



Acácias Australianas no Brasil: Histórico, Formas de Uso e Potencial de Invasão

Nina Attias¹, Marinez Ferreira Siqueira² & Helena de Godoy Bergallo³

Recebido em 02/04/2013 – Aceito em 17/07/2013

RESUMO – Em diversos países, espécies do gênero *Acacia*, provenientes da Austrália, possuem um histórico consistente de introdução e invasão. No Brasil, estas espécies começaram a ser registradas em áreas adjacentes aos seus locais de introdução e, dada sua ampla utilização, este fato desperta preocupação. Assim sendo, torna-se oportuno estimar o potencial de invasão das espécies *Acacia mangium* e *A. mearnsii*, pois estas são as espécies do gênero observadas com maior frequência nas listas de espécies exóticas invasoras no Brasil. Os riscos associados à introdução e uso destas espécies foram estimados através da compilação e avaliação de informações intrínsecas e extrínsecas às espécies. Estas informações são referentes à biologia, formas de uso, distúrbio potencial, locais de introdução e histórico de invasão das espécies. As principais formas de introdução das espécies são o plantio comercial, para a produção de polpa para celulose e extração de tanino, e os reflorestamentos para recuperação de áreas degradadas. Ambas as espécies possuem características biológicas favoráveis ao seu estabelecimento como invasoras como, a capacidade de estabelecimento em ampla variedade de condições climáticas e tolerância a escassez de água e nutrientes no solo. O estabelecimento de indivíduos dessas espécies em áreas adjacentes a plantios comerciais já é registrado no Brasil, indicando que o processo de invasão já está em curso. Nessas áreas, alterações na concentração de nutrientes do solo, pH e na composição da comunidade de plantas já foram observadas. Registros de introdução de *A. mangium* foram encontrados no norte e leste do território nacional. Os registros de ocorrência de *A. mearnsii* foram encontrados principalmente nas regiões sul e sudeste. Considerando que o plantio destas espécies vem se tornando uma atividade cada vez mais popular e economicamente rentável no Brasil, o desenvolvimento de estratégias nacionais de prevenção à invasão torna-se indispensável diante do potencial invasor apresentado.

Palavras-chave: *Acacia mangium*; *Acacia mearnsii*; espécies exóticas invasoras.

ABSTRACT – In several countries, species of the genus *Acacia*, originally from Australia, have presented a consistent history of introduction followed by invasion. In Brazil, these species have started to be registered in areas adjacent to their introduction sites and, given their broad utilization, this fact raises concern. Therefore, it is important to estimate the invasive potential of the species *Acacia mangium* and *A. mearnsii*, given that these are the species of the genus most frequently cited in the lists of invasive alien species in Brazil. The risks associated with the introduction and use of these species in Brazil were estimated by compiling and assessing intrinsic and extrinsic information on the species. This information covers the biology, uses, potential impacts, sites of introduction and history of invasion of the species. The main pathways of introduction of the species in Brazil are commercial cultivation for the production of pulp and tannin extraction, and the reclamation of degraded areas. Both species have characteristics that favor their invasiveness, such as the capacity to grow in a wide variety of climates and tolerance to water and nutrient scarcity. The establishment of individuals of both species in areas neighboring commercial cultivation sites has already been recorded in Brazil, indicating

Afiliação

¹ Universidade Federal do Rio de Janeiro/UFRJ, Instituto de Biologia/CCS, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Ilha do Fundão, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 21941-901.

² Instituto de Pesquisas do Jardim Botânico do Rio de Janeiro/JBRJ, Jardim Botânico, Rio de Janeiro-RJ, Brasil, 22460-030.

³ Universidade do Estado do Rio de Janeiro/UERJ, Instituto de Biologia Roberto Alcântara/IBRAG, Departamento de Ecologia, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 20559-900.

E-mails

nina.attias@gmail.com, marinez.siqueira1@gmail.com, nena.bergallo@gmail.com

that the invasion process is underway. In these areas, changes in soil nutrient concentration, pH and plant community composition have been observed. Introduction records of *A. mangium* have been found in the north and east of the national territory. Occurrence of *A. mearnsii* is mainly documented in the south and southeast. Considering that the cultivation of these species is becoming increasingly more popular and more profitable in Brazil, the development of strategies to prevent their invasion has become imperative.

Key-words: *Acacia mangium*; *Acacia mearnsii*; invasive alien species.

RESÚMEN – En varios países, especies del género *Acacia*, de Australia, tienen un historial consistente de introducción e invasión. En Brasil, estas especies recientemente comenzaron a ser registrados en las zonas adyacentes a los lugares de introducción y, debido a su amplio uso, este hecho suscita preocupación. Por lo tanto, es deseable estimar el potencial invasor de las especies *Acacia mangium* y *A. mearnsii*, porque estas son las especies del género más frecuentemente citadas en las listas de especies exóticas invasoras en Brasil. Los riesgos asociados con la introducción y el uso de estas especies fueron estimados mediante la compilación y evaluación de información intrínseca y extrínseca de las especies. Esta información está relacionada con la biología, formas de uso, disturbio potencial, sitios de introducción y la historia de invasión de las especies. Las principales formas de introducción de estas especies son el cultivo comercial para la producción de pulpa de celulosa y la extracción de tanino y la reforestación para restaurar áreas degradadas. Ambas especies tienen características biológicas favorables para su establecimiento como invasoras como, la capacidad de establecer en una amplia variedad de condiciones climáticas y la tolerancia a la escasez de agua y nutrientes del suelo. El establecimiento de individuos de la especie en las áreas adyacentes a las plantaciones comerciales ya está registrado en Brasil, lo que indica que el proceso de invasión ya está en marcha. En estas áreas, los cambios en la concentración de los nutrientes del suelo, el pH y la composición de la comunidad de plantas se han observado. Los registros de introducción de *A. mangium* fueron encontrados en el norte y el este del país. Los registros de la ocurrencia de *A. mearnsii* se encuentra principalmente en el sur y sureste. Mientras que la plantación de estas especies se está convirtiendo en una actividad cada vez más popular y rentable en Brasil, el desarrollo de estrategias nacionales para la prevención de la invasión se hace indispensable ante el potencial invasivo presentado.

Palavras-clave: *Acacia mangium*; *Acacia mearnsii*; especies exóticas invasoras.

Introdução

Espécies exóticas possuem uma complexa relação com as comunidades humanas e os ecossistemas naturais. A utilização de espécies exóticas pelo homem pode gerar diversos benefícios ambientais e econômicos. No entanto, ao se tornarem invasoras, estas podem alterar propriedades dos ecossistemas locais, gerando prejuízos nestes mesmos âmbitos (Richardson *et al.* 2011a). Além do efeito na integridade ecológica dos ecossistemas e, conseqüentemente, nos serviços prestados por estes, espécies exóticas são a causa de grandes prejuízos em diversos segmentos da economia como a agricultura, a silvicultura e a saúde (Pimentel 2001). Pimentel (2001), ao adotar uma medida monetária de avaliação dos impactos, estima que o Brasil tenha um prejuízo anual de aproximadamente US\$ 50 bilhões devido à interferência de espécies exóticas. Este prejuízo seria o resultado da ação de espécies exóticas (patógenos e insetos) em plantios, pastagens e florestas, ou como vetores de doenças humanas, não estando computados os prejuízos em função de perdas de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos. Na África do Sul estima-se que somente os impactos das acácias australianas sobre os reservatórios de água, pastagens e biodiversidade causem prejuízos com custo superior a US\$ 570 milhões por ano (van Wilgen *et al.* 2008).

Apesar das abundantes evidências e alertas dos possíveis impactos e prejuízos decorrentes da introdução de espécies exóticas, estas continuam a ser transportadas e introduzidas em novas localidades para diversos fins. No Brasil, estima-se que 21% das espécies de plantas conhecidas sejam exóticas (Pimentel 2001). Para controlar a ação destas espécies, técnicas de manejo e erradicação podem ser implementadas (van Wilgen *et al.* 2011). No entanto, estas iniciativas demandam grandes investimentos, em termos de custo, mão-de-obra e tempo. Nesse contexto, a prevenção de futuras invasões mostra-se como a forma mais eficiente de manejo de espécies

exóticas em termos de custos e benefícios (Thuiller *et al.* 2005, Richardson & Thuiller 2007, Broennimann & Guisan 2008). O princípio da precaução também é tido como uma das bases da Convenção sobre Diversidade Biológica (1992) e determina que, em caso de ameaça de redução ou perda de diversidade biológica, a falta de plena certeza científica não deve ser usada como razão para postergar medidas para evitar ou minimizar esta ameaça. Diversos fatores podem influenciar o sucesso de estabelecimento de uma espécie exótica. Em geral, apenas uma pequena porção das espécies introduzidas em uma nova região é capaz de prosperar (*i.e.* manter populações viáveis em longo prazo e dispersar a partir do ponto de introdução) em ambientes naturais e, de fato, tornar-se invasora (Lockwood *et al.* 2001). Alguns autores avaliam características intrínsecas e extrínsecas relacionadas à história natural e a ecologia de organismos reconhecidamente invasores, para definir um perfil mais propenso à invasão em novas localidades (*e.g.* Rejmánek & Richardson 1996, Castro-Díez *et al.* 2011). Características favoráveis à invasão estão relacionadas a características que aumentam as chances de introdução, estabelecimento e dispersão de espécies em novas localidades (Rejmánek & Richardson 1996, Castro-Díez *et al.* 2011).

Há aproximadamente 100 anos algumas espécies do gênero *Acacia* Mill. foram introduzidas no Brasil (Schneider *et al.* 1991). Essas espécies são utilizadas até os dias de hoje em atividades como a silvicultura, a recuperação de áreas degradadas e na arborização urbana e rural. Porém, em diversos outros países, espécies de *Acacia* possuem um histórico consistente de introdução e invasão (*e.g.* África do Sul e Havaí) (Richardson *et al.* 2011b). No Brasil, recentemente estas espécies começaram a ser registradas em áreas adjacentes aos seus locais de introdução (Mochiutti *et al.* 2007, Aguiar Jr. *et al.* no prelo) e, dada sua ampla utilização no território nacional, este fato desperta preocupação. Assim sendo, torna-se oportuno avaliar o risco de invasão destas espécies. Esta iniciativa dará subsídios para que estratégias de prevenção sejam adotadas antes que estas espécies causem prejuízos significativos no Brasil, como já causam em outros países (*e.g.* Richardson & van Wilgen 2004).

Dentre o gênero *Acacia*, as espécies *A. mangium* Willd. e *A. mearnsii* De Wild são as observadas com maior frequência nas listas regionais de espécies exóticas invasoras no Brasil (Tabela 1). Além disso, estas vêm sendo registradas em áreas adjacentes a regiões de introdução e cultivo e, por isso, são o foco do presente estudo. Os riscos associados à introdução e uso destas espécies no Brasil foram estimados através da compilação e avaliação de informações intrínsecas e extrínsecas às espécies. Nesta revisão apresentaremos informações referentes à biologia, formas de uso, distúrbio potencial, locais de introdução e histórico de invasão de cada uma destas espécies. A reunião destas informações foi baseada em levantamentos bibliográficos, permitindo uma avaliação inicial da probabilidade de invasão nos locais de introdução e dos riscos associados ao processo de invasão, assim como discutir possíveis estratégias a serem adotadas.

Acácias australianas

A Austrália começou a fazer parte do circuito global de intercâmbio de plantas no final do século XVIII. As acácias e eucaliptos se tornaram as espécies de maior destaque devido à sua grande capacidade de adaptação em regiões de clima tropical (Kull & Rangan, 2008). Atualmente, as acácias (*Acacia* Mill.), junto aos eucaliptos (*Eucalyptus* L'Her) e aos pinheiros (*Pinus* L.), representam uma grande porção dos gêneros de árvores plantados fora de sua distribuição natural (Richardson & Rejmánek 2011).

O gênero *Acacia* Miller (Fabaceae) tem seu nome derivado da palavra grega “akis”, que significa ponta ou farpa. Sua distribuição é cosmopolita e contém aproximadamente 1350 espécies (Maslin *et al.* 2003). Espécies deste gênero ocorrem e são cultivadas nas regiões tropicais e subtropicais da América do Sul, África, Ásia e Austrália, porém não são encontradas ocorrências naturais nas floras da Europa, Nova Zelândia e Antártica (Boland *et al.* 1989 citado em Barichello 2003). Na Austrália, ocupam grande variedade de ambientes, mas são particularmente prevalentes em regiões áridas, semi-áridas e subtropicais secas. As sementes são produzidas em grandes

quantidades e possuem capacidade de se manter viáveis durante longos períodos (ABRS 2001). Além disso, acácias australianas possuem grande capacidade de adaptação e rápido crescimento. Estes fatores favorecem sua popularidade em diversos países e regimes climáticos, sendo algumas espécies introduzidas em mais de 70 países (Midgley & Turnbull 2003). Estima-se que a área ocupada por plantios de árvores do gênero *Acacia* no mundo, no ano 2000, aproximava-se de oito milhões de hectares (FAO 2006).

No entanto, diversas espécies do gênero *Acacia* possuem comprovado potencial invasor em diversas regiões do mundo como, por exemplo: *A. dealbata* Link. na Europa (Lorenzo *et al.* 2010); *A. nilotica* Lam. na Austrália (Kriticos *et al.* 2003); *A. mangium* Willd. no Havá (Frohlich & Lau 2008); *A. mearnsii* De Wild. e sete outras espécies de acácia na África do Sul (Henderson 2007); *A. dealbata*, *A. melanoxylon* R. Br. e *A. longifolia* (Andr.) Willd. em Portugal (Marchante 2001); *A. auriculiformis* A. Cunn. ex Benth e *A. mangium* em Bangladesh (Barua *et al.* 2001) e em Singapura (Chong *et al.* 2009); e *A. mearnsii* na Ilha Reunião (França) (Baret *et al.* 2006). No Brasil, apesar de estarem incluídas em diversas listas regionais de espécies exóticas invasoras (Tab. 1), as acácias ainda tem seu potencial invasor pouco estudado (*e.g.* Mochiutti *et al.* 2007; Aguiar Jr. *et al.* no prelo).

O plantio de espécies de acácia para múltiplos fins também é conhecido para o Brasil. Em nosso país são plantadas as seguintes espécies: *Acacia auriculiformis*, *A. longifolia*, *A. mangium*, *A. mearnsii*, *A. podalyriifolia* A. Cunn. ex G. Don, *A. dealbata*, *A. decurrens* (Wendl.) Willd., *A. melanoxylon*, *A. richii* A. Gray, *A. seyal* Delile e *A. xanthophloea* Benth. (Marchiori 1990 citado em Barichello 2003, Lorenzi *et al.* 2003). O Instituto Hórus, organização não governamental dedicada ao estudo de espécies exóticas no Brasil, aponta como potencialmente invasoras em nosso país as cinco primeiras espécies citadas acima, além de duas outras (*A. farnesiana* (L.) Willd. e *A. holosericea* A. Cunn. ex G. Don), não descritas nas obras supracitadas (Zenni & Ziller 2011). Estas espécies de acácia também podem ser encontradas em listas estaduais e regionais de espécies exóticas invasoras, sendo *A. mangium* e *A. mearnsii* as observadas com maior frequência (Tabela 1).

Tabela 1 – Espécies de *Acacia* encontradas nas listas de espécies exóticas invasoras estaduais e municipais já compiladas para o Brasil.

Table 1 – Species of *Acacia* registered in state and municipal lists of alien invasive species compiled for Brazil.

Espécie	RJ ¹	PR ²	PE ³	SC ⁴	PB ⁵	PI ⁵	SP ^{*6}	Bauru ^{*7}
<i>A. auriculiformis</i>	X							
<i>A. longifolia</i>				X	X			
<i>A. mangium</i>	X		X			X		X
<i>A. mearnsii</i>	X	X		X	X		X	
<i>A. podalyriifolia</i>				X				

* Município; ¹ Lista Preliminar de espécies exóticas invasoras do Estado do Rio de Janeiro, H.G. Bergallo, comunicação pessoal; ² Portaria IAP nº074, de 19 de abril de 2007; ³ Contextualização sobre espécies exóticas invasoras - Dossiê Pernambuco, 2009 (CEPAN); ⁴ Resolução CONSEMA SC no. 8, de 14 de setembro de 2012; ⁵ Leão *et al.* 2011; ⁶ Portaria 19/10 SVMA; ⁷ Decreto 10987, de 16 de julho de 2009.

***Acacia mangium* Willd.**

Biologia

Conhecida popularmente no Brasil como acácia-australiana, mangium ou acácia, a *A. mangium* Willd. (Fabaceae) possui ocorrência natural na Austrália, Papua Nova Guiné, Nova Guiné Ocidental e ilhas próximas (Francis 2002a, Lorenzi *et al.* 2003, Kull & Rangan 2008). Esta

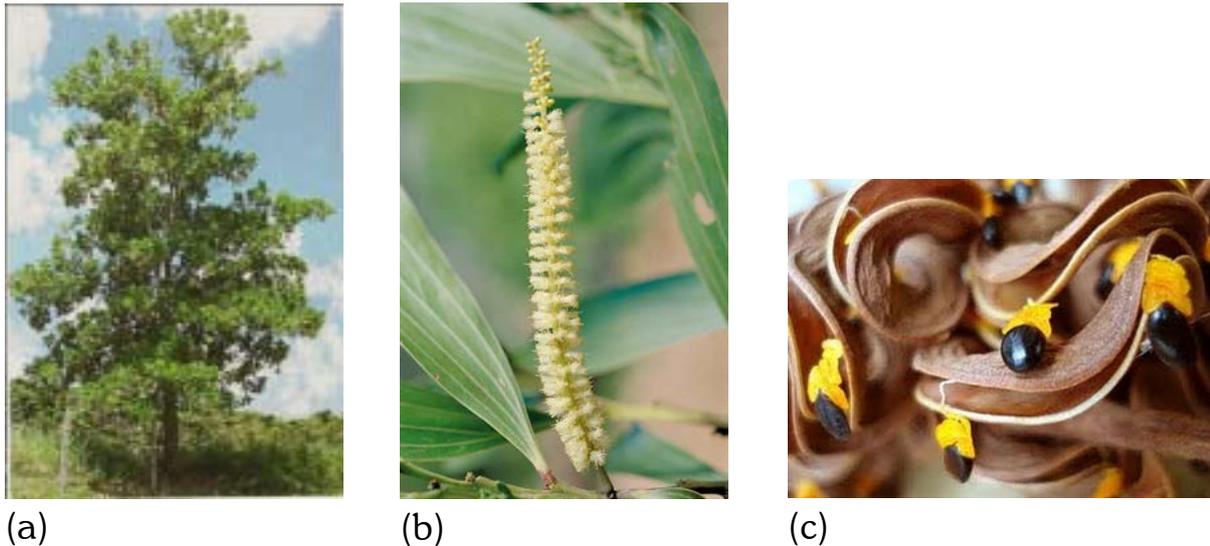


Figura 1 – *Acacia mangium* (a) Hábito (Fonte: Agnaldo Aguiar Júnior, FEMARH-RR); (b) flor e folha (Foto: Dexter Dombro); (c) fruto maduro, do tipo vagem espiralada, com semente e arilo expostos (Foto: CFFP, Australian Tree Seed Centre).

Figure 1 – *Acacia mangium* (a) Habit (Source: Lorenzi *et al.* 2003); (b) flower and leaf (Photo: Dexter Dombro); (c) mature fruit, pod-type spiral, with aril and seed exposed (Photo: CFFP, Australian Tree Seed Centre).

espécie perenifólia possui copa densa, flores brancas e pode chegar até 30 m de altura (Figura 1, Francis 2002a, Lorenzi *et al.* 2003, Midgley & Turnbull 2003).

Em plantações, a produção de flores e sementes é iniciada aos dois anos de idade e vagens maduras podem ser observadas sete meses após a floração. A polinização é realizada por insetos, principalmente abelhas (Midgley & Turnbull 2003). Os frutos são do tipo vagem, espiralados, que contém pequenas sementes pretas que ficam pendentes nas vagens maduras fixadas por um arilo alaranjado (Figura 1). Estas sementes são naturalmente dispersadas pelo vento e por pássaros (Kull & Rangan 2008).

No hábitat natural, os indivíduos de *A. mangium* concentram-se em áreas costeiras de baixada, em altitudes de até 300 m. Crescem às margens de matas fechadas, em matas abertas, bosques e especialmente em áreas perturbadas pelo fogo (Midgley & Turnbull 2003). A taxa de crescimento inicial é diretamente proporcional à incidência luminosa, atingindo seu máximo em áreas a céu aberto. Esta é uma das características fisiológicas que definem a *A. mangium* como uma espécie pioneira, de crescimento rápido e com facilidade de estabelecimento em uma grande variedade de condições ambientais, principalmente em áreas tropicais úmidas (Tong & Ng 2008).

Outras características que favorecem o estabelecimento desta espécie são: a alta produção anual de sementes; habilidade de sombrear competidores rapidamente; quantidade reduzida de patógenos em potencial; capacidade de captar grandes quantidades de água da chuva associada a nutrientes essenciais em direção ao tronco; e alta tolerância a solos compactados, muito ácidos (pH 4.2 a 6.5) e com baixa concentração de nutrientes (National Research Council 1983, Lorenzi *et al.* 2003, Midgley & Turnbull 2003, Balieiro *et al.* 2007). Estas características garantem a essa espécie um grande potencial competitivo em ambientes sob estresse hídrico e condições de baixa fertilidade (Faria *et al.* 1998, Balieiro *et al.* 2007). É importante observar que essas mesmas características, (e.g. grande produção de pequenas sementes, rápido crescimento inicial e capacidade de sombreamento de espécies competidoras), são características comuns a espécies exóticas invasoras (Rejmánek & Richardson 1996, Castro-Díez *et al.* 2011).

Uso

Esta espécie comercialmente versátil tem sido utilizada em escala local e industrial (Midgley & Turnbull 2003). Em escala local, é utilizada com fins paisagísticos, como corta-fogo, quebra-vento, na arborização de zonas urbanas e rurais e, em consórcio com outras leguminosas, para recuperação de solos degradados (Carvalho *et al.* 1998, Faria *et al.* 1998, Souza *et al.* 2004, Balieiro *et al.* 2007). *Acacia mangium* tornou-se uma espécie muito utilizada em programas de reflorestamento em planícies tropicais úmidas da Ásia e é uma das espécies de leguminosa mais comum em plantios nas regiões tropicais e subtropicais do sudeste da China (Midgley & Turnbull 2003, Xiong *et al.* 2008).

Em escala industrial, ocupando pequenas e grandes propriedades rurais, sua escolha é dada pela multiplicidade de usos. Esta espécie é implementada em plantios destinados à produção de lenha (poder calorífico de ~4.900 kcal/kg) (Lorenzi *et al.* 2003, Souza *et al.* 2004), polpa para celulose (Weber *et al.* 2007), madeira para construção, movelaria, chapa de fibra de média densidade (MDF), aglomerados, compensados (Souza *et al.* 2004, Midgley & Beadle 2006, Kamo *et al.* 2009) e produção de adesivos (Hoong *et al.* 2009). Recentemente, começou a ser utilizada em programas de reflorestamento como planta sequestradora de carbono (Heriansyah *et al.* 2007, Tonini *et al.* 2010). Por fim, além dos diversos usos de sua madeira, suas flores são melíferas, podendo ter seu néctar extrafloral utilizado por abelhas exóticas do gênero *Apis* para a produção de mel (Barbosa 2002). A acácia produz elevada quantidade de madeira com baixa acumulação de nutrientes, sendo uma opção silvicultural em áreas com fertilidade baixa (Balieiro *et al.* 2004).

Plantações para a produção de celulose geralmente são cortadas com seis ou sete anos, enquanto as destinadas à produção de madeira para construção ou compensado necessitam rotações mais longas, de 15 a 20 anos (Midgley & Turnbull 2003). O ciclo curto de rotação associado à valorização da acácia no mercado internacional foram estímulos para seu cultivo no território nacional (Souza *et al.* 2004). No mercado de exportação é comercializada por até US\$100 por metro cúbico de tábuas de madeira seca e US\$14-26 por metro cúbico de polpa de madeira, sendo esse considerado um preço competitivo (Midgley & Beadle 2006).

Introdução no Brasil e no mundo

O interesse inicial em acácias de clima tropical ocorreu após a introdução da *A. mangium* em Sabah, Malásia, em 1966. Apesar de ter sido introduzida inicialmente para proteção de plantações de *Pinus*, como corta-fogo, seu crescimento rápido despertou o interesse local para sua utilização como fonte de madeira (National Research Council 1983). Griffin e colaboradores (2011) estimam que 1,4 milhões de hectares seria a área total ocupada por plantios de *A. mangium* no mundo.

Acacia mangium foi introduzida em diversas regiões tropicais úmidas (Francis 2002a). Após sua introdução na Malásia, plantios experimentais foram estabelecidos no Nepal (1976), Filipinas (1977), Bangladesh (1978), Havaí, EUA (1979), Camarões (1980), Indonésia (1980) e Costa Rica (1981) (National Research Council 1983). No Brasil, os primeiros plantios experimentais foram realizados em 1979 pela Embrapa Florestas. Em 1985, plantios para teste de procedência foram estabelecidos em Minas Gerais (Tonini *et al.* 2010).

Em 1998, *A. mangium* foi introduzida em Roraima como um plantio experimental de mil mudas. Devido ao sucesso aparente deste plantio, Walter Vogel fundou a Ouro Verde Agrosilvipastoril Ltda. (OVA) e passou a investir em florestamentos comerciais de acácia na região de Boa Vista, RR, a partir de 1999 (Plano de Manejo Florestal - Projeto Ouro Verde 2007). Durante o processo de estabelecimento da empresa, Walter Vogel doou 100 mudas de *A. mangium* para cada escola pública de Boa Vista. Parte destas mudas foi plantada dentro dos terrenos das escolas e outra parte distribuída aos pais e colaboradores das escolas. Sendo assim, por fornecer sombreamento eficiente, a espécie foi rapidamente aceita pelos moradores e disseminada pela cidade (Isabela Coutinho, moradora de Boa Vista, comunicação pessoal), facilitando o processo de invasão. No

ano de 2007, 80.866 ha de savana foram ocupados pelas atividades da OVA, sendo 26.757 ha ocupados por plantios. A capacidade de produção de madeira serrada de *A. mangium* foi estimada em 10.000 m³/ano (Plano de Manejo Florestal - Projeto Ouro Verde 2007).

Como parte do procedimento de preparo da área de plantio de *A. mangium*, o capim guandú (*Cajanus cajan* (L.) Millsp.), outra espécie exótica e invasora em outras regiões, é plantado com função de quebra vento para as mudas, facilitando o crescimento vertical das mudas de acácia. O plantio é realizado no início do período das chuvas, quando a umidade do solo é restabelecida. Segundo o Plano de Manejo da OVA, em reconhecimento ao potencial invasivo da *A. mangium*, uma força tarefa foi criada para, uma vez por ano, limpar todos os cursos d'água nas fazendas da empresa de vegetação invasora desta espécie (Plano de Manejo Florestal - Projeto Ouro Verde 2007). Contudo, essas medidas não têm se mostrado eficazes, sendo observados indivíduos de *A. mangium* com ocorrência espontânea fora da área de plantio (Aguiar Jr. *et al.* no prelo).

Distúrbio potencial e processo de invasão

Complexas interações podem ser geradas em decorrência da introdução de plantas exóticas em uma nova comunidade. Estas interações podem provocar distúrbios em diversas variáveis ambientais, afetando espécies, comunidades e ecossistemas (Richardson *et al.* 2011a, Vilà *et al.* 2011). Neste contexto, entende-se como distúrbio a forma e a intensidade com a qual uma espécie exótica afeta o ambiente físico, químico e biológico (Richardson *et al.* 2011a).

A silvicultura de *A. mangium* frequentemente é responsável por alterações em diversas características edáficas. Estudos realizados na Tailândia indicaram que a umidade do solo dentro de um plantio de acácia é inferior à umidade de áreas abertas adjacentes, indicando um alto índice de consumo hídrico e competição entre os indivíduos por este recurso (Sakai & Thaingam 1998 citado em Kamo *et al.* 2009). A concentração de nutrientes nestes ambientes também pode ser alterada. Plantações em fase de pico de crescimento são capazes de absorver rapidamente grandes quantidades de nutrientes, podendo exaurir o solo e limitar o crescimento dos indivíduos em idades avançadas (Tong & Ng 2008, Nykvist & Sim 2009).

A acidificação do solo pode ser considerada um processo comum em plantios desta espécie. Em plantios de reflorestamento feitos na Malásia o pH do solo foi modificado ao longo dos anos. Inicialmente, aos quatro anos do plantio, foram observados valores de pH elevados em comparação ao observado antes do estabelecimento do plantio. Posteriormente, aos dez anos deste mesmo plantio, foi observada diminuição no valor do pH em relação aos valores iniciais, estando estes valores entre 4 e 4,5 (Nykvist & Sim 2009). Em experimento realizado em monoculturas de 18 anos na China, a remoção da serrapilheira foi responsável por um aumento significativo do pH do solo. Este fato indica que a deposição da serrapilheira pode ser considerada como um dos fatores responsáveis pela acidificação do solo em plantios com essa espécie (Xiong *et al.* 2008).

A quantidade de serrapilheira acumulada no solo é influenciada principalmente pela quantidade de matéria orgânica produzida pelas plantas associada à velocidade de decomposição da serrapilheira (Garay *et al.* 2003). Indivíduos adultos de *A. mangium* não possuem folhas e sim caules achatados, denominados filódios, com aparência similar a folhas. Quando caem, estes filódios se decompõem de forma bastante lenta, acumulando-se na serrapilheira (Balieiro *et al.* 2004, Kull & Rangan 2008). A redução da taxa de decomposição da serrapilheira é um distúrbio comum nos processos de invasão (Vilà *et al.* 2011). Pellens e Garay (1999) observaram produção de serrapilheira até duas vezes maior em plantios de *A. mangium* no Espírito Santo, em comparação a áreas de mata nativa e plantios de *Eucalyptus grandis* adjacentes. Porém, atribuem este acúmulo ao grande aporte de matéria orgânica produzida pela espécie e não à menor velocidade de decomposição (Garay *et al.* 2003). O acúmulo de serrapilheira sob indivíduos de *A. mangium* beneficia a recuperação de áreas degradadas, por proteger o solo contra erosão, oscilação de temperatura do solo e aumentar a reserva de nutrientes (Balieiro *et al.* 2004). No

entanto, esta acumulação também pode ser responsável pela acidificação do solo, aumento a propensão a queimadas e inibição da germinação de sementes nativas (Balieiro *et al.* 2004, Kull & Rangan 2008).

As modificações observadas no solo podem ter influência não só sobre a vegetação local, mas também sobre a fauna edáfica. Tsukamoto e Sabang (2005) relataram a simplificação da estrutura da comunidade de macroinvertebrados do solo em um plantio de 14 anos na Malásia. Comparado à área de mata nativa adjacente, a plantação de acácia possuía uma biomassa total quatro vezes maior, porém com diferente composição taxonômica e menor diversidade. É interessante ressaltar que, uma das espécies dominantes desta comunidade é uma espécie de minhoca exótica para a região, que deve ter sido introduzida durante o plantio (Tsukamoto & Sabang 2005). No entanto, em estudo realizado em plantios de sete anos de idade no Espírito Santo, não foi observada diferença significativa na abundância da fauna de macro-artrópodes entre plantios de *A. mangium* e áreas de mata nativa adjacentes (Pellens & Garay 1999).

A UICN (União Internacional para a Conservação da Natureza) relata diversos distúrbios ambientais causados pela introdução de espécies de acácia e eucalipto em Bangladesh, a partir da década de 80. Dentre estes estão a competição com a flora nativa, a grande taxa de consumo hídrico, a redução da fertilidade do solo devido à deposição de folhas lentamente degradáveis, a inadequação de seus frutos e néctar para o consumo da fauna nativa e a produção de pólen com potencial efeito negativo para o trato respiratório humano (Barua *et al.* 2001).

No Brasil, o estudo do processo invasor das acácias e seus distúrbios potenciais ainda não foram extensivamente explorados. No norte do país a *A. mangium* é observada invadindo áreas abertas. No lavrado (cerrado, savana) de Roraima esta espécie invade matas ciliares e buritizais próximos a áreas de plantio (C. Castilho e R.I. Barbosa, comunicação pessoal). No Amapá, a *A. mangium* é observada invadindo áreas de savana próximas a plantios comerciais abandonados (G. Galdino, comunicação pessoal). Cabe lembrar que na África do Sul, plantios abandonados são responsáveis por parte dos registros de invasão de *A. mearnsii* (van Wilgen *et al.* 2011).

Em Roraima, plantios de três e quatro anos foram responsáveis pelo desaparecimento da vegetação herbácea nativa através de sombreamento. Nesta mesma região, foi observado grande aumento na densidade de abelhas exóticas do gênero *Apis* (Barbosa 2002). Esta alta densidade de abelhas prejudica as atividades de caça e extração das populações indígenas que ocupam terras próximas aos plantios, gerando reclamações por parte das mesmas (C. Castilho, comunicação pessoal).

Em áreas de savana adjacentes a plantações no estado de Roraima foi observada a ocorrência espontânea de indivíduos reprodutivos adultos de *A. mangium*. Neste local, a espécie apresenta densidade inversamente proporcional à distância da área fonte, sendo 900 m a distância máxima de dispersão observada (Aguiar Jr. *et al.* no prelo). De acordo com Richardson e colaboradores (2000), uma espécie pode ser considerada invasora caso esta seja capaz de gerar novos indivíduos reprodutivos a uma distância superior a 100 metros dos indivíduos fonte em um período inferior a 50 anos. Sendo assim, o estudo de Aguiar Jr. e colaboradores (no prelo) evidencia que esta espécie possui comportamento invasor no cerrado de Roraima. Após apenas nove anos, a partir da data do plantio, *A. mangium* foi capaz de se dispersar em longas distâncias e chegar à fase reprodutiva (Aguiar Jr. *et al.* no prelo).

***Acacia mearnsii* De Wild.**

Biologia

A *Acacia mearnsii* De Wild. (Fabaceae), popularmente conhecida como acácia-negra, é uma leguminosa fixadora de nitrogênio que ocorre naturalmente em regiões temperadas, úmidas e sub-úmidas do sudeste australiano. Esta espécie é encontrada a partir do nível do mar, em diversas áreas costeiras da Nova Gales do Sul (New South Wales), Victoria e Tasmânia, chegando

a altitudes de até 1070 m em Nova Gales do Sul (Barichello 2003, Lorenzi *et al.* 2003, Midgley & Turnbull 2003).

Acacia mearnsii caracteriza-se pelo porte entre 5 e 15 metros de altura, folhas compostas alternas, inflorescências densas e flores amarelo-claras muito perfumadas (Figura 2, Lorenzi *et al.* 2003, Midgley & Turnbull 2003). O florescimento, assim como na maioria das espécies deste gênero, ocorre imediatamente após a fase juvenil e, a partir desse momento, se repete todos os anos (Kodela & Harden 2002, Charão 2005). Os principais polinizadores são as abelhas. A multiplicação desta planta é realizada por pequenas sementes escuras que, em sua área de distribuição nativa, são produzidas em grandes quantidades entre outubro e fevereiro. Quando secas, as vagens deiscentes caem por ação da gravidade e dão início ao processo de dispersão. As sementes podem ser coletadas por formigas e outros invertebrados e muitas vezes são estocadas em formigueiros, podendo permanecer viáveis por mais de 37 anos (Brown & Ko 1997, Kodela & Harden 2002, Lorenzi *et al.* 2003, Midgley & Turnbull 2003, Charão 2005).

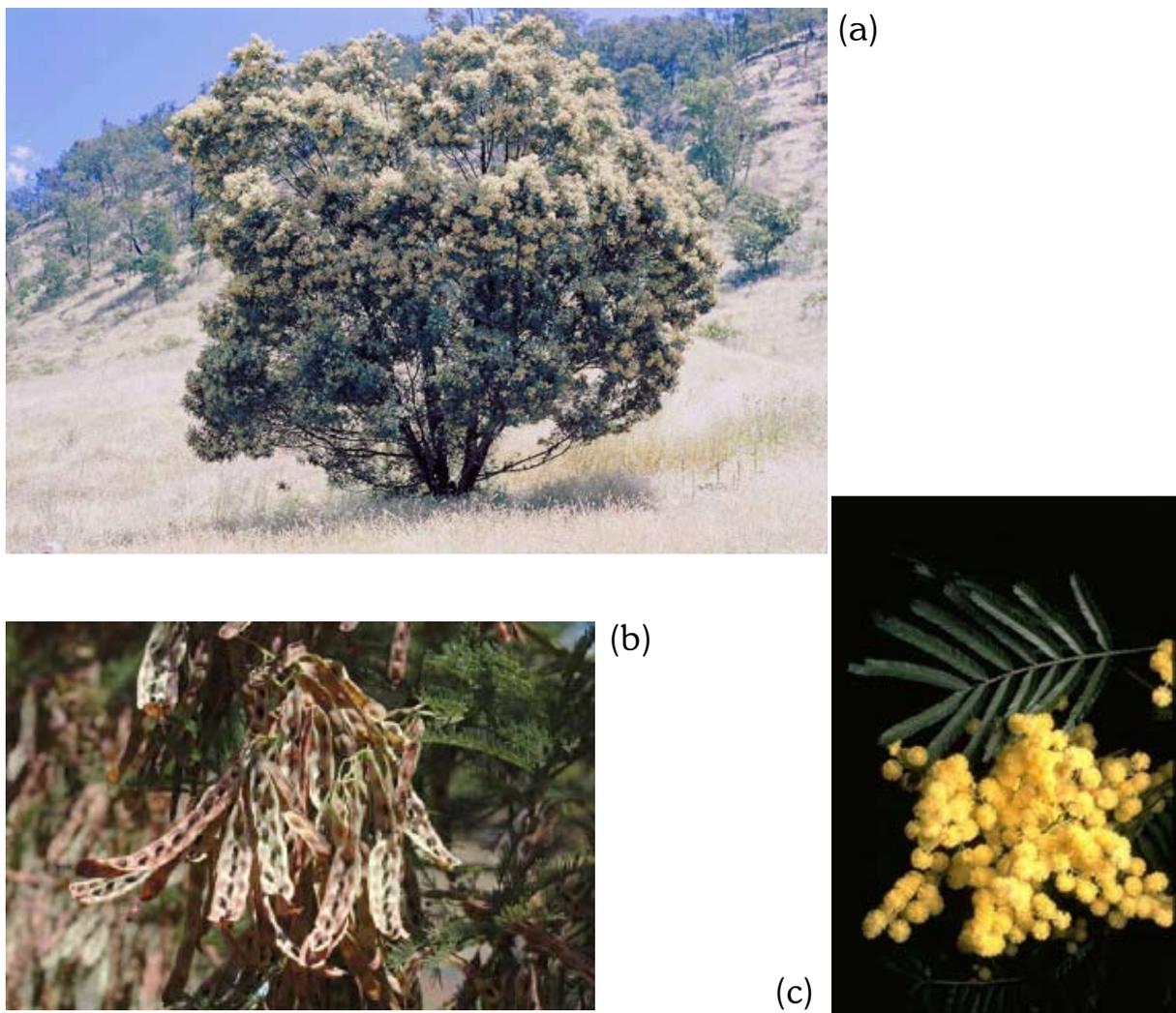


Figura 2 – *Acacia mearnsii*: (a) Hábito (Foto: Foelkel 2008); (b) fruto do tipo vagem em amadurecimento (Foto: M. Fagg); (c) folha composta e inflorescência (Foto: T.M. Tame ©Royal Botanic Gardens & Domain Trust, Sydney Australia).

Figure 2 – *Acacia mearnsii*. (a) Habit (Photo: CFFP, Australian Tree Seed Centre); (b) ripening pod (Photo: M. Fagg); (c) compound leaf and inflorescence (Photo: T.M. Tame ©Royal Botanic Gardens & Domain Trust, Sydney Australia).

Acacia mearnsii não é restrita por qualquer tipo de habitat ou aspecto da paisagem (Brown & Ko 1997). Na Austrália, a espécie está amplamente distribuída em uma grande variedade de solos arenosos e argilosos, moderadamente rasos e úmidos (Kodela & Harden 2002). Suas maiores taxas de crescimento são observadas em solos mais profundos, bem drenados e de textura fina, porém, também se estabelece em áreas com condições menos favoráveis. Em zonas temperadas está adaptada à grande variedade de solos ácidos (pH 4.5-7.0), em topografia plana a moderadamente montanhosa. A tolerância desta espécie a solos pobres parece estar relacionada ao fato dos solos australianos serem tipicamente pobres em nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio (Brown & Ko 1997, Midgley & Turnbull 2003).

Apesar do crescimento inicial lento, a acácia-negra é considerada uma espécie pioneira de crescimento rápido e vida curta (~15 anos). Seu desenvolvimento é dependente de alta intensidade luminosa, possuindo uma copa grande, que sombreia indivíduos do entorno com facilidade. Em sua forma natural, cresce em florestas esclerófilas, bosques e formações vegetais costeiras. Adaptada a climas mais amenos, a acácia-negra não suporta longos períodos com temperatura abaixo de 0° C ou temperaturas muito elevadas no verão. Apesar disso, indivíduos adultos são moderadamente tolerantes a geadas. Em ambientes secos, não se desenvolve bem, devido ao sistema radicular superficial e à alta taxa de transpiração. Esta disposição das raízes também a torna sensível a fortes ventos e tempestades (Kodela & Harden 2002, Barichello 2003, Midgley & Turnbull 2003, Murari 2005).

Formas de uso

A capacidade de adaptação a diversos tipos de clima, solo e topografia é uma das causas do estabelecimento bem sucedido da acácia-negra em diversas regiões do mundo (Barichello 2003, Murari 2005). Devido às suas características biológicas, esta espécie é utilizada com frequência em reflorestamentos para recuperação de solos degradados e, recentemente, para sequestro de carbono (Murari 2005, Schneider *et al.* 2005).

Esta espécie de leguminosa, associada a bactérias do gênero *Rhizobium*, é uma importante fixadora de nitrogênio, podendo fixar até 200kg/ha/ano em seus tecidos. Como consequência, este nitrogênio é depositado sobre o solo, em forma de serapilheira, levando a modificação de características químicas do solo (Murari 2005). Adicionalmente, *A. mearnsii* também é utilizada para a fixação de carbono atmosférico (Schneider *et al.* 2005). Além disso, seu porte e inflorescências a tornam atrativa para a arborização de parques e jardins e para quebra-vento. Em comércios locais brasileiros é vendida em forma de lenha e carvão (Schneider *et al.* 1991, Lorenzi *et al.* 2003, Midgley & Turnbull 2003).

O cultivo e a comercialização de *A. mearnsii* estão amplamente estabelecidos em regiões de clima subtropical. Sua ampla implementação é devida ao fato de ser uma espécie de crescimento rápido, com rotação curta (em média oito anos), grande adaptabilidade, múltiplos usos e por permitir o aproveitamento tanto da madeira quanto da casca. Este alto percentual de aproveitamento e a variedade de derivados da acácia-negra tornam seu cultivo uma atividade com bom rendimento (Midgley & Turnbull 2003).

Em escala industrial, além da ampla utilização desta espécie no mercado internacional para a fabricação de celulose, é comercializada na forma de carbono ativado (utilizado no controle de poluição) (Midgley & Turnbull 2003), madeira branca, goma (Lorenzi *et al.* 2003), “rayon” (seda vegetal), aglomerado, chapas de fibra (Rachwal *et al.* 2008) e para extração de tanino (Midgley & Turnbull 2003).

A acácia-negra é uma das fontes de tanino vegetal mais importantes do mundo (Seigler 2002, Midgley & Turnbull 2003). Apesar do uso primário na manufatura do couro, o tanino extraído também é aplicado como corante, inibidor de corrosão, facilitador do fluxo de líquidos em canos, produto farmacêutico, adesivo para madeira compensada (melhorando sua impermeabilidade)

Atualmente a produção de tanino comercial a partir de plantios de *A. mearnsii* está concentrada no Brasil e na África do sul (Seigler 2002). Juntos, estes dois países são responsáveis por 89% da produção mundial de tanino (Griffin *et al.* 2011). O primeiro plantio brasileiro data de 1918 e foi realizado por Alexandre Bleckmann (Schneider *et al.* 1991). Em 1928 foi realizado o primeiro plantio comercial, por Júlio Lohman. Este introduziu a acácia-negra em larga escala no município de Estrela, no Rio Grande do Sul, a partir de sementes trazidas da África do Sul (Lorenzi *et al.* 2003, Rachwal *et al.* 2008). Os cultivos inicialmente concentravam-se na área do Vale do Rio Taquari e, posteriormente, estabeleceram-se em áreas mais próximas aos curtumes, no Vale do Rio Cal (RS). As áreas de cultivo estabeleceram-se em um raio de até 300 km ocupando parte da região geográfica entre as latitudes 28°30'S - 31°00'S e longitudes 50°30'O - 52°30'O, em altitudes que variavam de 50 a 1000 m (Brown & Ko 1997).

Os plantios no Rio Grande do Sul estendem-se desde a região da Serra Gaúcha, passando pela Depressão Central até a Serra do Sudeste, em altitudes entre 5 e 1000 m (Mantoeffel 1991 citado em Barichello 2003). Como a maior parte da produção destina-se à exportação, os plantios foram deslocados para o sul do estado, próximo ao porto de Rio Grande (Midgley & Turnbull 2003, Rachwal *et al.* 2007). A acácia-negra compõe hoje um dos três maciços florestais (*i.e.* espécies extensivamente cultivadas) do Rio Grande do Sul, juntamente com os gêneros *Pinus* e *Eucalyptus* (Murari 2005). Estima-se que os plantios brasileiros desta espécie ocupem uma extensão entre 120 e 250 mil hectares (Midgley & Turnbull 2003, Rachwal *et al.* 2007, Griffin *et al.* 2011) e exportem seus produtos para mais de 80 países (Charão 2005).

Distúrbio potencial e processo de invasão

As características biológicas de *A. mearnsii*, como a grande produção de sementes de tamanho pequeno e a curta fase juvenil, permitem que esta se disperse e colonize áreas abertas rapidamente. Esta combinação de estratégias, dentre outras, a torna uma invasora agressiva (Rejmánek & Richardson 1996). Esta espécie tem sido registrada como invasora em vários países, sendo os casos mais alarmantes registrados na África do Sul e no Havaí, EUA (Daehler & Carino 2000, Richardson & van Wilgen 2004, Henderson 2007, Moyo & Fatunbi 2010).

A acácia-negra é declarada oficialmente como uma espécie invasora na África do Sul desde 1984. Neste país estima-se que mais de 2.5 milhões de hectares já tenham sido invadidos pela espécie, que é chamada de “câncer-verde” (Galatowitsch & Richardson 2005). Nos biomas africanos, a espécie invade principalmente áreas onde há ocorrência de incêndios, que estimulam a germinação de sementes acumuladas no banco de sementes (Midgley & Turnbull 2003, Mochiutti *et al.* 2007, Moyo & Fatunbi 2010). No Havaí, a acácia-negra possui comportamento invasor e propaga-se com facilidade em regiões entre 600 e 1200m de altitude, com pluviosidade entre 1000 e 1200mm. Somente no final da década de 30, sessenta e cinco mil indivíduos desta espécie foram introduzidos dentro de áreas de conservação no Havaí. Estes indivíduos devem ser os progenitores dos indivíduos invasores encontrados atualmente, não somente dentro de unidades de conservação, mas também em outros ambientes naturais (Little Jr. & Skolmen 1989, Stone *et al.* 1992, Frohlich & Lau 2008).

Apesar de fazer parte da lista das 100 “piores” espécies invasoras do mundo segundo a UICN (Lowe *et al.* 2000), a invasão de ambientes naturais por acácia-negra ainda não foi extensivamente comprovada no Brasil, como acontece em outras partes do mundo. No Brasil, esta espécie é encontrada com frequência em ambientes perturbados adjacentes a cultivos, em beiras de estradas e até em Unidades de Conservação. No Rio Grande do Sul, foi registrada como invasora em ambientes campestres próximos a áreas de cultivo. Apesar disso, por ser uma planta pioneira com alta demanda de luz, observou-se que esta não é capaz de se estabelecer em ambientes sombreados, áreas de floresta ou capoeira (Mochiutti *et al.* 2007). Neste mesmo estado brasileiro, Nardelli (2004) registrou ocorrências de acácia-negra nos ecossistemas naturais adjacentes a plantios. O entorno dos plantios de acácia-negra no Rio Grande do Sul é composto

por áreas de pastagem natural, banhados, áreas de cultivo agrícola, áreas de campo e capoeiras, ambientes abertos, com disponibilidade luminosa, propícios para o estabelecimento da espécie. No Paraná, *A. mearnsii* foi registrada como invasora dentro do Parque Estadual de Vila Velha (PEVV). Nesta localidade a acácia-negra é encontrada em abundância em áreas reflorestadas com *Eucalyptus sp.* e em áreas de uso intensivo (Carpanezzi 2011). Dado o aumento do número de indivíduos de *Acacia* e outras espécies exóticas invasoras arbóreas (e.g. *Pinus elliotti* e *Pinus taeda*) no PEVV (Carpanezzi 2011) o Instituto Ambiental do Paraná, em parceria com outras organizações, conseguiu promover a retirada de 50 mil árvores de espécies exóticas invasoras do PEVV em 2007 (www.institutohorus.org.br/pr_vilavelha acessado em 12/08/2013).

O processo de invasão de *A. mearnsii* tem sido responsável por diversos distúrbios no balanço hídrico e condições edáficas dos locais invadidos, afetando a biodiversidade e economia locais (Moyo & Fatunbi, 2010). Esta espécie apresenta níveis de consumo hídrico muito altos, mesmo quando comparada a outras espécies de *Acacia*. Isto se dá devido à sua alta taxa de evapotranspiração e grande capacidade de captação de água da chuva e do solo (Jobbágy & Jackson 2003). Na África do Sul, estima-se que o prejuízo causado por este elevado consumo hídrico seja de 2.8 milhões de dólares por ano (Bromilow 1995 citado em Moyo & Fatunbi 2010). Este tipo de distúrbio é observado principalmente em ambientes ripários, comumente colonizados por esta espécie, que tem como consequência direta a redução da vazão de córregos (Richardson & van Wilgen 2004). A substituição da vegetação nativa característica de ambientes ripários por *A. mearnsii* é facilitada pela dispersão de suas pequenas sementes pelos cursos d'água. Após o estabelecimento, a própria planta estimula a acumulação de sedimento sobre a base, criando condições favoráveis para o estabelecimento de outros indivíduos e, conseqüentemente, o fechamento do dossel (Galatowitsch & Richardson 2005).

As copas da acácia-negra, além de sombrear espécies de porte menor, como gramíneas heliófilas, produzem grande número de folhas. Estas são depositadas em grandes quantidades sobre a serrapilheira e, após sua decomposição, podem modificar a composição de nutrientes e minerais do solo. Foi observado que solos sobre áreas dominadas por acácia-negra são mais secos e mais ácidos (pH 4.4) quando comparados a áreas naturais de gramíneas (pH 5.3) (Montgomery 2001 citado em Moyo & Fatunbi 2010). A associação destes fatores, como a mudança na composição química do solo, o sombreamento de áreas abertas e a grande camada de serrapilheira formada por esta espécie, tendem a dificultar o estabelecimento de plântulas de espécies nativas e, conseqüentemente, o processo de sucessão natural.

Distribuição, Uso e Invasão de *A. mangium* e *A. mearnsii* no Brasil

Para complementar a avaliação do potencial invasor destas espécies foi realizado um levantamento dos registros de ocorrência de *A. mangium* e *A. mearnsii*. A partir de coleções botânicas, de bancos de dados digitais e da bibliografia disponível foi possível caracterizar a região de ocorrência destas espécies no Brasil e países vizinhos. Os dados de ocorrência foram obtidos nas coleções botânicas das seguintes instituições: Australian National Herbarium, Queensland Herbarium, Missouri Botanical Garden, New York Botanical Garden (NYBG), Jardim Botânico do Rio de Janeiro (RB), Herbário Aracajú-Sergipe (ASE) da Universidade Federal de Sergipe, Herbário de Carajás (HCJS), Herbário Prisco Bezerra (EAC) da Universidade Federal do Ceará e Herbário Vasconcelos Sobrinho (PEUFR) da Universidade Federal Rural de Pernambuco. Também foram coletados dados em bancos de dados virtuais organizados pelas seguintes organizações: Global Biodiversity Information Facility (GBIF Data Portal; <http://www.gbif.org/>), Global Invasive Species Programme (GISP; IUCN Invasive Species Specialist Group; Global Invasive Species Database <http://www.issg.org/database>), Instituto Hórus (<http://www.institutohorus.org.br/>) e Centro de Referência em Informação Ambiental (CRIA; Species Link; <http://splink.cria.org.br/>). Adicionalmente, informações sobre a ocorrência destas espécies registradas por pesquisadores de diversos campos foram compiladas através de artigos científicos, teses, dissertações e relatórios técnicos.

Os registros encontrados foram divididos em três categorias: “exótica - invasora”, “exótica - estabelecida” e “exótica - invasão indefinida”. Foram consideradas ocorrências de invasão, categoria “exótica - invasora”, todos os registros obtidos através do GISP e todas as ocorrências registradas pelo Instituto Hórus com situação populacional definida como “invasora”, validadas por sua equipe. O GISP e o Instituto Hórus definem o conceito de “invasora” baseando-se na Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB), onde uma espécie invasora é aquela encontrada em ambientes naturais, em reprodução e em processo de expansão para outras áreas além do ponto de introdução. Os registros categorizados como “exótica - estabelecida” são provenientes somente do banco de dados do Instituto Hórus e seguem premissa similar à dos registros de invasão. Os registros de espécies “estabelecidas” representam a ocorrência daqueles indivíduos encontrados em ambiente natural com populações viáveis, reproduzindo-se apenas localmente sem dispersão para outras áreas até o momento. Os registros de ocorrência definidos como “exótica - invasão indefinida” foram todos aqueles feitos fora da área de ocorrência natural (Oceania) para os quais não existem informações a respeito do status populacional e processo de invasão.

Após o levantamento realizado, foram reunidos 121 registros de ocorrência para *A. mangium*, sendo 85 destes classificados como “exótica - invasão indefinida”, 12 como “exótica - estabelecida” e 24 como “exótica - invasora” (Figura 4). Infelizmente, com exceção dos registros feitos por estudos e organizações dedicados ao estudo de espécies exóticas, poucos registros oferecem informações quanto ao propósito da introdução, a situação das populações e indivíduos introduzidos. Apesar da presença de espécies exóticas ser observada por pesquisadores em campo, muitas vezes exibindo evidências de reprodução e dispersão, estas observações não são reportadas em seus artigos e registros, levando a perda desta informação em longo prazo. Este fato dificulta a inferência sobre o status de invasão das espécies nestas localidades. É importante ressaltar que mesmo trabalhos que contam com extensas descrições do processo invasor das espécies muitas vezes carecem de coordenadas geográficas. Por isso, é possível que a extensão da invasão das espécies tenha sido subestimada.

No Brasil, as informações associadas aos registros de introdução de *A. mangium* apontam que, assim como em outras partes do mundo, esta espécie tem sido plantada com diversas finalidades. Porém, a maioria dos registros coletados não evidencia o propósito do plantio das espécies, sendo categorizado como “indefinido”. Dentre os registros que apontam a finalidade do plantio de *A. mangium*, o plantio comercial foi a categoria observada com maior frequência sendo seguido, em ordem decrescente, pela recuperação de áreas degradadas, arborização urbana e rural e jardins botânicos, como pode ser observado na Figura 5.

Os registros de introdução estão distribuídos no norte e leste do território nacional, concentrando-se na região costeira e na região norte amazônica. Os registros de plantio comercial e experimental são observados na região amazônica e região sudeste. Estes são encontrados em maior número no estado de Roraima, mas também nos estados do Amazonas, Amapá, Maranhão, Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro. A introdução da espécie para recuperação de áreas degradadas foi registrada nos estados de Santa Catarina, Rio de Janeiro, Pernambuco e Pará. Observada em um menor número de registros, a utilização desta espécie na arborização foi encontrada somente nos estados do Piauí, Pernambuco, Espírito Santo e na cidade do Rio de Janeiro (Santos *et al.*, 2010). Por fim, registros da espécie sem finalidade definida também podem ser encontrados nos estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Alagoas e Bahia (Figura 5).

Para *A. mearnsii*, foram reunidos 349 registros de ocorrência, sendo 317 destes classificados como “exótica - invasão indefinida” e 32 como “exótica - invasora” (Figura 4).

Assim como observado para *A. mangium*, para a maioria dos registros coletados de *A. mearnsii* não há informação sobre o propósito do plantio, sendo categorizado como “indefinido”. Dentre os registros que apontam a finalidade de introdução, a categoria encontrada com maior frequência para *A. mearnsii* também foi o plantio comercial. Esta categoria é seguida, em ordem decrescente, pela arborização de ambientes urbanos e rurais, recuperação de áreas degradadas e jardins botânicos (Figura 5).

Os registros de ocorrência da acácia-negra estão concentrados principalmente nas regiões sul e sudeste. Todos os registros dos plantios comerciais estão concentrados no estado do Rio Grande do Sul e os registros de recuperação de áreas degradadas em Santa Catarina. Adicionalmente, registros da espécie sem finalidade definida também estão presentes nos estados do Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais (Figura 5).



Figura 4 – Registros de introdução de *Acacia mangium* Willd. e *Acacia mearnsii* De Wild. no Brasil. Registros classificados de acordo com o status de invasão de cada espécie em cada localidade sendo classificados como “Exótica - Invasora” aqueles registros os quais programas especializados no estudo de espécies exóticas identificaram populações invasoras; “Exótica - Estabelecida” aqueles registros os quais programas especializados no estudo de espécies exóticas identificaram populações estabelecidas; e “Exótica - Invasão Indefinida” aqueles registros os quais não possuem informações à respeito do status populacional, não sendo possível inferir se ocorre processo invasivo ou não.

Figure 4 – Records of introduction of *Acacia mangium* Willd. and *Acacia mearnsii* De Wild. in Brazil. Records are classified according to the invasion status of each species in each locality. “Alien - Invasive” are the records where specialized programs in the study of invasive alien species have identified invasions; “Alien - Established” are the records where programs specialized in the study of invasive alien species have identified established populations; and “Alien - Undefined” are the records for which there is no information on their population status, therefore not allowing inferences on the process of invasion.

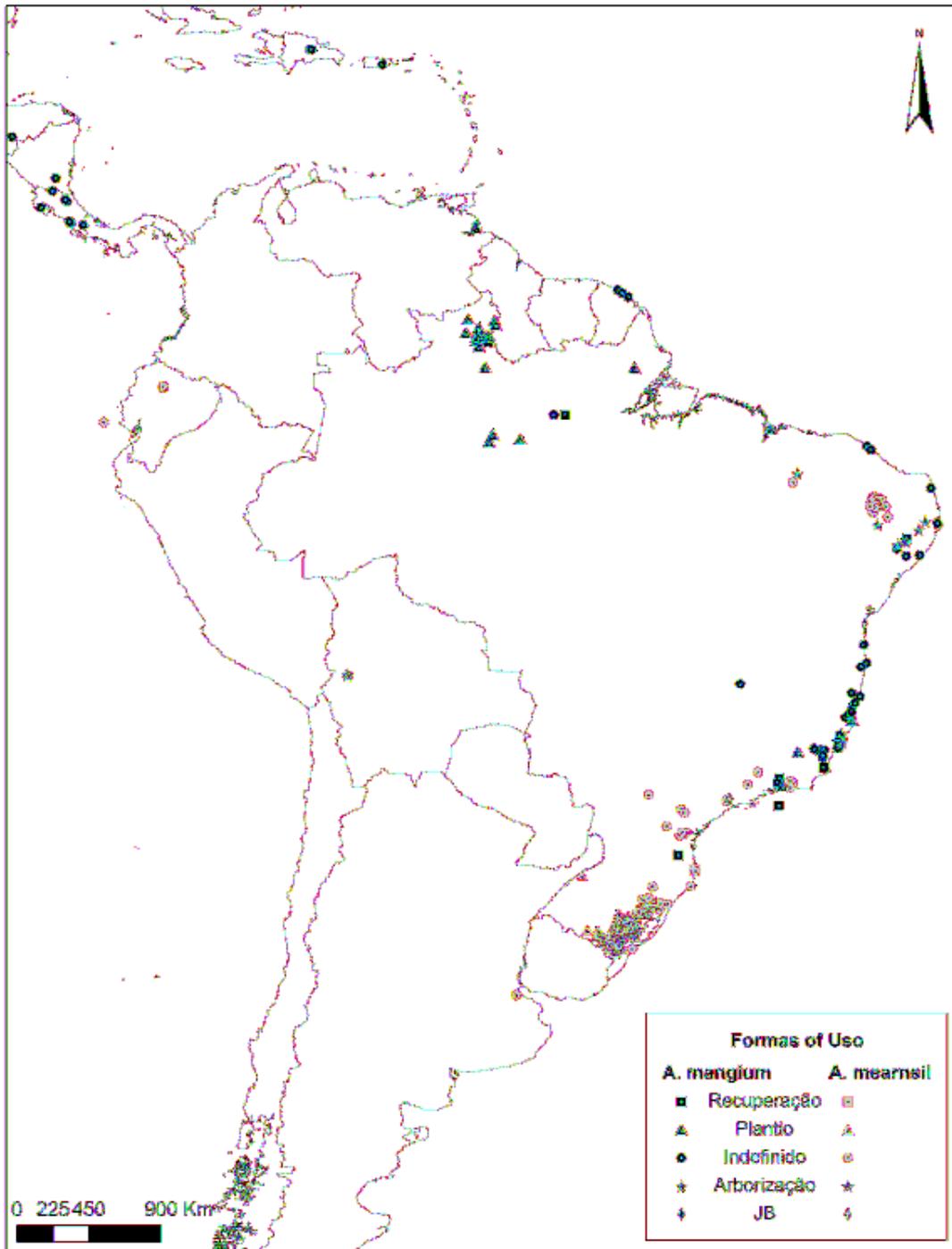


Figura 5 – Registros de introdução de *Acacia mangium* Willd. e *Acacia mearnsii* De Wild. no Brasil. Os registros de introdução foram classificados quanto à finalidade de introdução de acordo com as seguintes categorias: Recuperação de áreas degradadas (Recuperação); Plantios comerciais e experimentais (Plantio); Jardim Botânico (JB); Arborização de ambientes urbanos e rurais (Arborização); e ocorrência da espécie sem finalidade de plantio especificada em seu registro (Indefinido).

Figure 5 – Records of introduction of *Acacia mangium* Willd. and *Acacia mearnsii* De Wild. in Brazil and adjacent countries. Records are classified according to purpose of introduction according to the following categories: Reclamation of degraded soils (Recuperação); Commercial and experimental plantations (Plantio); Botanical Gardens (JB); Rural and Urban Landscaping (Arborização); and introduced without specific uses (Indefinido).

Considerações finais

As acácias australianas, *A. mangium* e *A. mearnsii* apresentam diversos atributos característicos de espécies invasoras. Ambas possuem crescimento inicial rápido, grande produção de sementes de tamanho pequeno e um eficiente aproveitamento de recursos hídricos e de nutrientes. Estas características são consideradas vantajosas nas fases de estabelecimento, dispersão e crescimento da população (Rejmánek 1996, Rejmánek & Richardson 1996, Pysek & Richardson 2007). Além disso, essas espécies ocupam uma extensa área geográfica em sua distribuição nativa na Oceania, sendo adaptadas a um amplo espectro de condições climáticas. Esta característica favorece o estabelecimento destas espécies nas regiões de introdução, possivelmente pelo fato destas espécies possuírem maior capacidade de superar filtros abióticos (Castro-Díez *et al.* 2011). Além destas, diversas outras características fisiológicas e biológicas de ambas as espécies são favoráveis ao estabelecimento e invasão.

O processo de invasão também pode ser influenciado por fatores extrínsecos às espécies, como o tempo decorrido desde a introdução, o número de formas de uso destas (Pysek & Richardson 2007, Castro-Díez *et al.* 2011) e a pressão de propágulos (Wilson *et al.* 2009). Os problemas mais graves relacionados à invasão são causados geralmente por espécies amplamente cultivadas por longos períodos de tempo (Richardson 1998). As informações compiladas neste estudo demonstram que *A. mangium* foi introduzida no território brasileiro há mais de 30 anos (1979) e *A. mearnsii* há aproximadamente 100 anos (1918), sendo ambas utilizadas para diversos fins. Castro-Díez e seus colaboradores (2011) observaram que o número de formas de uso humano é a característica com maior capacidade de predição da distribuição e abundância das acácias australianas na África do Sul. As acácias exóticas com o maior número de usos foram apontadas como as mais abundantes e mais amplamente distribuídas. Além disso, espécies exóticas introduzidas através do cultivo exercem constante pressão de propágulos devido à introdução periódica de novos indivíduos. Este fato aumenta as chances da espécie introduzida encontrar ambientes adequados para colonização, além de reduzir a influência da heterogeneidade ambiental como filtro para o estabelecimento das espécies (Wilson *et al.* 2009).

Neste contexto, o conjunto de características das espécies estudadas evidencia seu potencial invasor no Brasil e no mundo. Os registros de invasão em diversos estados do Brasil (*e.g.* Nardelli 2004, Mochiutti *et al.* 2007, Aguiar Jr. *et al.* no prelo) e o consistente histórico de invasão destas espécies em outras regiões do mundo onde são utilizadas há mais tempo (Daehler & Carino 2000, Barua *et al.* 2001, Richardson & van Wilgen 2004, Henderson 2007, Moyo & Fatunbi 2010) devem servir como alerta. Em regiões já extensivamente invadidas por estas espécies, como por exemplo, a África do Sul, grandes prejuízos econômicos e ecológicos têm sido reportados. O programa de manejo de espécies exóticas Working for Water, desenvolvido na África do Sul, investiu mais de US\$125 milhões na remoção mecânica de acácias australianas em uma área de 135.000 ha, entre os anos de 2000 e 2010. Contudo, este programa não obteve sucesso na erradicação ou redução populacional das espécies alvo em todas as regiões da atuação (van Wilgen *et al.* 2011).

Para evitar que o Brasil tenha prejuízos similares, medidas preventivas e de controle devem ser adotadas, principalmente no entorno das áreas de introdução (Richardson & Thuiller 2007). Uma tendência observada no estudo do processo de invasão é que ambientes perturbados tendem a ser mais suscetíveis à invasão (Pysek & Richardson 2007). As áreas adjacentes aos plantios comerciais são frequentemente destituídas de sua vegetação original e sofrem diversos distúrbios associados ao manejo dos plantios, como a movimentação de máquinas. De forma similar, as áreas onde as espécies são introduzidas para a recuperação de solos degradados também tendem a ser ambientes alterados, em especial devido à baixa diversidade de espécies. Nesse sentido, estas áreas seriam adequadas para o início do processo de dispersão e estabelecimento das espécies exóticas.

As questões de manejo mais controversas envolvem espécies que possuem comportamento invasor, causando sérios prejuízos e que, ao mesmo tempo, proporcionam benefícios econômicos e ecológicos, em situações e áreas específicas. As acácias australianas se encaixam neste perfil

e são manejadas de diversas formas em diferentes países. Na África do Sul o plantio de acácias australianas com fins comerciais é permitido em áreas demarcadas. No entanto, todos os proprietários são responsáveis pelo controle da dispersão das espécies no entorno de suas terras (van Wilgen *et al.* 2011). No presente estudo, sugere-se que o Brasil adote uma estratégia similar, onde o silvicultor seja responsável pela contenção da invasão em um raio pré-determinado a partir de suas áreas de plantio. Uma proposta para evitar a dispersão das espécies a partir dos seus locais de introdução seria o “cercamento” dos plantios comerciais por espécies nativas à região em questão, de crescimento rápido e com grande capacidade de sombreamento. Visto que ambas as espécies possuem alta afinidade e dependência luminosa, em especial nas fases iniciais de crescimento, o sombreamento do perímetro do plantio poderia inibir a germinação das sementes dispersadas nas áreas adjacentes. A distância máxima de dispersão das espécies poderia ser utilizada como parâmetro para definir a largura deste plantio de espécies nativas.

Em casos onde o processo de invasão já tenha iniciado, medidas de controle das populações invasoras precisam ser adotadas. Na África do Sul, indivíduos invasores jovens são arrancados manualmente, enquanto indivíduos adultos são cortados mecanicamente e tratados com herbicidas (Garlon 4 ou Timbrel) (Dahl *et al.* 2001). Indivíduos adultos localizados em áreas com inclinação acentuada são anelados, visando à redução do risco de erosão do solo devido à remoção de árvores (Departamento de Recursos Hídricos da República da África do Sul - <http://www.dwaf.gov.za/wfw/Control/>). Devido ao grande número de sementes acumuladas sobre o solo e a permanência de estruturas vegetais, como tocos e raízes, a remoção e corte dos indivíduos é seguida da queimada controlada da região. Este processo, além de inibir a rebrota, quebra a dormência das sementes e estimula a sua germinação. Desta forma o banco de sementes é reduzido e as novas plântulas podem ser removidas manualmente. Considerando que a invasão de ambientes ripários por estas espécies é comum, a utilização de herbicidas deve ser cautelosa, visto que alguns de seus componentes podem persistir no ambiente por período prolongado e contaminar a água (Dahl *et al.* 2001).

Considerando que o plantio de acácias vem se tornando uma atividade cada vez mais popular no Brasil, o desenvolvimento de estratégias nacionais de prevenção à invasão torna-se indispensável. A criação de políticas públicas para reduzir a utilização destas espécies e regulamentar o manejo das mesmas é imprescindível. Sua utilização para fins paisagísticos e na recuperação de áreas degradadas mostrou-se pouco eficiente e inadequada pelo seu status invasor podendo ser substituída por espécies nativas de crescimento rápido. Seu cultivo para fins comerciais deve ser regulamentado, com novas políticas para delimitação das áreas de plantio e para o controle da invasão nas áreas de entorno, seguindo o exemplo da África do Sul. Dentro desta regulamentação deve ser destacada a responsabilidade do empreendedor pela sua contenção e controle periódico da invasão (princípio do poluidor-pagador). Além disso, são necessários registros e estudos detalhados de controle destas espécies no Brasil. Este tipo de material ainda é escasso e pouco detalhado. Porém, considerando-se que o controle da invasão é muito mais dispendioso em comparação à prevenção (Thuiller *et al.* 2005, Richardson & Thuiller 2007, Broennimann & Guisan 2008) e que o processo de invasão no território brasileiro já está em curso (Mochiutti *et al.* 2007, Aguiar Jr. *et al.* no prelo), é necessário que estas medidas de controle sejam sistematizadas com urgência, com base na informação disponível até o momento para o Brasil e o mundo.

Agradecimentos

NA agradece ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela bolsa de mestrado e H.G.B. agradece a Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico e ao Prociência/UERJ pelas bolsas de pesquisa.

Referências Bibliográficas

ABRS 2001. **Flora of Australia**. vol. 11. CSIRO Publishing. 673p.

Aguiar Jr, A.; Barbosa, R.I.; Barbosa, J.B.F. & Mourão Jr., M. (no prelo). Invasion of *Acacia mangium* in Amazonian savannas following planting for forestry. **Plant Ecology & Diversity**.

Balieiro, F.C.; Dias, L.E.; Franco, A.A.; Campello, E.F.C. & Faria, S.M. 2004. Acúmulo de nutrientes na parte aérea, na serrapilheira acumulada sobre o solo e decomposição de filódios de *Acacia mangium* Willd. **Ciência Florestal**, 14(1): 59-65.

Balieiro, F.D.C.; Franco, A.A.; Fontes, R.L.F.; Dias, L.E.; Campello, E.F.C. & Faria, S.M.D. 2007. Evaluation of the throughfall and stemflow nutrient contents in mixed and pure plantations of *Acacia mangium*, *Pseudosamanea guachapele* and *Eucalyptus grandis*. **Revista Árvore**, 31(2): 339-346.

Barbosa, R.I. 2002. **Florestamentos dos sistemas de vegetação aberta (Savanas/Cerrados) de Roraima por espécies exóticas (Acacia mangium Willd)**. Temas de Discussão, Reflexão e Informação. Conselho Estadual de Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia de Roraima. 9p.

Baret, S.; Rouget, M.; Richardson, D.M.; Lavergne, C.; Egoh, B.; Dupont, J. & Strasberg, D. 2006. Current distribution and potential extent of the most invasive alien plant species on La Reunion (Indian Ocean, Mascarene islands). **Austral Ecology**, 31(6): 747-758.

Barichello, L.R. 2003. **Quantificação da biomassa e dos nutrientes em floresta de Acacia mearnsii De. Wild. na região sul do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Universidade Federal de Santa Maria. 74p.

Barua, S.P.; Khan, M.M.H. & Reza, A.H.M.A. 2001. **The Status of Alien Invasive Species in Bangladesh and their Impact on the Ecosystems**. Relatório. Report of the workshop on alien invasive species, GBF-SSEA. IUCN Biodiversity Programme. 7p.

Broennimann, O. & Guisan, A. 2008. Predicting current and future biological invasions: both native and invaded ranges matter. **Global Change Biology**, 4(5): 585-589.

Brown, A.G. & Ko, H.C. 1997. **Black Wattle and its Utilisation**. Rural Industries Research and Development Corporation. 180p

Calil, F.N.; Schumacher, M.V.; Santos, E.M. & Witschoreck, R. 2004. Biomassa em um sistema silvipastoril com *Acacia mearnsii* De. Wild. na região sul do Brasil. **Biomassa & Energia**, 1(2): 165-171.

Carpanezzi, O.T.B. 2011. Espécies vegetais exóticas no parque estadual de Vila Velha: subsídios para controle e erradicação, p. 67-74. In: Carpanezzi, O.T.B. & Campo, J.B. (orgs.). **Coletânea de Pesquisas: Parques Estaduais de Vila Velha, Cerrado e Guartelá**. Instituto Ambiental do Paraná. 374p.

Carvalho, S.R.; Almeida, D.L.; Aronovich, S.; Camargo Filho, S.T.; Dias, P.F. & Franco, A.A. 1998. Recuperação de Áreas Degradadas do Estado do Rio de Janeiro. **Documentos (76) da Embrapa-CNPAB**. 11p.

Castro-Díez, P.; Langendoen, T.; Poorter, L. & López, A.S. 2011. Predicting *Acacia* invasive success in South Africa on the basis of functional traits, native climatic niche and human use. **Biodiversity and Conservation**, 20(12): 2729-2743.

Charão, L.S. 2005. Polinização em *Acacia mearnsii* De Wild. **Revista de Ciências Agro-Ambientais**, 3: 92-109.

Chong, K.Y.; Tan, H.T.W. & Corlett, R.T. 2009. A Checklist of the total vascular plant flora of Singapore: Native, Naturalised and Cultivated Species. **Raffles Museum of Biodiversity Research**, National University of Singapore. 273p.

Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica. Decisão VI – 23. www.cbd.int. Acessado em 12/08/2013.

Daehler, C.C. & Carino, D.A. 2000. Predicting invasive plants: prospects for a general screening system based on current regional models. **Biological Invasions**, 2: 93-102.

- Dahl, H.; Jakobsen, J. & Raitzer, D.A. 2001. **Wattle eradication via the Working for Water Programme, compared with wattle utilization and management for Makomereng, South Africa**. SLUSE Report. 52p.
- Faria, S.M.; Franco, A.A.; Campello, E.F. & Silva, E.M.R. 1998. Recuperação de Solos Degradados com Leguminosas Noduladas e Micorrizadas. **Documentos (77) da Embrapa-CNPAB**. 23p.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2006. **Global forest resources assessment 2005: progress towards sustainable forest management**. Relatório Técnico. 350 p.
- Francis, J.K. 2002a. *Acacia mangium* Willd, p. 256-258. In: J.A. Vozzo (ed.) **Tropical Tree Seed Manual**. USDA. 899p.
- Francis, J.K. 2002b. *Acacia mearnsii* De Wild, p. 259-261. In: J.A. Vozzo (ed.) **Tropical Tree Seed Manual**. USDA. 899p.
- Frohlich, D. & Lau, A. 2008. New plant records from O'ahu for 2007. **Bishop Museum Occasional Papers**, 100: 3-12.
- Galatowitsch, S. & Richardson, D.M. 2005. Riparian scrub recovery after clearing of invasive alien trees in headwater streams of the Western Cape, South Africa. **Biological Conservation**, 122: 509-521.
- Garay, I.; Kindel, A.; Carneiro, R.; Franco, A.A.; Barros, E. & Abbadie, L. 2003. Comparação da matéria orgânica e de outros atributos do solo entre plantações de *Acacia mangium* e *Eucalyptus grandis*. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, 27(1): 705-712.
- GISP (Global Invasive Species Database). 2011. *Acacia mangium*. <<http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=-665&y=-119&sn=Acacia+mangium&rn=&hci=-1&ei=-1&lang=EN>>. (Acesso em 15/05/2011)
- GISP (Global Invasive Species Database). 2011. *Acacia mearnsii*. <<http://www.issg.org/database/species/search.asp?sts=sss&st=sss&fr=1&x=-665&y=-119&sn=Acacia+mearnsii&rn=&hci=-1&ei=-1&lang=EN>>. (Acesso em 15/05/2011)
- 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.
- Henderson, L. 2007. Invasive, naturalized and casual alien plants in southern Africa: a summary based on the Southern African Plant Invaders Atlas (SAPIA). **Bothalia**, 37(2): 215-248.
- Heriansyah, I.; Miyakuni, K.; Kato, T.; Kiyono, Y. & Kanazawa, Y. 2007. Growth characteristics and biomass accumulations of *Acacia mangium* under different management practices in Indonesia. **Journal of Tropical Forest Science**, 19(4): 226-235.
- Hoong, Y.B.; Paridah, M.T.; Luqman, C.A.; Koh, M.P. & Loh, Y.F. 2009. Fortification of sulfited tannin from the bark of *Acacia mangium* with phenol-formaldehyde for use as plywood adhesive. **Industrial Crops and Products**, 30(3): 416-421.
- Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. Base de Dados I3N Brasil de Espécies Exóticas Invasoras. Acessado em 12/08/2010.
- IUCN – ISSG – Base de Dados Global sobre Espécies Exóticas Invasoras (www.issg.org/database). Acessado em 12/08/2011.
- Jobbágy, E.G. & Jackson, R.B. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. **Biogeochemistry**, 64: 205-229.
- Kamo, K.; Vacharangkura, T.; Tiyanon, S.; Viriyabuncha, C.; Thaingam, R. & Sakai, M. 2009. Response to unmanaged *Acacia mangium* plantations to delayed thinning in north-east Thailand. **Journal of Tropical Forest Science**, 21(3): 223-234.
- Kodala, P.G. & Harden, G.J. 2002. *Acacia*, p. 381-476 In: Harden, G.J. (ed) **Flora of New South Wales**. Vol. 2. 2 ed., Royal Botanic Gardens & Domain Trust. 574p.
- Krisnawati, H.; Kallio, M. & Kanninen, M. 2011. **Acacia mangium Willd: Ecology, silviculture and productivity**. CIFOR (Center for International Forestry Research). 26 p.

- Kriticos, D.J.; Sutherst, R.W.; Brown, J.R.; Adkins, S.W. & Maywald, G.F. 2003. Climate change and the potential distribution of an invasive alien plant: *Acacia nilotica* ssp. *indica* in Australia. **Journal of Applied Ecology**, 40: 111-124.
- Kull, C.A. & Rangan, H. 2008. Acacia exchanges: Wattles, thorn trees, and the study of plant movements. **Geoforum**, 39: 1258-1272.
- Leão, T.C.C.; Almeida, W.R.; Dechoum, M.S. & Ziller, S.R. 2011. **Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização, Manejo e Políticas Públicas**. CEPAN. 99p.
- Little Jr., E.L. & Skolmen, R.G. 1989. Common Forest Trees of Hawaii (Native and Introduced), p. 732-733 In: **Agriculture Handbook** n. 679. Forest Service of the U.S. Department of Agriculture. 321p.
- Lockwood, J.L.; Simberloff, D.; Mckinney, M.L. & Holle, B.V. 2001. How many, and which, plants will invade natural areas? **Biological Invasions**, 3: 1-8.
- Lorenzi, H.; Souza, H.M.; Torres, M.A.V. & Bacher, L. 2003. **Árvores Exóticas no Brasil: Madeireiras, ornamentais e aromáticas**. Instituto Plantarum. 352p.
- Lorenzo, P.; González, L. & Reigosa, M.J. 2010. The genus *Acacia* as invader: the characteristic case of *Acacia dealbata* Link in Europe. **Annals of Forest Science**, 67(1): 101.
- Lowe, S.; Browne, M.; Boudjelas, S. & De Poorter, M. 2000. **100 of the World's Worst Invasive Alien Species: A selection from the Global Invasive Species Database**. Hollands Printing Ltd. 11p.
- Marchante, H.S.D.C. 2001. **Invasão dos ecossistemas dunares portugueses por Acacia : uma ameaça para a biodiversidade nativa**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Coimbra. 147p.
- Maslin, B.R.; Miller, J.T. & Seigler, D.S. 2003. Overview of the generic status of *Acacia* (Leguminosae: Mimosoideae). **Australian Systematic Botany**, 16(1): 1-18.
- Midgley, S.J. & Beadle, C. 2006. Tropical Acacias – An Expanding Market for Solid Wood, p. 1-5. In: 4th Blackwood workshop. **Proceedings of the Australian blackwood industry group**.
- Midgley, S.J. & Turnbull, J.W. 2003. Domestication and use of Australian acacias: case studies of five important species. **Australian Systematic Botany**, 16(1): 89-102.
- Mochiutti, S.; Higa, A.R. & Simon, A.A. 2007. Susceptibilidade de ambientes campestres à invasão de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) no Rio Grande do Sul. **Floresta**, 37(2): 239-253.
- Moyo, H.P.M. & Fatunbi, A.O. 2010. Utilitarian perspective of the invasion of some South African biomes by *Acacia mearnsii*. **Global Journal of Environmental Research**, 4(1): 6-17.
- Nardelli, A. 2004. **Resumo Público do Relatório de Certificação de Manejo Florestal da Tanagro S.A.**. Vol. 27. Relatório Técnico. 46p.
- National Research Council 1983. **Mangium and other fast growing acacias for the humid tropics**. National Academy Press. 62 p.
- Nykvist, N. & Sim, B.L. 2009. Changes in carbon and inorganic nutrients after clear felling a rainforest in Malaysia and planting with *Acacia mangium*. **Journal of Tropical Forest Science**, 21(2): 98-112.
- Pellens, R. & Garay, I. 1999. Edaphic macroarthropod communities in fast-growing plantations of *Eucalyptus grandis* Hill ex Maid (Myrtaceae) and *Acacia mangium* (Leguminosae) in Brazil. **European Journal of Soil Biology**, 35(2): 77-89.
- Pimentel, D.; McNair, S.; Janecka, J.; Wightman, J.; Simmonds, C.; O'Connell, C.; Wong, E.; Russel, L.; Zern, J.; Aquino, T. & Tsomondo, T. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 84: 1-20.
- Pysek, P. & Richardson, D.M. 2007. Traits Associated with Invasiveness in Alien Plants: Where Do we Stand?, p. 97-125. In: Nentwig W. (ed.). **Biological Invasions, Ecological Studies** 193. Springer. 441p.
- Rachwal, M.F.G.; Dedecek, R.A.; Curcio, G.R. & Simon, A.A. 2007. Manejo dos resíduos da colheita de Acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) e a sustentabilidade do sítio. **Ciência Florestal**, 17(2): 137-144.

- Rachwal, M.F.G.; Curcio, G.R. & Dedecek, R.A. 2008. A influência das características pedológicas na produtividade de acácia-negra (*Acacia mearnsii*), Butiá, RS. **Pesquisa Florestal Brasileira**, 56: 53-62.
- Rejmánek, M. 1996. A Theory of seed plant invasiveness: The first sketch. **Biological Conservation**, 78: 171-181.
- Rejmánek, M. & Richardson, D.M. 1996. What attributes make some plant species more invasive? **Ecology**, 77(6): 1655-1661.
- Richardson, D.M. 1998. Forestry Trees as Invasive Aliens. **Conservation Biology**, 12(1): 18-26.
- Richardson, D.M.; Pysek, 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.
- Richardson, D.M. & van Wilgen, B.W. 2004. Invasive alien plants in South Africa: how well do we understand the ecological impacts? **South African Journal of Science**, 100(Feb): 45-52.
- Richardson, D.M. & Thuiller, W. 2007. Home away from home - objective mapping of high-risk source areas for plant introductions. **Diversity and Distributions**, 13(3): 299-312.
- Richardson, D.M. & Rejmánek, M. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species - a global review. **Diversity and Distributions**, 17: 788-809.
- Richardson, D.M.; Pysek, P. & Carlton, J.T. 2011a. A Compendium of Essential Concepts and Terminology in Invasion Ecology, p. 409-420. In: Richardson, D.M. (ed.) **Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton**. Blackwell. 456p.
- Richardson, D.M.; Carruthers, J.; Hui, C.; Impson, F.A.C.; Miller, J.T.; Robertson, M.P.; Rouget, M.; Le Roux, J.J. & Wilson, J.R.U. 2011b. Human mediated introduction of Australian acacia - a global experiment in biogeography. **Diversity and Distributions**, 17: 771-787.
- Schneider, P.R.; Oesten, G.; Brill, A. & Mainardi, G.L. 1991. Determinação da produção de casca em acácia-negra, *Acacia mearnsii* De Wild. **Ciência Florestal**, 1(1): 64-75.
- Schneider, P.R.; Finger, C.A.G.; Sobrinho, V.G. & Schneider, P.S.P. 2005. Determinação indireta do estoque de biomassa e carbono em povoamentos de Acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.). **Ciência Florestal**, 15(4): 391-402.
- Seigler, D.S. 2002. Economic potential from Western Australian Acacia species: secondary plant products. **Conservation Science Western Australia**, 4(3): 109-116.
- Souza, C.R.; Rossi, L.M.B.; Azevedo, C.P. & Lima, R.M.B. 2004. Comportamento da *Acacia mangium* e de clones de *Eucalyptus grandis* x *E. urophylla* em plantios experimentais na Amazônia Central. **Scientia Forestalis**, 65: 95-101.
- Stone, C.P.; Smith, C.W. & Tunison, J.T. 1992. **Alien Plant Invasions in Native Ecosystems of Hawai'i: Management and Research**. University of Hawaii Press. 900 p.
- Thuiller, W.; Richardson, D.M.; Pyšek, P.; Midgley, G.F.; Hughes, G. & Rouget, M. 2005. Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. **Global Change Biology**, 11: 2234-2250.
- Tong, P.S. & Ng, F.S.P. 2008. Effect of light intensity on growth, leaf production, leaf lifespan and leaf nutrient budgets of *Acacia mangium*, *Cinnamomum iners*, *Dyera costulata*, *Eusideroxylon zwageri* and *Shorea roxburghii*. **Journal of Tropical Forest Science**, 20(3): 218-234.
- Tonini, H.; Halfeld-Viera, B.A. & Silva, S.J.R. 2010. **Acacia mangium: Características e seu cultivo em Roraima**. Embrapa Informação Tecnológica (Brasília, DF) e Embrapa Roraima (Boa Vista). 145p.
- Tsukamoto, J. & Sabang, J. 2005. Soil macro-fauna in an *Acacia mangium* plantation in comparison to that in a primary mixed dipterocarp forest in the lowlands of Sarawak, Malaysia. **Pedobiologia**, 49: 69-80.
- Vilà, M.; Espinar, J.L.; Hejda, M.; Hulme, P.E.; Jorosić, V.; Maron, J.L.; Pergl, J.; Schaffner, U.; Sun, Y. & Pyšek, P. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. **Ecology Letters**, 14: 702-708.

van Wilgen, B.W.; Reyers, B.; Le Maitre, D.C.; Richardson, D.M. & Schonegevel, L. 2008. A biome-scale assessment of the impact of invasive alien plants on ecosystem services in South Africa. **Journal of Environmental Management**, 89: 336-349..

van Wilgen, B.W.; Dyer, C.; Hoffmann, J.H.; Ivey, P.; Le Maitre, D.C.; Moore, J.L.; Richardson, D.M.; Rouget, M.; Wannenburgh, A. & Wilson, J.R.U. 2011. National-scale strategic approaches for managing introduced plants: insights from Australian acacias in South Africa. **Diversity and Distributions**, 17: 1060-1075.

Weber, J.; Tham, F.Y.; Galiana, A.; Prin, Y.; Ducouso, M. & Lee, S.K. 2007. Effects of nitrogen source on the growth and nodulation of *Acacia mangium* in aeroponic culture. **Journal of Tropical Forest Science**, 19(2): 103-112

Wilson, J.R.U.; Dormontt, E.E.; Prentis, P.J.; Lowe, A.J. & Richardson D.M. 2009. Something in the way you move: dispersal pathways affect invasion success. **Trends in Ecology & Evolution**, 24(3): 136-44.

Xiong, Y.; Xia, H.; Li, Z.; Cai, X. & Fu, S. 2008. Impacts of litter and understory removal on soil properties in a subtropical *Acacia mangium* plantation in China. **Plant Soil**, 304: 179-188.

Zenni, R.D. & Ziller, S.R. 2011. An overview of invasive plants in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, 34(3): 431-446.