgen B.W., 2011. A native at home and abroad: the history, politics, ethics and aesthetics of *Acacia*. *Diversity and Distributions* 17, 810-821.
- Del Lungo A., Ball, J., Carle J., 2006. Global planted forests thematic study: results and analysis. Rome, Italie, FaO, Planted Forest and Trees Working Paper 38. [www.fao.org](http://www.fao.org).
- Duponnois R., Assigbetse K., Ramanankierana H., Kisa M., Thioulouse J., Lepage M., 2006. Litter-forager termite mounds enhance the ectomycorrhizal symbiosis between *Acacia holosericea* A. Cunn. Ex G. Don and *Scleroderma dictyosporum* isolates. *FEMS Microbiology and Ecology* 56, 292-303.
- Duponnois R., Founoune H., Lesueur D., 2002. Influence of the controlled dual ectomycorrhizal and rhizobial symbiosis on the growth of *Acacia mangium* provenances, the indigenous symbiotic microflora and the structure of plant parasitic nematode communities. *Geoderma* 109, 85-102.

Duponnois R., Founoune H., Masse D., Pontanier R., 2005. Inoculation of *Acacia holosericea* with ectomycorrhizal fungi in a semi-arid site in Senegal: growth response and influences on the mycorrhizal soil infectivity after 2 years plantation. *Forest Ecology and Management* 207, 351-362.

Duponnois R., Plenchette C., 2003. A mycorrhiza helper bacterium (MHB) enhances ectomycorrhizal and endomycorrhizal symbiosis of Australian *Acacia* species. *Mycorrhiza* 13, 85-91.

Duponnois R., Plenchette C., Prin Y., Ducouso M., Kisa M., Bâ A.M., Galiana A., 2007. Use of mycorrhizal inoculation to improve reforestation process with Australian *Acacia* in Sahelian ecozones. *Ecological engineering* 29, 105-112.

FAO, 1990-2000, dans WWF, UNEP, WCMC et GFN, Living planet report 2004.

Garbaye J., 1988. Les plantations forestières tropicales : un champ privilégié pour la mycorrhization contrôlée, *Bois et Forêts des Tropiques* 216, 23-34.

Griffin A.R., Midgley S.J., Bush D., Cunningham P.J., Rinaudo A.T., 2011. Global uses of Australian acacias – recent trends and future prospects. *Diversity and Distributions* 17, 837-847.

Lesueur D., Duponnois R., 2005. Relations between rhizobial nodulation and root colonization of *Acacia crassicarpa* provenances by an arbuscular mycorrhizal fungus, *Glomus intraradices* Schenk and Smith or an ectomycorrhizal fungus, *Pisolithus tinctorius* Coker and Couch. *Annals of Forest Science* 62, 467-474.

Poynton R.J., 2009. Tree planting in southern Africa. Vol. 3. Other genera. Pretoria, Afrique du Sud, Department of Agriculture, Forestry and Fisheries.

Richardson D.M., Rejmanek M., 2011. Trees and shrubs as invasive alien species e a global review. *Diversity and Distributions* 17, 788-809.

Thébaud C., Simberloff D., 2001. Are plants really larger in their introduced ranges? *American Naturalist* 157, 231-236.

UNEP-WCMC, 2002. World Atlas of Biodiversity. Disponible sur <https://archive.org/details/worldatlasofbiod02groo>

Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY-NC-ND 3.0).



<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/fr/>

Pour la citation et la reproduction de cet article, mentionner obligatoirement le titre de l'article, le nom de tous les auteurs, la mention de sa publication dans la revue « Innovations Agronomiques », la date de sa publication, et son URL).