



UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

Avaliação do sucesso de ações de controlo de *Acacia dealbata* Link através da análise da recuperação de áreas intervencionadas e do potencial de (re) invasão – um estudo de caso

Beatriz Marcelino Rodrigues

Orientação: Dr^a. Hélia Marchante

Coorientação: Dr^a. Maria Paula Simões

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Évora, 2014

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Avaliação do sucesso de ações de controlo de *Acacia dealbata* Link através da análise da recuperação de áreas intervencionadas e do potencial de (re) invasão – um estudo de caso

Beatriz Marcelino Rodrigues

Orientador: Dr^a. Hélia Marchante

Coorientador: Dr^a. Maria Paula Simões

Agradecimentos

Em todas as etapas do nosso desenvolvimento e crescimento vamos deparar-nos com obstáculos. Porém, se esses obstáculos surgirem enquanto lutamos/ trabalhamos naquilo que gostamos, temos já uma perna do outro lado! O resto do impulso quero agradecer a todas as pessoas que desde o início desta caminhada me apoiaram, estando sempre presentes e com uma palavra amiga. Gostaria de retribuir com um obrigada muito especial,

à Hélia, por ter aceite orientar-me nesta caminhada. Obrigada pelo apoio e conselhos (e pelo encorajamento ☺), foram muito importantes para concluir esta etapa com sucesso;

à professora M. Paula Simões, pela disponibilidade e prontidão com os quais sempre pude contar;

à Elizabete Marchante e à Sílvia Neves, um grande obrigada pela companhia e ajuda nas caminhadas pela Serra do Açor e pela hospitalidade com que me receberam em suas casas;

ao ICNF, pela possibilidade que me deram de desenvolver este estudo na PPSA;

à professora M^a do Rosário Félix e a toda a equipa do Laboratório de Micologia Aplicada pela disponibilização do laboratório e respetivo equipamento, assim como pela ajuda prestada, para a determinação da viabilidade das sementes;

à Elsa, pela paciência e ajuda no longo trabalho de escarificação das sementes;

aos meus papis e à minha mana, pela presença e importância que têm na minha vida. Obrigada por todo o apoio e carinho que sempre me deram. Obrigada por estarem sempre presentes e por me transmitirem ânimo e forças para continuar, mesmo quando tudo parece um bicho-de-sete-cabeças ☺

à Lídia, ao Diogo e à Susy, pela amizade e companhia (nas longas noites de estudo), pela paciência e conselhos;

à Ana, à Anna, à Sara, e a todos os meus amigos que me apoiaram, pelo encorajamento e amizade.

Índice

A - Índice de Figuras	X.I
B - Índice de Tabelas	X.II
C – Resumo	1
D – Abstract	2
I - Introdução e objetivos gerais	3
II - Artigo científico	9
Resumo	9
Palavras-chave	10
1. Introdução	10
2. Material e Métodos	13
2.1 Espécie de estudo: <i>Acacia dealbata</i>	13
2.2 Área de estudo	14
2.3 Descrição do plano de controlo de <i>Acacia dealbata</i>	15
2.4 Avaliação do sucesso das intervenções prévias para controlo de <i>A.dealbata</i>	17
2.4.1 Recuperação da flora nas áreas intervencionadas	17
2.4.2 Avaliação do banco de sementes de <i>A.dealbata</i>	17
2.4.2.1 Quantificação das sementes de <i>A.dealbata</i>	17
2.4.2.2 Determinação da viabilidade das sementes	19
2.5 Tratamento dos dados	20
3. Resultados	21
3.1 Monitorização da vegetação	21
3.1.1 Riqueza específica	21
3.1.2 Cobertura das espécies presentes nas manchas	23
3.1.3 Índice de diversidade de Shannon	24
3.1.4 Número de rebentos de <i>A.dealbata</i>	24

3.1.5	Altura média dos rebentos de <i>A.dealbata</i>	25
3.1.6	Cobertura de <i>A.dealbata</i>	25
3.2	Monitorização do banco de sementes de <i>A.dealbata</i>	26
3.2.1	Número de sementes contabilizadas por área	26
3.2.2	Número de sementes viáveis por área	27
4.	Discussão	28
4.1	Recuperação da vegetação em diferentes áreas intervencionadas	28
4.2	Potencial de (re) invasão das áreas - banco de sementes de <i>A.dealbata</i>	30
5.	Conclusões	32
	Agradecimentos	33
	Bibliografia	33
III -	Considerações finais	38
IV -	Referências bibliográficas	38
V –	Anexos:	
Anexo I:	Dados referentes aos controlos, inicial e de continuidade, aplicados em cada mancha e respetivos históricos até 2013.	42
Anexo II:	Inventário florístico das manchas sujeitas aos diferentes números de controlos de continuidade localizadas na APPSA.	43

A - Índice de figuras

Figura	Pág.
1. Localização das manchas de acacial relativamente à Paisagem Protegida da Serra do Açor, Sítio de Interesse Comunitário, Complexo do Açor e Mata da Margaraça.	15
2. Esquema dos transectos de recolha das amostras de solo para avaliação e quantificação do banco de sementes de <i>A.dealbata</i> em cada uma das quatro áreas de referência.	19
3. Famílias e respetivo número de espécies representadas para cada conjunto das manchas amostradas	22
4. Riqueza específica (média+/- erro padrão) das áreas sujeitas aos diferentes números de controlos de continuidade (3,4,5 e 6 controlos de continuidade).	23
5. Cobertura de espécies, com exceção de <i>A.dealbata</i> (média+/- erro padrão) presentes nas áreas sujeitas aos diferentes números de controlos de continuidade (3,4,5 e 6) controlos de continuidade.	24
6. Número de rebentos de <i>Acacia dealbata</i> (média+/- erro padrão) das áreas sujeitas aos diferentes números de controlos de continuidade (3,4,5 e 6) controlos de continuidade.)	25
7. Altura média dos rebentos de <i>Acacia dealbata</i> (média+/- erro padrão) das áreas sujeitas aos diferentes números de controlos de continuidade (3,4,5 e 6) controlos de continuidade).	25
8. Cobertura de <i>Acacia dealbata</i> (média+/- erro padrão) das áreas sujeitas aos diferentes números de controlos de continuidade (3,4,5 e 6) controlos de continuidade).	26
9. Número de sementes contabilizadas (média+/- erro padrão) nas áreas amostradas (1- área com <i>A.dealbata</i> (CA), 2- área com mais controlos de continuidade (C+), 3- área fora do acacial (FA), 4- Mata da Margaraça (NA).	27
10. Percentagem de sementes viáveis (média+/- erro padrão) nas áreas amostradas (1- área com <i>A.dealbata</i> (CA), 2- área com mais controlos de continuidade (C+), 3- área fora do acacial (FA).	27

B - Índice de tabelas

Tabela	Pág.
1. Manchas monitorizadas em 2013, para cada um dos tratamentos.	17
2. Resultados do índice de Shannon para cada conjunto de manchas sujeitas aos mesmos números de controlos de continuidade.	24

C - Resumo

Avaliação do sucesso de ações de controlo de *Acacia dealbata* Link através da análise da recuperação de áreas intervencionadas e do potencial de (re) invasão – um estudo de caso

As invasões por plantas exóticas alteram a estrutura e serviços dos ecossistemas, podendo causar a extinção de espécies nativas vulneráveis ou ameaçadas. As propostas de planos mitigadores destes impactes são numerosas. Contudo, a avaliação das ações de controlo/erradicação das invasoras, que pode maximizar o sucesso das intervenções e reduzir os custos, é escassa. Neste estudo avaliou-se o sucesso das ações implementadas para controlar *Acacia dealbata* na Paisagem Protegida da Serra do Açor (PPSA), recorrendo à avaliação da recuperação de áreas intervencionadas e quantificação do potencial de re (invasão), 9 anos após as primeiras ações de controlo. Efetuaram-se amostragens do banco de sementes em 4 áreas da PPSA e inventários florísticos em 13 manchas com diferentes quantidades de controlos de continuidade. Os resultados reforçam a importância da continuidade dos controlos, não só pela redução significativa observada na espécie invasora, como pela diminuição do potencial de re (invasão) a partir do banco de sementes.

Palavras-chave

Acacia dealbata; gestão de plantas invasoras; controlos de continuidade; banco de sementes; viabilidade das sementes; impactes na vegetação nativa

D - Abstract

Evaluation of control actions success of *Acacia dealbata* Link by analysing recovery of intervened areas and (re) invasion potential – a case study

Invasions by exotic plants cause changes in ecosystem structure and services, which may lead to the extinction of vulnerable or threatened native flora. Several studies on this subject have contributed to raise awareness and create plans focused on diminishing these impacts. However, the evaluation of control/eradication actions of invasive species should be reinforced to maximize the intervention success and reduce associated costs. This study evaluates control actions success implemented to control *Acacia dealbata* at the Paisagem Protegida da Serra do Açor (PPSA), by analysing recovery and (re) invasion potential of areas where the invader was cleared. Seed bank was sampled in 4 areas of PPSA and plant survey was made in 13 vegetation patches with different quantities of continuity controls. The results strengthen the importance of follow up controls by the significant decrease observed not only in the invasive species, but also in the potential for (re) invasion from the seed bank.

Keywords

Acacia dealbata; invasive plants management; follow up controls; seed banks; seed viability; impacts on native vegetation

I - Introdução e objetivos gerais

A atual crise que a biodiversidade enfrenta resulta de um conjunto de fatores que, na sua grande maioria, estão relacionados com causas antropogênicas. Um dos que mais contribui para a redução da biodiversidade é a invasão por espécies exóticas (não nativas). Estas espécies podem assumir o estatuto de invasoras, caracterizado pelo aumento não controlado do número de indivíduos, atingindo localmente densidades populacionais muito elevadas (Mooney e Hobbs, 2000). O turismo e o crescimento económico têm contribuído para a introdução, intencional ou involuntária e dispersão de espécies invasoras em todo o mundo. Por outro lado, a degradação paisagística cada vez mais marcada e os constantes impactes a que os ecossistemas nativos estão sujeitos (e.g., grandes incêndios, fragmentação de habitats devido à construção de rodovias), aumentam a suscetibilidade dos ecossistemas às invasões (Marchante et al., 2008). Também a introdução de agentes de dispersão das sementes de algumas espécies invasoras pode contribuir para a sua expansão. Esta influência foi analisada, por exemplo, por Arévalo et al. (2010), que verificaram que a introdução do coelho, nas Canárias, como vetor de dispersão de sementes de *Acacia farnesiana* (L.) Willd. pode contribuir para a colonização de áreas com condições topográficas similares. Outro agente que contribuiu para o sucesso invasor desta planta foi o inseto *Mimosstes mimosae* (Fabricius). Este inseto, quando presente nas vagens, é responsável pelo aumento da germinação de sementes de *A. farnesiana*, em 60% (Arévalo et al., 2010). As atividades humanas têm, assim, exercido um papel crucial nos padrões de dispersão e duração das invasões causadas por espécies invasoras (Lambdon et al., 2007). Para além da ação humana e das características biológicas intrínsecas a muitas espécies exóticas, que contribuem para o seu sucesso invasor, também as características dos habitats nativos que estas invadem, geralmente mais favoráveis e sem a presença de inimigos naturais, favorecem a dispersão e estabelecimento destas espécies. Por exemplo, Blossey e Notzold (1995) referem que a produção de sementes de *Chrysanthemoides monilifera* (L.) Norl. e de *Acacia longifolia* (Andrews) Willd. é mais elevada nos locais onde estas plantas são invasoras. As alterações climáticas globais podem também criar condições para a dispersão de algumas espécies invasoras para novos locais, contribuindo para o sucesso das invasões biológicas. Por exemplo, Kriticos et al. (2003) sublinham o efeito que as alterações climáticas podem ter na expansão de *Acacia nilotica* (L.) Delile, na Austrália, aumentando a área de risco de invasão, uma vez que, com o aumento das concentrações atmosféricas de CO₂ esta espécie apresenta um incremento na eficiência do uso da água, permitindo-lhe invadir zonas xéricas; por outro lado, o aumento da temperatura favorece a sua dispersão, criando condições para que esta complete o seu ciclo reprodutivo em zonas localizadas mais a sul.

As espécies exóticas invasoras podem afetar negativamente os biota nativos, alterando a estrutura e funcionalidade dos ecossistemas e provocando a homogeneização das paisagens (Lorenzo et al., 2010). Os impactes destas espécies podem refletir-se na competição por recursos com as espécies nativas e na alteração da estrutura dos habitats e dos ciclos de nutrientes, o que pode levar à quebra das interações tróficas (Traveset e Richardson, 2006). Por exemplo, segundo Ens e French (2007), as invasões causadas pela espécie *Chrysanthemoides monilifera* spp. *rotundata* (DC.) Norl. provocam a redução do tamanho

dos indivíduos e da densidade das populações de espécies nativas. Os mesmos autores referem ainda que esta espécie interfere na germinação e nos estágios de crescimento das plântulas nativas e, por conseguinte, impede o recrutamento de novos indivíduos, reduzindo a flora nativa e aumentando assim o espaço disponível para a sua própria colonização. O género *Acacia* inclui numerosas espécies invasoras, muitas das quais estão entre as principais invasoras, em diversas partes do mundo, pelo que, os seus impactes nos ecossistemas nativos têm sido amplamente documentados (Maitre et al., 2011). Por exemplo, Rascher et al. (2011) verificaram que a presença da árvore invasora *A. longifolia* está associada à redução da cobertura dos estratos mais baixos da vegetação, podendo também provocar a diminuição da luz disponível no subcoberto, quando se verifica um grande aumento superfície da sua área foliar. Ainda segundo os mesmos autores, os impactes desta espécie refletem-se também ao nível da riqueza específica, verificando-se um decréscimo do número de espécies em áreas invadidas por *A. longifolia*, uma vez que a sua presença não permite o estabelecimento e crescimento de plântulas de espécies nativas. Outro estudo, levado a cabo por Costello et al. (2000), sobre os impactes de *Acacia sophorae* (Labill.) R. Br. na composição da vegetação nativa, em zonas costeiras do sudeste da Austrália, revela que o número de rebentos e o aumento da cobertura desta planta provocam a redução da cobertura e da riqueza específica das plantas nativas (cerca de 50% do número de espécies em 10 anos), podendo mesmo levar à extinção de espécies ameaçadas. Esta redução tende a agravar-se com o prolongamento da invasão, que favorece apenas um reduzido número de espécies tolerantes à sombra, gramíneas e algumas espécies rizomatosas.

O controlo de espécies invasoras é um processo longo e envolve várias etapas, que devem ser implementadas estrategicamente para obter os melhores resultados possíveis (Corey, 2000). Este controlo passa pela aplicação de métodos com vista a eliminar espécies invasoras que estejam estabelecidas num determinado local e deve contar com uma série de intervenções faseadas que, por sua vez, devem ser monitorizadas de forma a avaliar o seu sucesso. Os métodos de controlo de invasoras dividem-se em métodos de controlo químico, mecânico e biológico.

O método de controlo químico recorre ao uso de produtos químicos que devem ser previamente testados para que a sua utilização tenha sucesso na eliminação da planta invasora e o menor impacte possível no ecossistema e flora nativa. As substâncias químicas (fitocidas) utilizadas podem ser categorizadas, segundo o seu modo de ação, como herbicidas de contacto, absorção (foliar e radicular) ou sistémicos. Os herbicidas de contacto provocam a morte rápida das partes da planta com os quais contactam; por sua vez, os herbicidas de absorção são aplicados diretamente no solo, impedindo a germinação e crescimento das plantas alvo; por fim, os herbicidas sistémicos são absorvidos ao nível da raiz, penetrando na planta e movimentando-se no seu interior, podendo por isso atuar longe do local de aplicação (DGAV, sem data ref.). Uma das substâncias químicas que tem vindo a ser muito utilizada em várias culturas para o controlo de espécies invasoras é o glifosato (Galli e Montezuma, 2005). O glifosato é um herbicida de pós-emergência. É absorvido pelas folhas e caules e transportado na seiva por todo o corpo da planta, cujo desenvolvimento impede por inibição da síntese de aminoácidos essenciais provocando a sua destruição (Tu et al., 2001). As principais desvantagens associadas à utilização deste

químico prendem-se com a sua não-especificidade e por necessitar de condições especiais para se poder aplicar. Desta forma, deve recorrer-se a técnicas como o golpe (fazendo vários cortes) ou furos, de forma a aplicar o herbicida diretamente no sistema vascular da planta e aumentar assim o seu sucesso. Algumas das marcas que comercializam o glifosato são por exemplo, Roundup Ultra da empresa Bayer e a Touchdown Premium da empresa Zeneca (DGAV, sem data ref.). Já o triclopir é um ácido ariloxialcanónico sendo também absorvido ao nível das folhas e caules (DGAV, sem data ref.). Esta substância ativa, penetra rapidamente na planta provocando um crescimento descontrolado da mesma (Tu et al., 2001). Tal como o glifosato, também este químico apresenta algumas desvantagens na sua aplicação, pelo que esta deve ser bem gerida, devendo tomar-se especial cuidado na sua utilização junto a corpos de água, pois é muito nocivo para organismos aquáticos. Recorre-se também frequentemente à utilização do Guru, da empresa Bayer CropScience, para efetuar o controlo de plantas invasoras (DGAV, sem data ref.).

Os métodos de controlo mecânico envolvem várias metodologias para efetuar a remoção de indivíduos de plantas invasoras. Estas metodologias incluem:

- Corte: aplicável a todas as espécies, mas com pouco sucesso em espécies que regenerem de touça e/ ou raiz.
- Corte combinado com aplicação de herbicida: à semelhança do corte apresenta pouco sucesso em plantas que regenerem de raiz. Neste método é necessário que os indivíduos apresentem um diâmetro superior a 2 cm para a aplicação do herbicida. O corte deve ser executado junto ao solo e a aplicação do herbicida deve ser efetuada logo após o corte.
- Descasque: neste método deve-se proceder à remoção da casca de forma a retirar todos os tecidos externos ao câmbio vascular.
- Arranque manual: neste método efetua-se o arranque manual das plantas, podendo recorrer-se ao uso de pequenas ferramentas para facilitar a remoção. Deve-se ter especial atenção às raízes de maiores dimensões, uma vez que algumas espécies podem formar novos rebentos a partir da raiz (Plantas Invasoras em Portugal, 2013).

Nos métodos de controlo biológico são utilizados agentes biológicos para controlar a espécie invasora. Geralmente os agentes utilizados têm a mesma área de ocorrência nativa do que a espécie invasora. Este método pode contribuir para o sucesso do controlo da espécie invasora, uma vez que favorece a redução das suas populações e da sua distribuição nas áreas invadidas. Existe, porém, um risco inerente à aplicação deste método, relacionado com a possível interação do agente utilizado para o controlo biológico e espécies que não sejam o alvo desse controlo. Assim, para garantir o sucesso deste método são necessários testes de especificidade com as diversas espécies de plantas que se encontrem no local (Marchante et al., 2005).

Existem, assim, poucos métodos que consigam a longo prazo melhorar eficazmente os indicadores de biodiversidade afetados por espécies exóticas invasoras. De entre estes, a erradicação é um dos que surte melhores resultados (McGeoch et al., 2010). A erradicação consiste na eliminação de todos os indivíduos de uma espécie de modo a impossibilitar a ocorrência de recolonização (Myers et al., 1998). Para que a erradicação de uma espécie seja possível é necessária uma conjugação de esforços e suporte económico para assegurar o progresso do trabalho (Kraus e Duffy, 2010). Quando a erradicação já não é possível opta-se frequentemente pelo controlo. Os elevados custos envolvidos no controlo de plantas exóticas

invasoras (Pimentel et al., 2005) tornam clara a necessidade de estabelecimento de medidas de gestão, para evitar a sua dispersão para novas áreas ou, caso já estejam estabelecidas, reduzir a sua distribuição de forma a minimizar os seus impactos (Mack et al., 2000). Para além dos fatores económicos, é também necessário ponderar as características biológicas e ecológicas das espécies invasoras, que podem influenciar o sucesso da erradicação. Estas características incluem: a forma de vida da espécie, (árvores e arbustos são geralmente mais fáceis de erradicar do que herbáceas, principalmente gramíneas); facilidade de deteção da invasora antes da reprodução; capacidade de produzir banco de sementes que permaneça viável no solo por longos períodos de tempo; potencial de dispersão dos propágulos a longas distâncias e a existência de métodos de controlo eficazes (Panetta, 2009). Segundo Mack e Lonsdale (2002), quanto mais precoce for a deteção (antes da planta invasora começar a germinar e dispersar propágulos) e quanto menor a distribuição espacial das populações invasoras (ex.: área <100ha), maior será a possibilidade de sucesso do plano de erradicação. No entanto, quando a erradicação de uma espécie não é uma opção viável (ex.: em áreas > 1000 ha, os planos são geralmente mal sucedidos) (Rejmanek e Pitcairn, 2002), as medidas de gestão devem focar-se na mitigação dos impactos causados por estas espécies, sobre o ecossistema e flora nativos, e na redução da sua área de dispersão (Panetta, 2009).

Os estudos desenvolvidos constituem uma ferramenta valiosa para a elaboração de planos de controlo das espécies com potencial invasor e dos seus impactos ao nível do biota nativo. De fato, a gestão ativa de habitats invadidos por espécies de plantas invasoras tem contribuído para minimizar a problemática da perda de diversidade associada a este fator. A restauração de ecossistemas como medida de gestão de espécies invasoras tem contribuído para o aumento da diversidade e da equitabilidade de espécies de plantas nativas e para a redução da cobertura das espécies invasoras. Contudo, o sucesso das estratégias de restauração depende, não só das características das espécies invasoras, como também do método de controlo aplicado. Por exemplo, Gaertner et al. (2012) desenvolveram um estudo sobre a execução de diversas ações de restauro, remoção mecânica das plantas invasoras, uso do fogo, técnicas de restauração do solo e plantação de espécies nativas, em 3 locais distintos. Este estudo revelou que a restauração ativa após a remoção das plantas invasoras levou a um aumento da diversidade e da equitabilidade nos 3 locais. Porém, a análise das diversas ações executadas revelou que a plantação não teve efeito significativo nem na cobertura nativa, nem na riqueza específica, diversidade e equitabilidade em duas das três áreas. Esta observação sugere que o ecossistema era suficientemente resiliente para permitir a recuperação autogénica após o corte ou queima da planta invasora, ou seja, apesar de terem ocorrido alterações nas estruturas biótica e abiótica, os processos chave do ecossistema não foram gravemente comprometidos. Quanto aos níveis de azoto no solo, não se observaram alterações significativas após a remoção da planta invasora, podendo este fato ser atribuído ao longo período de tempo necessário ao restabelecimento dos níveis de nutrientes do solo que se verificavam antes da invasão. Contudo, como foi registada a germinação de sementes de espécies nativas, este fator não parece ter impedido o crescimento das plântulas. Outro estudo, sobre os efeitos comparativos da remoção com os da queima da ramada resultante do corte de *Acacia mearnsii* De Wild, em zonas ripícolas invadidas por esta espécie, revelou diferentes resultados de acordo com o tratamento aplicado à ramada (Blanchard e Holmes, 2008). Ambos os tratamentos tinham como

objetivo aumentar o fluxo do rio, restaurar os processos de regulação de sedimentos e os ecossistemas aquáticos e ribeirinhos. Nos locais onde se procedeu à queima da ramada, observou-se a destruição do banco de sementes nativo e o favorecimento do desenvolvimento de novas plântulas da espécie invasora por efeito do fogo. Consequentemente foi necessário recorrer à aplicação de herbicida foliar, o qual provocou a morte tanto das plântulas de *Acacia* como das dicotiledóneas nativas, promovendo a dominância de gramíneas. Por seu lado, a remoção da ramada resultou na recuperação autogénica até 97%. Em comparação com o fogo, este método de controlo permitiu uma melhor recuperação do ecossistema, dando oportunidade às espécies nativas de recolonizarem a partir do banco de sementes do solo. Este estudo salienta a importância da pesquisa ecológica, necessária para compreender a complexidade das respostas do ecossistema (ex: limite biótico), de forma a estabelecer planos de restauração bem-sucedidos. Outro estudo ainda (Marchante et al., 2011), levado a cabo nas dunas costeiras em Portugal, revelou que apesar de se verificar um empobrecimento do banco de sementes nativo e dominância da espécie *A. longifolia*, o ecossistema ainda apresentava capacidade de recuperar parcialmente a partir do banco de sementes nativo. Isto sugere que, apesar do limite de degradação ter sido ultrapassado, o sistema pode recuperar através da adoção de medidas de restauração ativa, tais como a introdução de espécies nativas e remoção da ramada resultante do corte de *Acacia*. Podemos, assim, concluir que é necessário compreender os fatores que promovem as invasões e as alterações nas componentes bióticas e abióticas do ecossistema, de forma a utilizar esse conhecimento para estabelecer planos de restauração e controlo mais eficazes (Maitre et al., 2011). Estas informações permitirão também um maior investimento na Educação Ambiental, com vista à sensibilização geral para o problema das espécies invasoras e à deteção precoce (Neves et al., 2009), de forma a salvaguardar os serviços e funcionalidade dos ecossistemas e a sua biodiversidade (Maitre et al., 2011). É também necessário controlar a introdução de espécies como ornamentais e/ou com fins agrícolas, uma vez que, geralmente, estas introduções estão associadas a plantas invasoras como, por exemplo, espécies de *Acacia* (Marchante et al., 2008). Contudo, para garantir o sucesso do controlo das invasões e do restauro dos ecossistemas invadidos, é também imprescindível que os planos de restauração e controlo incluam controlos de continuidade.

O estudo realizado teve como objetivo aumentar o conhecimento sobre a problemática das invasões causadas por espécies de plantas invasoras e alertar para os impactos que estas causam ao nível dos ecossistemas nativos. Sendo sobejamente conhecido o elevado carácter invasor do género *Acacia*, designadamente de *Acacia dealbata* Link, mimosa, e as ameaças que esta exerce à salvaguarda e conservação dos ecossistemas nativos, é de ressaltar a importância das intervenções levadas a cabo na Paisagem Protegida da Serra do Açor (PPSA), na qual a problemática da *A. dealbata* como planta invasora é explicitamente reconhecida. Neste contexto, foi analisado o caso de estudo da invasão por *A. dealbata* na PPSA. A análise contou com a avaliação do sucesso das metodologias implementadas para controlar *A. dealbata*, tendo, para o efeito, sido analisados a recuperação das áreas intervencionadas e o potencial de (re) invasão das mesmas. Para tal, foram realizados inventários florísticos em áreas previamente sujeitas a diferentes quantidades de controlos de

continuidade, tendo sido amostrados diversos parâmetros, tais como a riqueza específica, a cobertura de espécies, o número de rebentos de mimosa e a altura média dos rebentos. Foram também efetuadas amostragens de solo, para quantificação do número de sementes de mimosa presentes e determinação da sua viabilidade.

II – Artigo científico

Avaliação do sucesso de ações de controlo de *Acacia dealbata* Link através da análise da recuperação de áreas intervencionadas e do potencial de (re) invasão – um estudo de caso

Beatriz Rodrigues (1), Elizabete Marchante (2), Sílvia Neves (3), M. Paula Simões (4), Hélia Marchante (5)

(1) Universidade de Évora

(2) Centro de Ecologia Funcional & Departamento de Ciências da Vida, Universidade de Coimbra

(3) Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, IP/ Departamento de Conservação da Natureza e Florestas do Centro

(4) Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas/Dep. Biologia, Universidade de Évora

(5) Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Coimbra & Centro de Ecologia Funcional, Universidade de Coimbra

Resumo

Os impactes causados por plantas invasoras do género *Acacia* provocam sérias ameaças aos ecossistemas e plantas nativas, podendo levar à perda da estrutura e quebra no fornecimento dos serviços dos ecossistemas. A espécie *A. dealbata* Link é considerada problemática em Portugal, devido aos impactos que causa ao nível ambiental e à ameaça que constitui para a flora nativa. Apesar de já terem sido implementadas ações que visam o controlo desta espécie, as características que tornam *A. dealbata* uma vigorosa invasora, reforçam a necessidade de assegurar a manutenção dos controlos de continuidade e da avaliação das medidas de controlo. Neste estudo avaliou-se o sucesso das ações de controlo implementadas para controlar *A. dealbata* na PPSA, recorrendo à análise da recuperação de áreas intervencionadas e do potencial de (re) invasão. Os resultados mostram que o número de rebentos e a cobertura de *A. dealbata* diminuíram significativamente ($P=0,000$; $P=0,000$) com o aumento do número de controlos executados. Por outro lado, a altura média dos rebentos de *A. dealbata* revelou-se independente do número de controlos ($P=0,111$), o que pode estar relacionado com a proximidade das datas de controlo e monitorização. A cobertura das restantes espécies presentes nas manchas também não pareceu ser afetada pelo número de controlos executados, apesar de a diferença ser quase significativa ($P=0,055$). A aparente independência da riqueza específica relativamente ao número de controlos ($P=0,396$) pode ser atribuída à variabilidade natural observada nas manchas equivalentes, para as quais se registaram elencos florísticos diferentes. As áreas amostradas diferiram significativamente quer no que diz respeito ao número de sementes, quer à percentagem de sementes viáveis, o que deverá estar relacionado com as quantidades de controlos de continuidade. Os resultados salientam a importância de assegurar a execução de controlos de continuidade.

Palavras-chave

Acacia dealbata; gestão de plantas invasoras; controlos de continuidade; banco de sementes; viabilidade das sementes; impactes na vegetação nativa

1. Introdução

As invasões biológicas causadas por espécies do género *Acacia* têm gerado grande preocupação entre conservacionistas e investigadores, principalmente na Europa (Marchante et al., 2004; Sheppard et al., 2006) e África do Sul (French e Major, 2001), regiões onde se encontram alguns dos piores exemplos de declínio da flora nativa devido a espécies deste género (Cronk e Fuller, 1995). O género *Acacia* tem ainda merecido destaque no âmbito das plantas invasoras, porque muitas das suas espécies apresentam um banco de sementes numeroso, que pode permanecer viável durante longos períodos de tempo, e que tem um papel crucial na sua capacidade de invasão e persistência (Richardson e Kluge, 2008). As espécies deste género não só perturbam os biotas e as comunidades de espécies nativas, como também afetam a manutenção dos serviços dos ecossistemas e, conseqüentemente, os benefícios que as sociedades humanas deles retiram (Maitre et al., 2011). Esta problemática tem vindo a acentuar-se uma vez que, pelo menos, 23 espécies de *Acacia* estão entre as principais invasoras em diversas partes do mundo (Castro-Díez et al., 2011; Richardson e Rejmánek, 2011; Richardson et al., 2011), incluindo Portugal, onde por exemplo, se pode verificar os impactes da espécie *Acacia longifolia* (Andrews) Willd. ao nível dos sistemas dunares prístinos. Esta espécie, como muitas plantas invasoras, está a contribuir para a redução destes sistemas, uma vez que apresenta vantagem competitiva sobre as espécies nativas, chegando mesmo a substituí-las (Marchante et al., 2011). Muitas espécies de *Acacia* australianas têm sido reconhecidas na Europa como naturalizadas (Franco, 1971), ou seja, plantas introduzidas pelo homem, que se adaptaram às condições ecológicas da região e que não necessitam de intervenção humana para se reproduzirem ou difundirem espontaneamente. Pelo facto de não terem pragas que as prejudiquem e por apresentarem um rápido crescimento e maior resistência, competem diretamente com a flora nativa, podendo substituí-la parcial ou totalmente, dependendo das suas características biológicas e das características dos locais que invadem. Assim, em determinados locais como florestas nativas, áreas protegidas (especialmente dunas, margens de rios, parques e reservas naturais) e áreas agrícolas, muitas espécies do género *Acacia* tendem a assumir um papel de pragas/invasoras (Almeida e Freitas, 2000; Blakesley et al., 2002; Plantas Invasoras em Portugal, 2013). De entre as espécies pertencentes ao género *Acacia*, *Acacia dealbata*, *Acacia melanoxylon* R. Br. (austrália) e *A. longifolia* são as que atualmente apresentam maior potencial de invasão em países como França, Itália, Portugal e Espanha (Lorenzo et al., 2010), sendo de destacar a espécie *A. dealbata* pelo facto de apresentar também maior distribuição no sul da Europa, onde se encontra amplamente naturalizada (Sheppard et al., 2006). As invasões na bacia do Mediterrâneo, especialmente ao longo da linha costeira, são

particularmente negativas devido ao número de endemismos e à presença de inúmeros hotspots de biodiversidade (Médail e Quézel, 1997).

Acacia dealbata foi introduzida para jardinagem em muitas zonas temperadas do mundo, sendo atualmente a espécie de *Acacia* mais utilizada como ornamental na Europa (Sans Elorza et al., 2004). Em Portugal a mimosa foi introduzida para fins ornamentais e foi cultivada para fixação de solos e como espécie florestal (Freire et al., 2003; Marchante et al., 2008). A rapidez de resposta a perturbações antrópicas, como as perturbações do solo e os incêndios florestais, que frequentemente reduzem a diversidade da flora nativa, têm contribuído para a dispersão e estabelecimento da *A. dealbata*, dada a sua elevada capacidade de adaptação a ambientes perturbados e tolerância ao fogo (Fuentes-Ramírez et al., 2010; 2011; Lorenzo et al., 2010; 2011). O grande volume de sementes que produz, associado à sua plasticidade fenotípica e à elevada capacidade de rebentação, quer de touça quer de raiz, apresentando simultaneamente elevada capacidade de adaptação a condições de secura (permanecendo então com porte arbustivo) tornam esta espécie uma invasora muito agressiva (Marchante et al., 2008; Fuentes-Ramírez et al., 2011). Adicionalmente, o sucesso invasor de *A. dealbata* é atribuído à capacidade que esta espécie tem de libertar compostos alelopáticos (Lorenzo et al., 2013). A falta de capacidade dos microrganismos do solo para degradarem os aleloquímicos libertados leva à sua acumulação acima dos níveis tóxicos, o que pode causar alterações na riqueza e diversidade funcional ao nível quer das bactérias do solo, quer da flora nativa (Inderjit e Putten, 2010; Lorenzo et al., 2013). Atualmente é considerada uma espécie problemática em diversas zonas do mundo, uma vez que os densos povoamentos que geralmente forma, substituem a vegetação natural, contribuem para a diminuição do fluxo das linhas de água e provocam o aumento da erosão (Carballeira e Reigosa, 1999; Hoffman et al., 2002), incluindo em Portugal (Almeida e Freitas, 2006) onde esta planta tem o estatuto legal de invasora desde 1999 (Dec. Lei 556/99 de 21 de Dezembro).

Apesar dos impactes de *A. dealbata* sobre a diversidade da flora nativa serem uma realidade, os seus efeitos são ainda pouco conhecidos, pelo que, é necessário aprofundar o conhecimento sobre a relação entre esta espécie e a supressão de espécies autóctones (Lorenzo et al., 2010). A melhor forma de evitar a expansão da *A. dealbata* é a prevenção (Sans Elorza et al., 2004), tanto através da promoção do bom estado da cobertura vegetal natural, como do combate ativo aos incêndios florestais, uma vez que a mimosa é uma planta pirófila, apresentando uma maior “recuperação” após a passagem de um fogo, em comparação com a vegetação autóctone (Paiva, 1999). A atuação nas primeiras fases do processo de invasão torna o controlo mais eficaz e traduz-se numa considerável diminuição dos custos associados (Neves et al., 2009). Contudo, é neste ponto que se encontra o foco da problemática, uma vez que, geralmente, só se toma consciência dos riscos e das consequências da presença das espécies invasoras quando a invasão já assumiu proporções alarmantes (Marchante et al., 2008). Neste sentido, é importante investir na Educação Ambiental, com vista a aumentar o conhecimento geral, contribuindo para identificações corretas, para a deteção precoce e para a sensibilização sobre o problema das espécies invasoras (Neves et al., 2009), bem como salvaguardar os serviços e funcionalidade dos ecossistemas e a sua biodiversidade (Maitre et al., 2011). Quando a espécie já se encontra estabelecida no local, as medidas preventivas podem necessitar de métodos complementares

para combater/ controlar a sua expansão.

Os principais métodos utilizados para o controlo da *A. dealbata* são o controlo químico, o controlo físico e o controlo biológico. Contudo, em Portugal apenas têm sido utilizados métodos físicos e químicos, visto ainda não estar estudada a interação do agente de controlo biológico *Melanterius maculatus* Lea, usado na África do Sul, com as espécies nativas em Portugal (Plantas Invasoras em Portugal, 2013). Os métodos de controlo mecânico têm a sua eficiência limitada pela capacidade que esta planta apresenta de rebentar novamente através da raiz e da touça, pelo que, só são efetivos se for efetuada a remoção total da raiz, o que no caso de indivíduos adultos só é possível recorrendo a maquinaria (Sans Elorza et al., 2004). O fogo, apesar de potenciar a expansão da *A. dealbata*, pode também ser utilizado estrategicamente como método de controlo, pois a promoção da germinação das sementes e o posterior arranque das plantas germinadas pode levar ao esgotamento do banco de sementes do solo. Contudo esta estratégia deve ser cuidadosamente planeada, uma vez que pode reduzir o banco de sementes nativo (Maitre et al., 2011). Se o banco de sementes nativo tiver sofrido um empobrecimento (limite biótico ultrapassado), é necessário proceder à reintrodução de espécies nativas (plantação ou semear) para restaurar a estrutura do ecossistema. O fogo pode ainda ser utilizado para facilitar a remoção da ramada, contribuindo também para o controlo dos indivíduos adultos (Plantas Invasoras em Portugal, 2013). Os métodos de controlo químico podem ser executados através da aplicação foliar de herbicida, pulverizando somente a espécie alvo, ou por injeção direta no sistema vascular das plantas, através de furos ou golpes (Plantas Invasoras em Portugal, 2013). Este método tem sido utilizado em substituição ou como complemento do controlo mecânico, por dificuldades de acessibilidade das máquinas ou por questões económicas (Sans Elorza et al., 2004). Os herbicidas sistémicos, geralmente com glifosato ou triclopir como substância ativa, têm frequentemente sido utilizados no controlo da *A. dealbata* devido, por um lado, à sua eficiência e, por outro, à baixa toxicidade, não constituindo uma ameaça para a vida humana (Marques et al., 1999). Independentemente do método utilizado, para garantir o sucesso do controlo da invasão e do restauro dos ecossistemas invadidos por *A. dealbata* é indispensável incluir um conjunto de controlos de continuidade, uma vez que as plantas deste género acumulam um banco de sementes persistente em vários tipos de habitats.

Assim, conhecendo as características que tornam a espécie *A. dealbata* uma vigorosa invasora, bem como as metodologias implementadas no seu controlo na Paisagem Protegida da Serra do Açor (PPSA), os objetivos deste trabalho foram a avaliação do sucesso das ações de controlo e do estado de recuperação das áreas intervencionadas. Para o efeito, selecionaram-se áreas previamente submetidas a diferentes números de controlos de continuidade, nas quais se procedeu (i) à realização de inventários florísticos e monitorização da vegetação, para analisar a recuperação das áreas intervencionadas e (ii) à quantificação e análise de viabilidade das sementes de mimosa presentes no banco de sementes do solo, para avaliar o seu potencial de (re) invasão.

2. Material e métodos

2.1 Espécie de estudo: *Acacia dealbata*

Acacia dealbata, mimosa, é uma planta originária da Austrália, ocupando uma área que se estende desde a Tasmânia, passando por Victoria e Nova Gales do Sul. Atualmente encontra-se em muitos países da Europa, onde os primeiros registos de ocupação remontam a 1824, quando começou a ser amplamente cultivada como planta ornamental e em plantações florestais (Fernandes, 2012) e ainda como estabilizadora de solos (Marchante, 2006b).

A mimosa é um mesofanerófito que pode atingir os 30 m de altura na sua região de origem, embora a altura máxima nos locais onde foi introduzida seja mais reduzida. As folhas são bipinuladas com cerca de 5cm de comprimento, com 20-25 pares de folíolos, e verde-glaucas a amareladas, tal como os raminhos. Esta planta floresce no inverno e princípio da primavera (Sans Elorza et al., 2004) e as flores são amarelas, minúsculas, com cálice e corola campanulados e numerosos estames, dispostas em glomérulos globosos com cerca de 5mm de diâmetro, agrupados em panículas (Castroviejo et al., 1999). A mimosa produz vagens, de cor castanho-avermelhado, com um achatamento entre as sementes (Marchante et al., 2008), que são castanhas e comprimidas (Sans Elorza et al., 2004). Embora, geralmente se acumulem junto à planta mãe, a sua dispersão pode também ser efetuada por animais, como formigas (Richardson e Kluge, 2008), ou por ventos fortes (Marchante, 2006b).

Acacia dealbata é uma espécie bastante tolerante à secura e resiste a uma ampla gama de temperaturas, que podem oscilar entre os -10°C, desde que por períodos de tempo curtos, até temperaturas na ordem dos 40°C (Tavares et al., 1999). As suas sementes podem permanecer em estado de dormência no solo por longos períodos de tempo, sendo a germinação estimulada pelas elevadas temperaturas, que destroem o tegumento (Sans Elorza et al., 2004). O fogo é assim um fator chave para quebrar o seu estado de dormência (Richardson e Kluge, 2008). Para além da germinação desencadeada pelo fogo, a mimosa apresenta também reprodução vegetativa formando novos rebentos a partir de raízes laterais (Marchante, 2006b). A ocorrência destes efeitos sinérgicos faz com que a taxa de produção de novos indivíduos seja devastadora, tendo esta espécie proliferado em grande escala no nosso país. Esta característica, em conjunto com a elevada produção e dispersão de sementes, associadas à sua longevidade no solo e ao facto da germinação ser estimulada pelo fogo, tornam a mimosa uma espécie com elevado poder de invasão (Santos, 2005). Esta espécie é também caracterizada pela elevada resistência às perturbações, facto que a torna uma das plantas invasoras com efeitos mais impactantes nos ecossistemas nativos onde se instala, uma vez que responde positivamente a perturbações como o fogo, produzindo um grande número de sementes. A agressividade de *A. dealbata* como invasora é reforçada pela sua capacidade de fixação do azoto atmosférico, através da associação que estabelece com bactérias do género *Rhizobium*, nos nódulos formados nas raízes (Liberal e Esteves, 1999). Esta característica altera a disponibilidade de azoto atmosférico no solo, que por conseguinte pode afetar o desenvolvimento de espécies autóctones (Freitas, 2005; Reichard, 1996). Também a sua capacidade de libertar compostos alelopáticos que afetam as plantas nativas, contribui para o seu sucesso invasivo (Lorenzo et al., 2013). Embora seja uma planta

generalista, não tolera solos calcários (Marques et al., 1999) nem áreas com muita sombra, pelo que áreas com coberto vegetal denso são menos suscetíveis de serem invadidas.

2.2 Área de estudo

O estudo realizado decorreu na Paisagem Protegida da Serra do Açor (PPSA), que se localiza em Arganil, no distrito de Coimbra. A PPSA tem uma área de 382ha, que se estende entre as freguesias de Benfeita e Moura da Serra (Neves, 2005). A localização geográfica desta área faz com que esteja sob influência de dois climas, o mediterrânico, nos vales e encostas voltadas a SE, e o atlântico, como ocorre na Mata da Margaraça (Ascensão, 2001/2002; Neves et al., 2002). O granito e o xisto são as rochas predominantes nesta área em que aflora o complexo xisto-grauváquico (Lourenço, 1996). No que se refere ao tipo de solo, pode verificar-se a ocorrência de solos mais profundos e mais ricos em matéria orgânica e solos mais pobres e de menor espessura. Esta diferença resulta da menor exposição a fogos e outras perturbações de determinadas áreas, como na Mata da Margaraça, em detrimento de outras onde estas ameaças são mais frequentes. A vegetação é também distinta entre estas áreas. Espécies como a carqueja (*Pterospartum tridentatum* (L.) Willk) ou as urzes (*Erica* spp.) são frequentemente associadas a charnecas de solos incipientes, nas encostas da Serra expostas a Sul. Por outro lado, nas encostas expostas a Norte, pode verificar-se a ocorrência de comunidades de grandes arbustos como giestas (*Cytisus* spp.), ou árvores como castanheiros (*Castanea sativa* Mill) ou pinheiros (*Pinus pinaster* Aiton) (Silveira, 2001).

A PPSA inclui um sítio de especial interesse e que está no cerne da sua criação, o qual foi também incluído no presente estudo. Este sítio é a Mata da Margaraça, considerada reserva biogenética por preservar resquícios de vegetação da floresta primitiva de castanheiros (*C. sativa*) e carvalhos (*Quercus robur* L.) (ICNF, 2007). Este facto ressalta a importância do trabalho levado a cabo desde 2004, no projeto desenvolvido pelo ICNF que visa a preservação do património natural da PPSA através da gestão de habitats invadidos pela espécie *A. dealbata*, uma das principais ameaças à preservação da integridade dos ecossistemas nativos desta área (Neves et al., 2009). Apesar de na PPSA se verificar a ocorrência de outras espécies invasoras como a erva-da-fortuna (*Tradescantia fluminenses* Vell.), a figueira-da-índia (*Opuntia fucus-indica* (L.) Mill.) ou o espanta-lobos (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle), as duas espécies de *Acacia* que aí ocorrem, Austrália (*A. melanoxylon*) e mimosa constituem a maior ameaça para a PPSA, enquanto espécies invasoras, sendo *A. dealbata* a espécie com efeitos mais nefastos (Neves et al., 2009). Segundo testemunhos de habitantes locais, a introdução da mimosa na PPSA terá sido efetuada por produtores de cestos da região que, para a obtenção de varas e também para a produção de barrotes para sustentar videiras, recorreram a esta espécie trazendo-a para o local (comunicação oral da Dr.^a Sílvia Neves em Santos, 2005). A sua posterior propagação na área está intrinsecamente associada ao violento incêndio que, em 1987, consumiu grande parte do património florístico da PPSA, devastando áreas de castanheiros, carvalhos, azevinhos, etc. (ICN, 1994).

2.3 Descrição do plano de controlo de *Acacia dealbata*

A PPSA tem desde 2004 reunido esforços no sentido de controlar a expansão de *A. dealbata*. Apesar das manchas de acacial no interior da PPSA apresentarem uma dimensão menor do que noutras áreas do país, verifica-se uma tendência de expansão rápida desta espécie, como consequência dos vários núcleos de acacial espalhados em redor da PPSA. De facto, nesta área *A. dealbata* apresentava-se, antes de 2004, em pequenos núcleos rodeados por vegetação autóctone ou por áreas de pinhal que resultaram do processo de regeneração natural (ICN, 1994; Neves et al., 2009). Com o objetivo de preservar os valores naturais da PPSA, foram concretizadas, desde 2004, ações de controlo, monitorização e sensibilização. Estas ações foram promovidas e financiadas por diversos Programas tais como o Programa Operacional do Ambiente, que financiou o projeto do então ICNB aprovado nesse mesmo ano e que visava a “Valorização de infraestruturas e gestão de habitats na Paisagem Protegida da Serra do Açor”. Também o Fundo Florestal Permanente, o Ciência Viva e a colaboração de diversas entidades locais (autarquias, escolas), Universidade de Coimbra e Escola Superior Agrária de Coimbra, contribuíram para a execução das ações referidas (Neves et al., 2009). As ações realizadas incidiram no controlo de *A. dealbata* e na monitorização das áreas intervencionadas no PPSA. As manchas de acacial intervencionadas (Fig. 1) localizam-se dentro da PPSA ou junto aos seus limites, ao longo de dois vales, o vale da Ribeira da Mata e o vale da Barroca de Degraínhos, perfazendo uma área de cerca de 8ha (8,28ha).

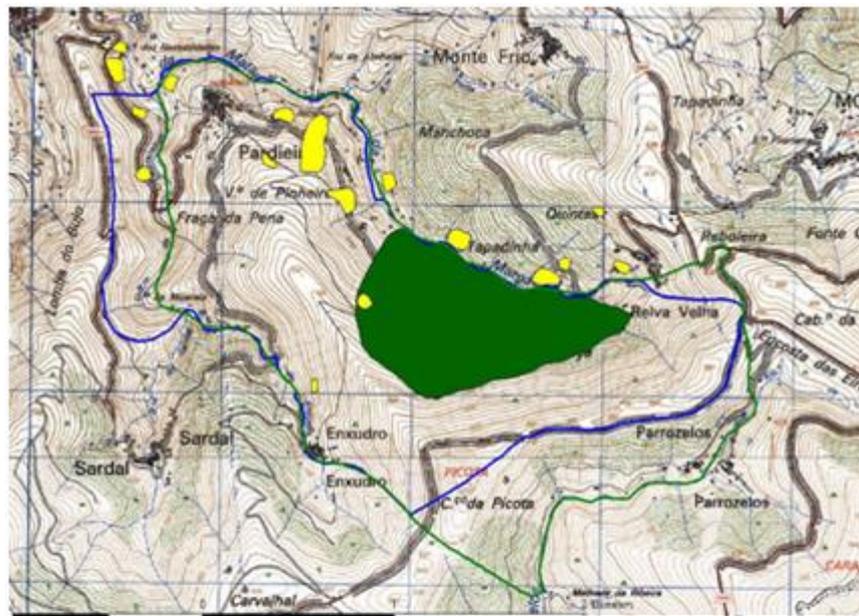


Figura 1. Localização das manchas de acacial intervencionadas relativamente à Paisagem Protegida da Serra do Açor, Sítio de Interesse Comunitário do Açor e Mata da Margarça (ICNB, 2004).

Legenda: — SIC Complexo do Açor; — Paisagem Protegida da Serra do Açor;
■ Mata da Margarça; ■ Área de acacial intervencionado.

Especificamente, o plano de controlo aplicado na PPSA pretendia reduzir as áreas invadidas por *A. dealbata* e renaturalizar as áreas pela potenciação da regeneração natural e

plantação de espécies nativas. A metodologia selecionada foi aplicada em duas etapas sucessivas, as intervenções de controlo inicial e as de controlo de continuidade (Campbell, 1993). No controlo inicial, realizado entre 2004 e 2005, foi adotada uma metodologia que combinou o controlo físico e químico de *A. dealbata*, incluindo também a limpeza de matos e de algum lenho morto presente nas manchas e na sua orla exterior. Recorreu-se ao uso de motosserras para efetuar o corte raso dos indivíduos de mimosa, seguido de pincelagem da superfície de corte com fitocida sistémico diluído em água. Foram utilizados diversos fitocidas (Roundup, Guru, Touchdown), diluídos em água a várias concentrações (20, 30 e 50%). Os controlos de continuidade têm vindo a ser aplicados desde a (re) invasão que se seguiu ao primeiro controlo até à data. Nas intervenções de controlo de continuidade efetuou-se o arranque manual dos rebentos, resultantes do rebentamento de toijas e raízes, e de plântulas resultantes da germinação de sementes. Quando o tamanho dos novos rebentos não permitia o seu arranque, estes foram cortados e na superfície de corte aplicou-se novamente fitocida sistémico diluído em água (Roundup ultra a 33%). O controlo de continuidade foi, em norma, realizado uma vez por ano em cada mancha e seguiu-se a mesma metodologia para todas as manchas. Foram igualmente eliminadas espécies como silvas e outras pioneiras que interferissem no desenvolvimento de exemplares de outras espécies nativas. A plantação de espécies nativas e a potenciação da regeneração natural, não cortando, sempre que possível, espécies de árvores ou arbustos com maior valor de conservação, foram também realizadas ao longo das diferentes fases de controlo. Ao longo do processo de controlo, o desaparecimento progressivo do acacial e a pequena dimensão da maioria das manchas rodeadas por outra vegetação facilitaram a germinação e desenvolvimento de indivíduos de outras espécies que não a mimosa. Em 2006 e 2009 procedeu-se à plantação de 4 espécies nativas, *Arbutus unedo* L., *Laurus nobilis* L., *Prunus lusitanica* L. e *Ilex aquifolium* L., nas manchas em fase mais avançada de controlo. No anexo I pode observar-se a caracterização de cada mancha intervencionada, incluindo os dados referentes aos controlos e historial para cada mancha até 2013. Em 2009 procedeu-se à monitorização da recuperação de *A. dealbata* e da recuperação florística das áreas alvo de ações de controlo, com o objetivo de avaliar a eficácia dos métodos utilizados e monitorizar a recuperação florística da área intervencionada. O trabalho de monitorização permitiu também avaliar o banco de sementes presente nas áreas de intervenção assim como a capacidade de dispersão das sementes de *A. dealbata*. A comparação dos resultados obtidos nas análises realizadas até 2007 e em 2009, revela um aumento do número e área de cobertura de espécies que não *A. dealbata*, presentes nas manchas com o aumento do número controlos de continuidade (Neves et al., 2009). Tendo por base os trabalhos realizados até 2009, e considerando o período de 5 anos que entretanto decorreu sem que *A. dealbata* tenha sido completamente eliminada, considerou-se fundamental voltar a monitorizar as áreas para quantificar o sucesso das intervenções e o potencial de (re) invasão a médio prazo. No presente estudo, apenas se avaliou a metodologia executada nos controlos de continuidade, uma vez que os dados da análise das metodologias de controlo inicial, realizada em 2006, mostram um elevado potencial de (re) invasão de *A. dealbata*, não se verificando diferenças significativas entre os diferentes herbicidas e concentrações aplicados, após o corte da touça (Marchante, 2006 a).

2.4 Avaliação do sucesso das intervenções prévias para controlo de *A. dealbata*

2.4.1 Recuperação da flora nas áreas intervencionadas

Em Julho e Outubro de 2013 foi efetuada a inventariação florística, seguindo a metodologia de abundância-dominância de Braun-Blanquet, de 13 manchas da PPSA, sujeitas a diferentes quantidades de controlos de continuidade, para avaliar a recuperação florística e o sucesso das intervenções implementadas no controlo de *A. dealbata* (Tabela 1).

Tabela 1. Manchas monitorizadas em 2013, para cada um dos tratamentos.

Tratamento (controlo inicial + nº controlos de continuidade)	Manchas nº
Controlo inicial + 3 controlo de continuidade	13, 14, 15
Controlo inicial + 4 controlo de continuidade	1, 2, 10, 12
Controlo inicial + 5 controlo de continuidade	3, 4, 9
Controlo inicial + 6 controlo de continuidade	6, 7, 8

Em cada uma das manchas amostradas foram estabelecidas 5 parcelas de 2*2m (parcelas X1 a X5), selecionadas ao acaso dentro de cada mancha. Em cada uma das parcelas inventariadas foram identificadas as espécies presentes e registadas as percentagens de cobertura de mimosa e das restantes espécies, para determinação da riqueza específica. Foram também registados o número de rebentos de mimosa e a altura média de 5 rebentos escolhidos ao acaso. Devido à difícil acessibilidade, locais muito íngremes ou com vegetação muito densa, a inventariação florística de algumas manchas foi efetuada a partir da estrada. Embora o procedimento seguido tenha sido o mesmo, as espécies herbáceas e algumas lenhosas de menor porte podem ter sido subvalorizadas ou não terem mesmo sido amostradas. As espécies cuja identificação não foi possível em campo foram colocadas em jornais devidamente identificadas com o número da mancha e parcela e foram posteriormente identificadas em laboratório com recurso à Nova Flora de Portugal (Franco, 1971, 1984; Franco e Afonso, 1994, 1998, 2003). Para algumas plantas, colhidas na última monitorização, não foi possível, por limitações de tempo, realizar a identificação completa tendo-se ficado pela família ou género. As espécies resultantes de cada época de inventariação foram posteriormente agrupadas nos respetivos grupos de controlos de continuidade.

2.4.2 Avaliação do banco de sementes de *A. dealbata*

2.4.2.1 Quantificação das sementes de *A. dealbata*

Em Maio de 2013 foram selecionadas quatro áreas na PPSA para colheita de amostras de solo, para avaliação do banco de sementes de *A. dealbata* disponível: a Mata da Margaraça, como área nativa (NA); uma área sujeita a mais intervenções de controlo (C+); uma área fora do acacial (FA) e outra dentro do acacial (CA). As áreas selecionadas apresentam

características distintas e, por isso, foram consideradas adequadas para avaliar o potencial de (re) invasão de *A. dealbata*. A área nativa (NA) corresponde à Mata da Margarça, classificada como Reserva Biogenética e Reserva Natural Parcial. Nesta é possível encontrar o coberto vegetal característico da Serra do Açor e que inclui espécies emblemáticas como orquídeas (*Cephalanthera longifolia* (L.) Fritsch; *Epipactis palustris* (L.) Crantz; *Orchis mascula* (L.) L.), narcisos (*Narcissos triandrus* L.) e diversas espécies arbóreas como o castanheiro (*C. sativa*), carvalho (*Q. robur*), medronheiro (*A. unedo*), azevinho (*I. aquifolium*), cerejeira-brava (*Prunus avium* L.) e noqueira (*Juglans regia* L.), tendo-se realizado registos destas espécies aquando da realização da amostragem do solo. A área dentro do acacial (CA) é caracterizada pela reduzida diversidade específica, não se observando quaisquer outras espécies nalgumas das parcelas desta área. O solo é extremamente rico em azoto, em consequência da elevada cobertura de *A. dealbata* (Marchante, 2008b). A área sujeita a mais intervenções de controlo (C+) é a única das quatro áreas estudadas que foi alvo das ações de controlo. Esta área ainda traduz os impactes da planta invasora no ecossistema nativo, encontrando-se num estágio da sucessão anterior ao que se observa na Mata da Margarça. Aqui podem encontrar-se espécies nativas como *I. aquifolium*, *Hedera helix* var. *canariensis* (Willd.) DC., *Picris* sp., *Sonchus oleraceus* (L.) L. e *Sambucus nigra* L. Verifica-se também a presença de endemismos europeus, como *Cytisus striatus* (Hill) Rothm ou *Lavandula luisieri* (Rozeira) Rivas-Martinez. Podem ainda ser encontradas outras espécies de plantas exóticas com comportamento invasor como *Conyza* spp. e *Eucalyptus globulus* Labill. (Marchante, 2006 a). Na área fora do acacial (FA), localizada na envolvente das manchas de acacial, pode-se verificar a presença de espécies como *Campanula lusitanica* L., *Scrophularia grandiflora* DC. e *Ornithopus compressus* L., espécies que foram registadas na análise do banco de sementes do solo de áreas fora do acacial, realizada no estudo desenvolvido em 2006.

Em cada uma das quatro áreas foram estabelecidos três transectos, paralelos entre si e perpendiculares à margem das manchas amostradas. Ao longo de cada transecto foram recolhidas dez amostras de solo, com uma distância de cerca de 3 m entre cada amostra, distribuídas ao longo de 30 m (a amostragem foi realizada de fora para dentro de cada área amostrada, correspondendo os 0 m à margem/área mais externa e os 30 m à área mais interior). Em cada distância recolheram-se duas réplicas, para assegurar uma melhor amostragem do banco de sementes presente, que formaram uma amostra compósita. As amostras foram recolhidas, em profundidade, utilizando um recipiente de plástico (com uma dimensão aproximada de 11 cm de altura e 10,5 cm de base) e perfizeram 2 amostras para cada distância (reunidas numa amostra compósita), num total de 30 amostras (3 transectos x 10 distâncias) (Fig. 2) para cada uma das áreas. As amostras foram recolhidas para sacos de plástico devidamente identificados (área, nº transecto, nº amostra) e foram deixadas a secar ao ar, à temperatura ambiente, para facilitar a remoção dos sedimentos (solo e pequenos ramos) de maior volume e facilitar a separação das sementes. Posteriormente procedeu-se à separação das sementes contidas em cada uma das amostras, utilizando crivos de 1 e 3 mm de forma a fazer uma primeira separação e reduzir o volume das amostras. De seguida, em cada amostra de solo, foram separadas as sementes de *A. dealbata*, usando uma superfície branca, para contrastar com a coloração escura das sementes e facilitar a sua separação e recolha manual. Depois de separadas, as sementes foram contadas.

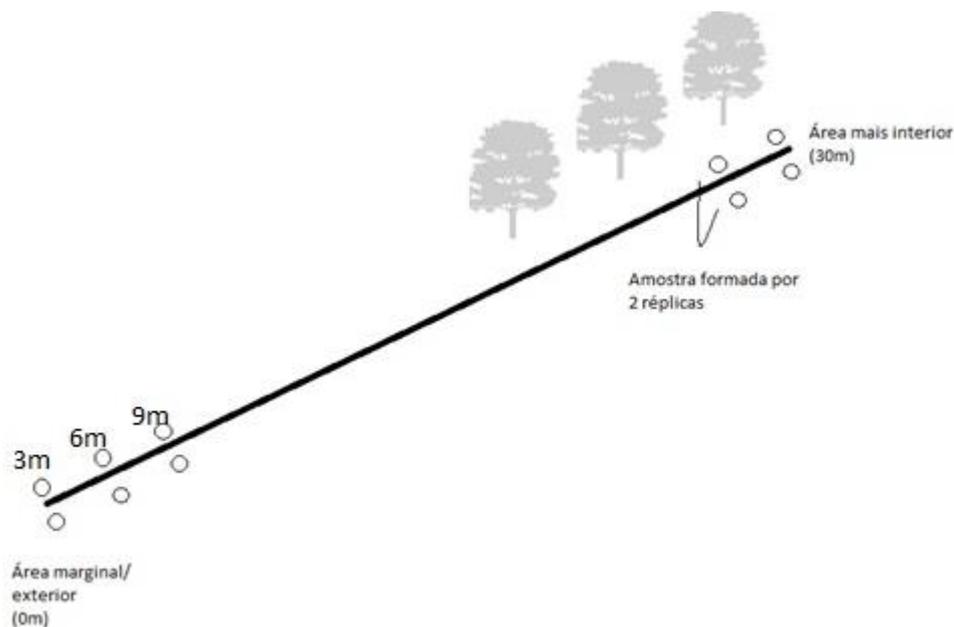


Figura 2. Esquema dos transectos de recolha das amostras de solo para quantificação do banco de sementes de *A.dealbata* em cada uma das quatro áreas de referência.

2.4.2.2 Determinação da viabilidade das sementes

A avaliação da viabilidade das sementes presentes nas quatro áreas amostradas foi realizada durante um período de 15 dias. De forma a evitar contaminações e assegurar a viabilidade e sucesso do procedimento, as sementes começaram por ser submetidas a um processo de lavagem em 3 fases: mergulhadas em álcool durante 30 s, para impedir o desenvolvimento de microrganismos, colocadas em lixívia durante 2 min e, por fim, passadas 6 vezes por água destilada. Depois de lavadas, as sementes foram escarificadas, através de um corte no ápice, com a ajuda de um bisturi e pinça, devidamente esterilizados, para estimular a germinação. Após a escarificação, as sementes foram colocadas em caixas de Petri esterilizadas, sobre papel de filtro humedecido com água destilada. As caixas de Petri foram devidamente seladas e identificadas, e posteriormente foram colocadas em estufa esterilizada, com luz, arejamento e condições de temperatura controladas (25°C). Todos os procedimentos foram realizados em condições de assepsia, numa câmara de fluxo laminar esterilizada e junto a um bico de Bunsen. Como nem todas as amostras continham igual número de sementes, estabeleceu-se que 60 seria o número máximo de sementes a testar por amostra, sendo esta quantidade considerada representativa. Nas amostras com menos de 60 sementes, procedeu-se ao teste de viabilidade para o número total de sementes dessa amostra. Em amostras com elevado número de sementes (> 60 sementes) estas foram repartidas por 2 caixas de Petri, testando-se 30 sementes por caixa, para evitar sobreposição de sementes e eventual dano à sua capacidade de germinação. A monitorização da germinação foi inicialmente efetuada diariamente, para registar a emergência de novas radículas e, caso necessário, adicionar mais água destilada. Consideraram-se germinadas as sementes com radícula maior que 2 mm. Todas as sementes germinadas foram registadas e

retiradas das respectivas caixas de Petri. As sementes apodrecidas foram também registradas e, seguidamente, descartadas. As restantes sementes presentes nas caixas de Petri contaminadas foram de imediato colocadas numa nova caixa de Petri esterilizada e com papel de filtro humedecido.

2.5 Tratamento dos dados

O índice de diversidade de Shannon foi calculado a partir da soma das coberturas relativas de cada espécie presente nas manchas equivalentes (sujeitas ao mesmo número de controlos de continuidade), com o objetivo de obter um valor que relacionasse a riqueza específica com a cobertura de espécies presentes nas manchas (fórmula 1).

- Fórmula 1 $H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$

Sendo:

H' = Índice de diversidade de Shannon-Weiner;

s = Riqueza específica da comunidade;

p = Área de cobertura relative de cada espécie.

Assim foi possível obter os índices de diversidade das quatro áreas controladas. A opção de calcular o índice utilizando os valores agrupados das manchas de cada um dos números de controlo, contribuiu para diminuir o erro associado a este índice. Segundo Zar (1996), o índice de diversidade de Shannon é conhecido por subestimar a diversidade da população amostrada; porém, quanto maior for o tamanho da amostra, menor será o erro associado e quanto maior H' (que varia geralmente entre 1.5 e 3.5), maior a diversidade da amostra.

Para a comparação dos parâmetros analisados, quer para a monitorização da recuperação da vegetação e de *A. dealbata*, quer para a monitorização do banco de sementes de *A. dealbata*, foi realizada uma primeira análise estatística descritiva (médias e erro padrão). Procedeu-se depois à verificação da existência de diferenças significativas, recorrendo à análise de variância (ANOVA) 1 fator, entre os parâmetros utilizados na inventariação da vegetação – riqueza específica, % de cobertura de espécies, número de rebentos de *A. dealbata*, altura média dos rebentos e % de cobertura de *A. dealbata* – e a variável independente “número de intervenções de controlo de continuidade”. O mesmo procedimento foi utilizado para os parâmetros amostrados para a avaliação do banco de sementes de *A. dealbata* – número de sementes, número de sementes viáveis, número de sementes que não germinaram e número de sementes que apodreceram – e a variável independente “área”. A verificação do pressuposto de normalidade foi realizada recorrendo ao teste de Shapiro-Wilk, enquanto para a homocedastia (homogeneidade das variâncias) se utilizou o teste de Levene. Apesar de, por vezes, não se verificar a validação dos pressupostos, os desvios verificados não violavam o pressuposto de uma forma muito pronunciada, pelo que, se optou por continuar a utilizar a ANOVA devido à robustez deste teste, que é considerado preferível aos testes não paramétricos equivalentes, caracterizados por uma menor robustez na avaliação das diferenças estatísticas (Zar, 1996). Sempre que foram determinadas diferenças significativas através da ANOVA ($P < 0,05$), utilizou-se o teste de comparação múltipla de Tukey HSD para localizar essas diferenças. Toda a análise

estatística foi realizada com o programa *Statistica*.

3. Resultados

3.1 Monitorização da vegetação

3.1.1 Riqueza específica

Os inventários florísticos realizados nas manchas sujeitas aos diferentes números de controlos de continuidade são apresentados no Anexo II. A análise dos inventários florísticos resultou num total de 77 espécies identificadas, distribuídas por 33 famílias, e 1 cuja identificação não foi possível (Fig.3). A família *Poaceae* foi a que apresentou o maior número de espécies no conjunto das áreas amostradas. Nas manchas sujeitas a 3 e 4 controlos de continuidade foram registadas 48 e 50 espécies, distribuídas por 22 e 19 famílias, respetivamente. As manchas sujeitas a 5 e 6 controlos de continuidade apresentaram menor número de espécies (43 e 49 espécies) distribuídas por 20 e 25 famílias, respetivamente.

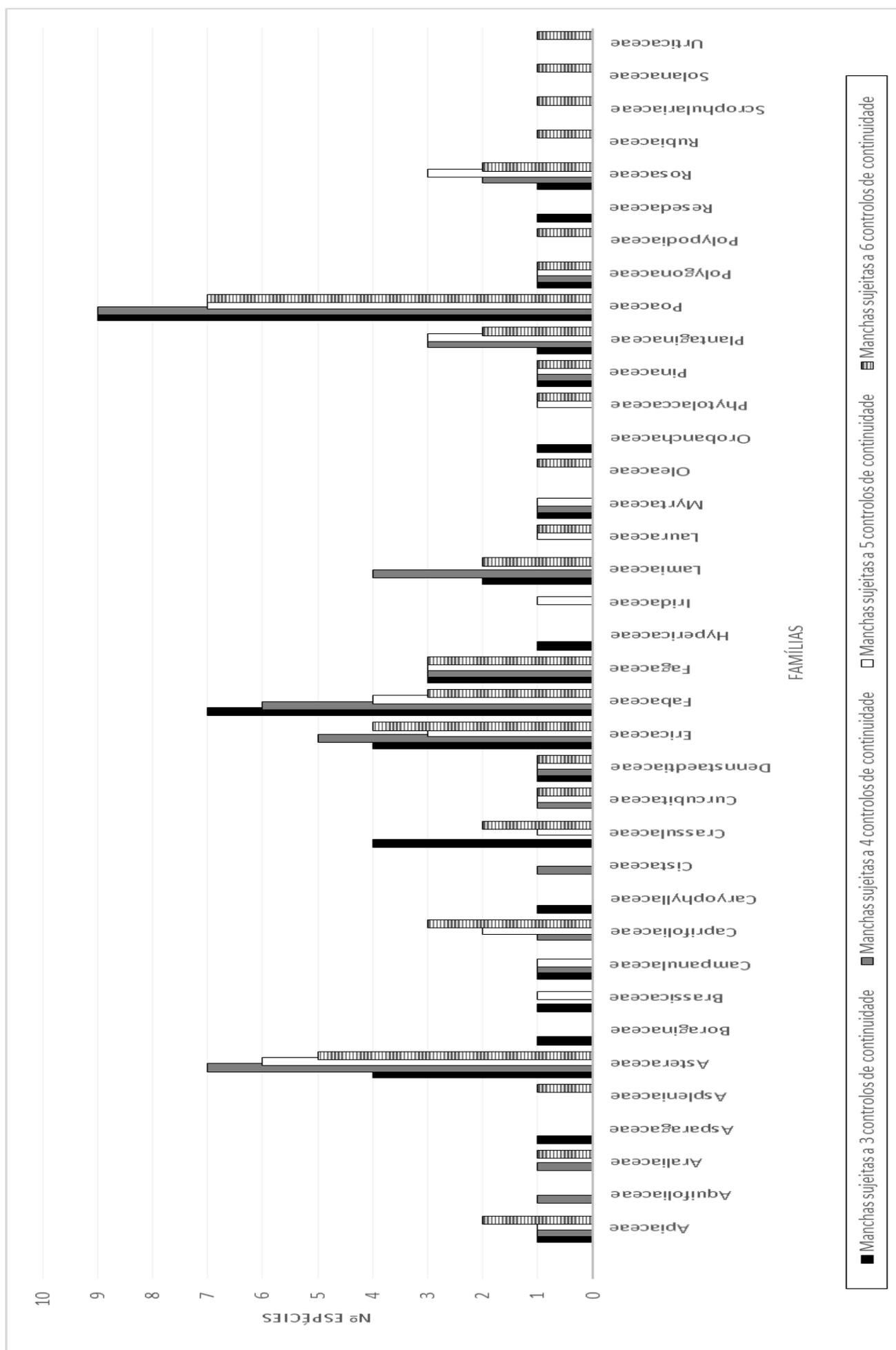


Figura 3. Famílias e respetivo número de espécies representadas para cada conjunto das manchas amostradas

Os valores de significância da ANOVA para os vários parâmetros analisados, encontram-se referidos, sempre que se detetaram diferenças significativas entre as variáveis dependentes e o fator. Quando o valor não é referido é porque não se verificaram diferenças significativas entre estes.

A riqueza específica (excluindo *A. dealbata*) revelou-se independente do número de controlos realizado ($F=1,008$; $P=0,396$) (Fig. 4), ou seja, o aumento do número de controlos não parece ter provocado alterações na riqueza específica nas manchas amostradas.

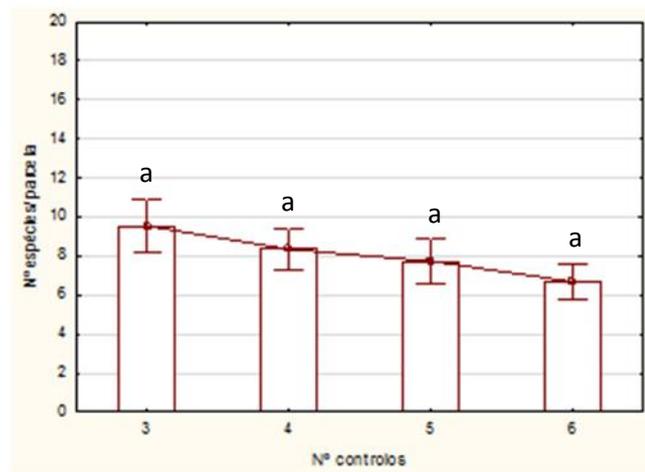


Figura 4. Riqueza específica (média \pm erro padrão) das áreas sujeitas aos diferentes números de controlos de continuidade (3, 4, 5, e 6 controlos de continuidade). As colunas assinaladas com a mesma letra não diferem significativamente (Tukey HSD, $P<0,05$).

3.1.2 Cobertura de espécies presentes nas manchas, à exceção de *A.dealbata*

Quando se analisa a relação entre a percentagem de cobertura das espécies presentes nas manchas, com exceção de *A.dealbata*, e o número de controlos efetuados, verifica-se que este não teve um efeito significativo na cobertura. No entanto, salienta-se que as percentagens médias de cobertura das diversas áreas são muito elevadas, principalmente a partir dos 4 controlos de continuidade. Estes resultados são influenciados pela elevada variação intra-amstral dado que, por um lado, se observaram valores de cobertura extremos, principalmente em parcelas de manchas onde foram realizados 4 controlos de continuidade e, por outro lado, os valores determinados foram quase significativos ($F=2,678$; $P=0,055$) (Fig. 5). Através do teste de comparações múltiplas efetuado, verificou-se que as áreas com 4 controlos apresentavam valores de cobertura significativamente superiores aos registados nas manchas com 3 controlos de continuidade. Já os valores de cobertura das manchas com 5 e 6 controlos não apresentaram diferenças estatísticas entre si.

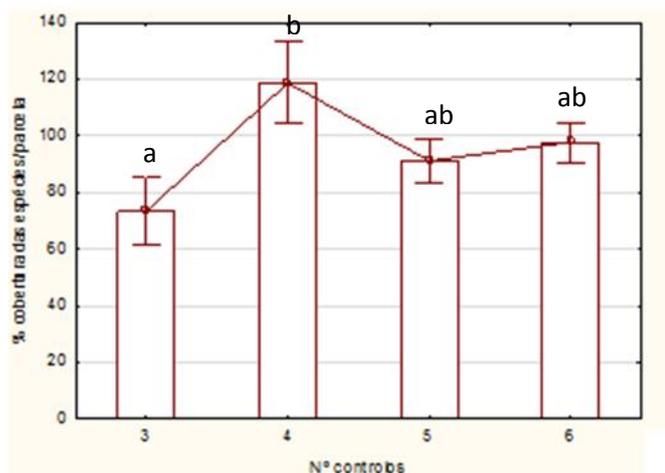


Figura 5. Cobertura de espécies, com exceção de *A.dealbata* (média \pm erro padrão) das áreas sujeitas aos diferentes números de controlos de continuidade (3, 4, 5, e 6 controlos de continuidade). As colunas assinaladas com a mesma letra não diferem significativamente (Tukey HSD, $P < 0,05$).

3.1.3 Índice de diversidade de Shannon

As manchas sujeitas a 6 controlos de continuidade apresentaram, um índice de Shannon mais baixo do que as restantes áreas. Por contraste, as manchas sujeitas a 4 controlos de continuidade apresentaram maior diversidade (Tabela 2).

Tabela 2. Valores médios do índice de diversidade de Shannon, para as manchas de vegetação analisadas, de acordo com o número de controlos de continuidade (n=3 ou 4).

	Índice de diversidade de Shannon
Manchas sujeitas a 3 controlos de continuidade	2,195
Manchas sujeitas a 4 controlos de continuidade	2,520
Manchas sujeitas a 5 controlos de continuidade	2,514
Manchas sujeitas a 6 controlos de continuidade	1,865

3.1.4 Número de rebentos de *A. dealbata*

A variável número de rebentos de *A. dealbata* revelou-se dependente do número de controlos executados ($F=10,566$; $P=0,000$) (Fig. 6). Através da comparação múltipla dos dados podemos constatar que o aumento do número de controlos executados provocou uma diminuição significativa do número de rebentos contabilizados por mancha. Não se determinaram diferenças significativas entre as manchas com 3 e 4, nem entre as manchas com 5 e 6 controlos de continuidade. Contudo, estes dois grupos de manchas diferiram estatisticamente entre si, observando-se um número de rebentos superior nas manchas com 3 e 4 controlos, em comparação com as manchas com 5 e 6 controlos.

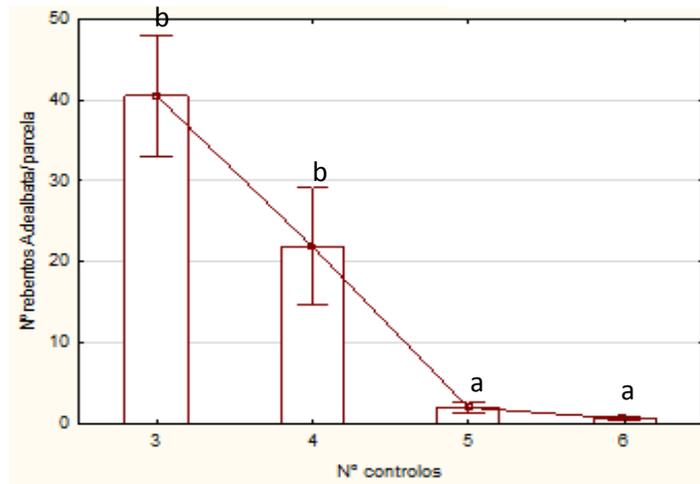


Figura 6. Número de rebentos de *A. dealbata* (média \pm erro padrão) nas áreas sujeitas aos diferentes números de controlos de continuidade (3, 4, 5, e 6 controlos de continuidade). As colunas assinaladas com a mesma letra não diferem significativamente (Tukey HSD, $P < 0,05$).

3.1.5 Altura média dos rebentos de *A. dealbata*

A altura média dos rebentos de *A. dealbata* foi independente do número de controlos executados ($F=2,091$; $P=0,111$), ou seja, o aumento do número de controlos não se refletiu na altura média dos rebentos de mimosa registados (Fig. 7). O resultado obtido para esta variável pode estar relacionado com a proximidade das datas em que foi realizada a última ação de controlo e a monitorização das áreas.

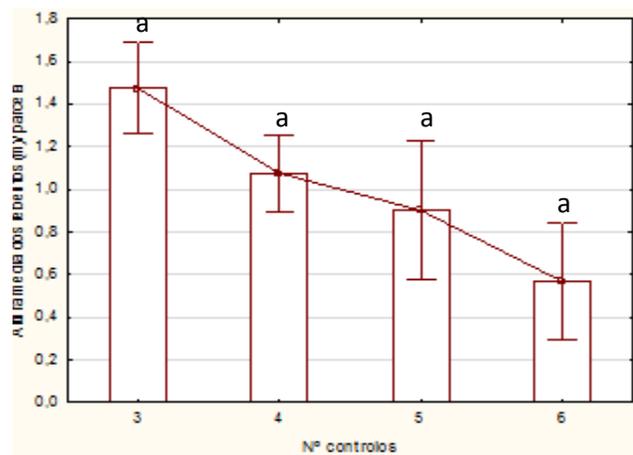


Figura 7. Altura média dos rebentos de *A. dealbata* (média \pm erro padrão) nas áreas sujeitas aos diferentes números de controlos de continuidade (3, 4, 5, e 6 controlos de continuidade). As colunas assinaladas com a mesma letra não diferem significativamente (Tukey HSD, $P < 0,05$).

3.1.6 Cobertura de *A. dealbata*

A análise dos dados referentes à cobertura de *A. dealbata* revela que esta variável é dependente do número de controlos executados ($F=16,299$; $P=0,000$) (Fig. 8), verificando-se, como esperado, uma diminuição da cobertura desta espécie com o aumento do número

de controlos. O teste de comparações múltiplas revela que as manchas onde foram realizados 3 controlos apresentavam um valor significativamente mais elevado de cobertura de *A. dealbata*, em comparação com as outras manchas onde a cobertura foi diminuindo.

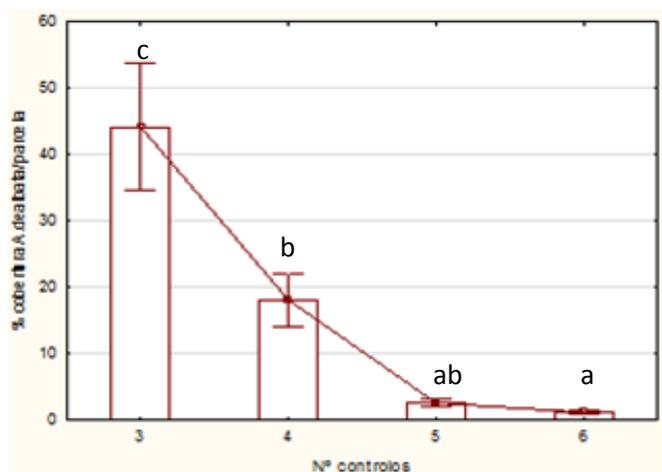


Figura 8. Cobertura de *A. dealbata* (média \pm erro padrão) nas áreas sujeitas aos diferentes números de controlos de continuidade (3, 4, 5, e 6 controlos de continuidade). As colunas assinaladas com a mesma letra não diferem significativamente (Tukey HSD, $P < 0,05$).

3.2 Monitorização do banco de sementes de *A. dealbata*

3.2.1 Número de sementes contabilizadas por área

Através da análise dos dados referentes ao número de sementes contabilizadas, é possível verificar que esta variável é dependente da área em que foram recolhidas as amostras de solo ($F=127,774$; $p=0,000$) (Fig. 9). O teste de comparações múltiplas mostra a existência de diferenças significativas entre as áreas amostradas: as áreas C+ (787 sementes/m²), FA (54 sementes/m²) e NA (0 sementes/m²) têm um número semelhante de sementes. Nas áreas C+ e FA foi registado um número reduzido de sementes, enquanto na área NA não foi registada qualquer semente de *A. dealbata*. A área CA difere das restantes áreas, apresentando um número muito elevado de sementes (22, 422 sementes/m²). Os resultados referentes ao número de sementes por m² para cada área, refletem a média das sementes contabilizadas em cada transecto.

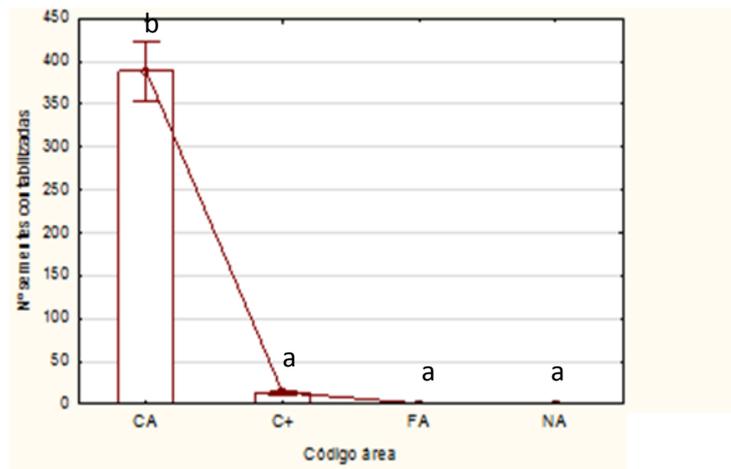


Figura 9. Número de sementes de *A. dealbata* contabilizadas (média \pm erro padrão) nas áreas amostradas (CA-área com mimosa; C+-área com mais controlos; FA-área fora do acacial; NA-área da Mata da Margarça). As colunas assinaladas com a mesma letra não diferem significativamente (Tukey HSD, $P < 0,05$).

3.2.2 Número de sementes viáveis por área

A análise dos dados mostra que a percentagem de sementes viáveis é dependente da área onde as amostras foram recolhidas ($F=12,539$; $P=0,000$) (Fig. 10). Por não terem sido registadas quaisquer sementes na Mata da Margarça (NA), esta área não se encontra representada. Através do teste de comparações múltiplas verificou-se que a percentagem de sementes viáveis não diferiu entre as áreas CA e FA. Porém, a área C+ apresentou valores significativamente diferentes no que se refere à percentagem de sementes viáveis contabilizadas, apresentando menor percentagem de sementes viáveis do que as áreas CA e FA.

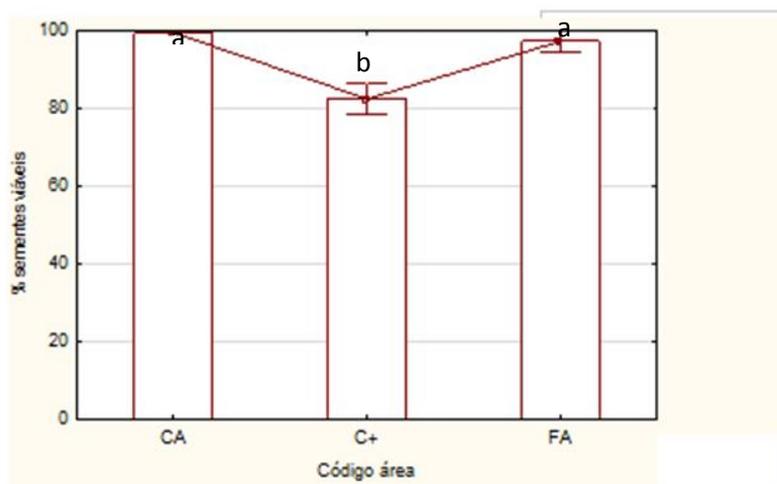


Figura 10. Número de sementes viáveis de *A. dealbata* (média \pm erro padrão) nas áreas amostradas (CA-área com mimosa; C+-área com mais controlos; FA-área fora do acacial). As colunas assinaladas com a mesma letra não diferem significativamente (Tukey HSD, $P < 0,05$).

4. Discussão

A monitorização da vegetação em manchas sujeitas a diferente número de controlos de continuidade, com vista à eliminação da espécie invasora, bem como a avaliação do banco de sementes de *A. dealbata*, comparando áreas com diferentes condições de invasão, permitiram a melhor compreensão dos impactes causados por esta espécie invasora a vários níveis na PPSA. A utilização de diferentes variáveis para avaliar o sucesso das ações de controlo de *A. dealbata*, tal como a comparação destas em relação ao fator número de controlos, permitiu uma melhor compreensão das respostas da biodiversidade nativa aos impactes causados por mimosa. Possibilitou também avaliar se a execução de controlos de continuidade contribuiu para o sucesso da recuperação da estrutura e diversidade das comunidades vegetais.

4.1 Recuperação da vegetação em diferentes áreas intervencionadas

As ações de controlo de *A. dealbata* aplicadas na PPSA parecem estar a ser bem-sucedidas, resultando não só no controlo desta espécie invasora, como também numa tendência para o aumento da cobertura de outras espécies. De fato, como era de esperar, o número de rebentos e a cobertura de mimosa ainda era elevado nas áreas sujeitas a 3 e 4 ações de controlo, mas foi decrescendo com o aumento de controlos de continuidade. Resultados semelhantes foram obtidos no estudo realizado, em 2009, pelo ICNF, de acordo com o qual o número de rebentos registado nas áreas com menos controlos era superior ao observado nas áreas com mais controlos, embora as diferenças não fossem ainda significativas (Neves et al., 2009). A análise dos resultados obtidos a partir dos inventários florísticos realizados permite verificar que a ocorrência de algumas famílias como Aspleniaceae, Oleaceae, Polypodiaceae, Rubiaceae, Scrophulariaceae, Solanaceae, Urticaceae, apenas se verifica em manchas sujeitas a 6 controlos de continuidade. Apesar de estas famílias apenas serem representadas por uma espécie cada, este resultado pode sugerir que o aumento do número de controlos executados contribuiu para recuperação das áreas. Também o fato de em algumas famílias (Apiaceae e Caprifoliaceae) se verificar um maior número de espécies em áreas sujeitas a mais controlos de continuidade, e noutras (Fagaceae) se verificar um número de espécies semelhante entre as áreas sujeitas aos diferentes números de controlos, aponta para a capacidade do sistema recuperar a longo prazo, uma vez que estas famílias são representadas por espécies que podem contribuir para elevados graus de cobertura, contribuindo também para reduzir o espaço disponível para a invasora se estabelecer. A ausência de diferenças significativas na altura média dos rebentos, em função do número de controlos, pode ser atribuída à proximidade das datas em que foram realizadas as ações de controlo e a monitorização. De fato, todas as manchas, à exceção de uma (mancha 1), foram sujeitas a ações de controlo em 2013, pelo que, era espetável que a altura média dos rebentos fosse semelhante em todas as manchas.

A elevada taxa de crescimento da mimosa, associada ao elevado número de rebentos que produz explica a elevada cobertura desta espécie em manchas com menos controlos de continuidade. O valor deste índice é especialmente importante uma vez que, quanto maior for a cobertura de mimosa, maiores são os potenciais impactes causados nos ecossistemas e

flora nativos, uma vez que esta espécie apresenta vantagens na obtenção de luz e provoca alterações nos ciclos dos nutrientes, impedindo a recuperação da vegetação nativa (Marchante et al., 2005).

Os resultados da variável cobertura de espécies com exceção de *A. dealbata* não estão de acordo com o esperado. A tendência para maior cobertura de outras espécies que não mimosa nas manchas com 4 controlos pode ser atribuída a algumas espécies que apresentaram valores de cobertura muito elevados, designadamente *P. pinaster* (pinheiro-bravo), *Rubus ulmifolius* e *E. globulus*. Tanto o pinheiro-bravo como as silvas são espécies nativas, tendo o pinheiro-bravo sido uma planta muito cultivada na Serra do Açor durante o séc. XX. Contudo, o aumento da frequência dos incêndios florestais levou à redução das áreas de pinhal e à sua substituição por matos, encontrando-se a área de pinhal adulto substancialmente reduzida. A regeneração natural desta espécie de pinheiro observada em algumas destas manchas sugere que estas áreas estão em recuperação. Foram também registadas espécies como *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn (feto-ordinário) e *Calluna vulgaris* (L.) Hull (torga), que parecem ser favorecidas por áreas de pinhal (Silveira, 2001). *R. ulmifolius*, a par de *A. dealbata*, foi a espécie que apresentou maiores valores de cobertura para o conjunto das manchas sujeitas a 4 controlos de continuidade. Esta espécie apresenta preferência por locais perturbados pelo homem apresentando uma rápida taxa de expansão em comparação com outras plantas nativas, e muitas vezes com maior valor conservacionista. Assim, deve-se agir no sentido de gerir as populações de *R. ulmifolius*, de forma a evitar que a expansão desta espécie coloque em causa a recuperação de espécies com maior valor para conservação como, por exemplo, *Cytisus striatus* (Hill) Rothm. (giesta-negral) e *Anarrhinum bellidifolium* (L.) Willd., espécies endémicas europeias (Neves et al., 2009) encontradas nestas manchas. Por outro lado, apesar de ainda se terem registado valores de cobertura de *A. dealbata* relativamente elevados em algumas destas manchas, a sua maior ocorrência coincidiu com a ausência de *R. ulmifolius*. Este resultado sugere que o aumento da cobertura de silvas está a provocar a redução da cobertura de mimosa, uma vez que aumenta a competição por recursos (Marchante, 2006a). O eucalipto é uma espécie que também apresenta um elevado valor de cobertura nas manchas sujeitas a 4 controlos. Esta espécie, apesar de legalmente não ser considerada invasora em Portugal, aparece já em várias localizações com comportamento invasor. Em grande parte destas manchas os indivíduos resultavam de regeneração natural mas foram também encontrados alguns indivíduos plantados. Estes resultados ressaltam a importância de assegurar a manutenção dos controlos de continuidade e da avaliação das medidas de controlo, de forma a verificar o sucesso das ações. Uma das indicações destes resultados vai no sentido de ser necessário considerar a remoção de *E. globulus* e *R. ulmifolius*, esta última eventualmente só após a eliminação de *A. dealbata*.

Analisando o elenco de espécies identificadas, estes resultados corroboram ainda a sugestão de outros autores como Rascher et al. (2011), segundo os quais as comunidades vegetais nativas continuam a sofrer os impactes causados pela espécie invasora, nomeadamente os impactes resultantes do enriquecimento do solo em azoto e dos compostos alelopáticos libertados pela planta invasora, mesmo após a sua remoção, atrasando a recuperação de algumas espécies nativas, características da área, que não se observam ainda nas parcelas.

Apesar das ações de controlo estarem a ter sucesso no controlo de *A. dealbata* e a cobertura de outras espécies ser já elevada, o aumento do número de controlos de continuidade não parece estar a contribuir para o aumento da riqueza específica nem do índice de diversidade de Shannon, nas áreas analisadas. Estes resultados não estão de acordo com os obtidos noutros estudos semelhantes, quer noutras regiões (Costello et al., 2000), quer na mesma área de estudo (Neves et al., 2009), onde foi observada uma diminuição da riqueza específica com o aumento do número de rebentos de mimosa. Estas diferenças podem ser atribuídas ao facto de, no presente estudo, tanto as comunidades vegetais como as espécies registadas nas manchas serem distintas. Por outro lado, tanto a presença de espécies arbóreas nativas, como *I. aquifolium* (azevinho), *P. pinaster*, *Q. robur* (carvalho-alvarinho) e *C. sativa*, como as percentagens elevadas de cobertura observadas sugerem que o sistema apresenta capacidade mais permanente de recuperação, embora seja necessário assegurar a continuidade dos controlos para remoção de *A. dealbata* (Marchante, 2006a). Estes resultados, podem sugerir que o ecossistema nativo ainda continua resiliente, permitindo que ocorra regeneração autogénica (Gaertner et al., 2011). Também o facto das manchas invadidas por mimosa, no interior da PPSA, serem relativamente reduzidas e rodeadas por vegetação autóctone e/ou por áreas de pinhal, resultantes de regeneração natural (Neves et al., 2009), contribui para aumentar a capacidade de recuperação do sistema para condições semelhantes às autóctones envolventes.

4.2 Potencial de (re) invasão das áreas - banco de sementes de *A. dealbata*

Os resultados referentes ao número de sementes presentes no solo revelam que não existem diferenças significativas entre as áreas C+ (área com mais controlos), FA (área fora do acacial) e NA (área da Mata da Margaraça). No entanto, vale a pena reforçar que nas áreas C+ e FA se detetaram sementes de *A. dealbata* em algumas das parcelas amostradas, sendo que a área C+ apresenta um maior número de sementes/m² em comparação à área FA, enquanto na área NA não foi registada qualquer semente da espécie invasora. Este resultado sugere que é fundamental assegurar a continuidade das ações de monitorização e/ ou de controlo de *A. dealbata*, especialmente nas áreas onde foram detetadas sementes da planta invasora, para, caso se preveja o aumento do potencial de re (invasão) como, por exemplo, a ocorrência de um incêndio, se possa atuar o mais rápido possível (ex. removendo novos indivíduos que se formem), impedindo o alastramento da invasão. O facto de não terem sido registadas quaisquer sementes de mimosa na área NA tem especial importância, uma vez que salvaguarda o principal objetivo subjacente à criação da PPSA, a preservação da Mata da Margaraça, dados os importantes valores naturais aí existentes (ICNF, 2007). A ausência de diferenças significativas entre a área C+ e as áreas FA e NA reforça o sucesso dos controlos de continuidade, na redução do potencial de (re) invasão de *A. dealbata*. O facto do número de sementes de mimosa, acumuladas no banco de sementes do solo, ser semelhante sugere que os controlos de continuidade estão a contribuir para a diminuição do banco de sementes e consequentemente do potencial de re (invasão) perante futuros eventuais estímulos, permitindo que a área tenha capacidade para recuperar para situações semelhantes às áreas envolventes. A execução de ações de controlo sucessivas permite não só reduzir a cobertura de mimosa (impedindo assim a formação de mais sementes que iriam

abastecer o banco de sementes), como também esgotar/ diminuir o banco de sementes da planta invasora que existia previamente. Segundo Richardson et al. (2000), o sucesso das ações de controlo depende da remoção das plantas adultas e da adoção de medidas que reduzam o potencial de (re) invasão. Reduzir a produção de sementes de plantas do género *Acacia* é a melhor opção para evitar a sua acumulação no banco de sementes do solo, contribuindo também para a redução do potencial de re (invasão) (Richardson e Kluge, 2008).

Na área CA (área com mimosa) o número de sementes contabilizado foi muito superior às restantes áreas, como era esperado. Esta diferença pode ser atribuída ao facto de existirem diversos fatores que influenciam a acumulação das sementes presentes no banco de sementes do solo e que, conseqüentemente, irão influenciar o sucesso das ações que visem a redução de sementes da espécie invasora. Estas ações devem integrar os diversos tipos de controlo (químico, mecânico e biológico) e devem ser complementadas com várias formas de controlo cultural, tais como gestão do pastoreio, fogo controlado e programas de restauração (Richardson e Kluge, 2008). O número de sementes de plantas do género *Acacia*, presentes no banco de sementes do solo, varia entre 2.000 sementes/m² para a espécie *A. cyclops* e 48.000 sementes/m² para a espécie *A. longifolia*. Contudo, o tamanho do banco de sementes de *Acacia* pode variar em função das características do sistema onde estas plantas são invasoras uma vez que o seu banco de sementes é influenciado 1) pela produção anual de sementes, que está relacionado com o tamanho das sementes e com a energia gasta por semente pela planta; 2) pela idade dos indivíduos, Milton e Hall (1981) sugerem que a taxa de acumulação de sementes tende a ser maior quanto mais velhos forem os indivíduos (cerca de 30 anos), verificando-se que a partir desta altura a acumulação de sementes se torna constante; 3) pela densidade de indivíduos e % cobertura da planta invasora (Holmes, 1990) e 4) pela distância à copa, apresentando os locais sob a copa, maior densidade de sementes, em comparação com locais mais afastados (Milton e Hall, 1981). Adicionalmente, o número de sementes efetivamente acumuladas no banco de sementes depende das condições de cada local, já que diferentes locais e condições promovem maior ou menor taxa de degradação e germinação das sementes o que se reflete no tamanho do banco de sementes. O elevado número de sementes contabilizado na área CA (22, 422 sementes/m²) pode, assim, ser atribuído à elevada persistência das sementes da espécie invasora no banco de sementes no solo (Richardson e Kluge, 2008), bem como à elevada cobertura da espécie nesta área e à grande produção de sementes. Estes fatores, associados à ausência de inimigos naturais, aumentam a sua vantagem competitiva sobre as espécies nativas, levando à acumulação de um grande número de semente no banco de sementes do solo (Dean et al., 1986) nesta área.

As diferenças obtidas para a viabilidade das sementes deverão estar relacionadas com a vegetação e as condições das áreas de amostragem. As elevadas percentagens de viabilidade obtidas para as áreas CA e FA estão associadas à elevada persistência do banco de sementes de *A. dealbata* que, tal como os de outras espécies do género *Acacia*, é muito mais persistente do que os da generalidade das plantas nativas (Holmes e Newton, 2004), devido à capacidade de permanência num estado físico de dormência causado pela impermeabilidade do seu tegumento (Rolston, 1978). Estes resultados estão de acordo com os obtidos no estudo realizado por Milton (1980), que também revelou percentagens de

sementes viáveis do banco de sementes (de várias espécies do género *Acacia*) da ordem dos 85%. Comparativamente com as áreas CA e FA, a percentagem de viabilidade das sementes na área C+ foi significativamente menor. De acordo com Edgely (1983), a remoção da espécie invasora pelas ações de controlo favorece a exposição da superfície do solo a temperaturas mais elevadas, o que contribui para a redução da viabilidade das sementes de mimosa. O maior número de ações de controlo realizadas nesta área terá também contribuído para reduzir as condições que favorecem a germinação das sementes (Richardson e Kluge, 2008). Estas ações favorecem a redução da cobertura (impedindo que se formem povoamentos densos) e do número de rebentos de mimosa, uma vez que contribuem para uma menor produção de sementes nestas áreas (Richardson e Kluge, 2008).

5. Conclusões

A avaliação do sucesso das ações implementadas para controlar a espécie *A. dealbata* na PPSA, revelou a importância de assegurar a continuidade dos controlos, tendo estes contribuído não só para a redução do número dos rebentos e dos valores de cobertura de mimosa, como também para a elevada cobertura das espécies presentes nas manchas. Por outro lado os valores de diversidade só aumentaram até à execução de 4 controlos de continuidade, tendo-se verificado uma diminuição destes valores quando se realizam mais controlos. Esta diminuição pode estar associada aos elevados valores de cobertura que as espécies *Eucalyptus globulus* e *Rubus ulmifolius* apresentam nestas áreas. Neste sentido deve-se considerar a execução de medidas de gestão para estas espécies para que a sua presença não coloque em causa o desenvolvimento de outras plantas com maior valor de conservação.

Os controlos de continuidade contribuíram também para esgotar as sementes presentes no banco de sementes do solo, o que é particularmente positivo se se considerar que *A. dealbata* produz um grande número de sementes, que podem permanecer viáveis no banco de sementes do solo durante longos períodos de tempo. A intervenção inicial, enquanto a espécie invasora ainda apresenta áreas de distribuição relativamente limitadas, em conjunto com a monitorização regular das manchas intervencionadas, que permite adequar os controlos de continuidade, contribuiu para o sucesso das ações de controlo.

A análise do sucesso das ações implementadas na PPSA permitiu ainda verificar que o objetivo que esteve na base da criação da PPSA foi cumprido, não tendo sido registadas sementes de *A. dealbata* na Mata da Margarça. A análise do potencial de (re) invasão mostrou que as áreas de acacial estão sob um risco muito mais elevado do que as áreas submetidas a ações de controlo. É, no entanto, de sublinhar a presença de algumas sementes tanto nas áreas fora do acacial, como nas áreas intervencionadas, as quais reforçam a importância da continuidade da monitorização destas áreas, de forma a eliminar indivíduos que se formem a partir de germinação de sementes presentes no solo, que pode ocorrer no caso de as sementes serem estimuladas (ex.: fogo).

Por fim, não é demais salientar a importância dos estudos previamente desenvolvidos na PPSA e que contribuíram para o sucesso do plano de controlo de *A. dealbata*.

Agradecimentos

Gostaria de agradecer à Carolina e ao João pela preciosa ajuda na separação das sementes e também aos funcionários da PPSA.

Quero também agradecer ao ICNF pela disponibilização do plano e da área para desenvolver este estudo.

Bibliografia

Almeida, J. e Freitas, H. (2000). A flora exótica e invasora de Portugal. *Portugaliae Acta Biol.* 19:159-176.

Almeida, J. e Freitas H. (2006). Exotic flora of continental Portugal – a reassessment. *Botanica Compluteusis* 30: 117–130.

Ascensão, L. (2001/2002). Distribuição dos habitats integrantes do Anexo IV da Directiva Habitats no Complexo do Açor, Sítio proposto para integrar a Rede Natura 2000. Coimbra: Instituto de Conservação da Natureza.

Blakesley, D., Allen, A., Pellny, K. e Roberts, V. (2002). Natural and induced polyploidy in *Acacia dealbata* Link and *Acacia mangium* Wild. *Ann. Bot.* 90: 391–398.

Campbell, Peta (1993). Wattle control – wattle can be controlled with good planning. Plant protection research Institute handbook no.3. Agricultural Research Council – South African Wattle Grower’s Union.

Carballeira, A. e Reigosa, J. (1999). Effects of natural leachates of *Acacia dealbata* Link in Galicia (NW Spain). *Bot. Bull. Acad. Sin.* 40: 87–92.

Castroviejo, S. et al. (1999). Flora Ibérica- Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares. Madrid: Real Jardín Botánico. Vol VII (I)

Castro-Díez, P., Godoy, O., Saldana, A. e Richardson, D. (2011). Predicting invasiveness of Australian acacias on the basis of their native climatic affinities, life-history traits and human use. *Diversity and Distributions.* 17: 934–945.

Costello, D., Lunt, I. e Williams, J. (2000). Effects of invasion by the indigenous shrub *Acacia sophorae* on plant composition of coastal grasslands in south-eastern Australia. Elsevier. 96: 113-121.

Cronk, B. e Fuller, L. (1995). Plant invaders, Chapman and Hall, London, UK.

- Dean, S., Holmes, P. e Weiss, P. (1986). Seed biology of invasive alien plants in South Africa and Namibia. In: Macdonald, I., Kruger, F., Ferrar, A. (Eds.), *The Ecology and Management of Biological Invasions in Southern Africa*. Oxford University Press, Cape Town, South Africa, pp. 157–170.
- Edgely, H. (1983). Weed seed and seedling reduction by soil solarisation with transparent polythene sheeting. *Weed Sci.* 31: 404–409.
- Franco, A. 1971. *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. Vol. 1. Franco, A. (Ed.). Lisboa.
- Freire, J., Tavares, M. e Campos, J. (2003). Ritmos de crescimento das espécies *Pinus pinaster*, *Acacia melanoxylon* e *Acacia dealbata* nas dunas do litoral norte e centro. *Silva Lusitana*. 11:67-76.
- Freitas, H. (2005). Exóticas e Invasoras. Disponível em <http://naturlink.sapo.pt/Natureza-e-Ambiente/Agricultura-e-Floresta/content/Exoticas-e-Invasoras?bl=1>. Acedido a 13/02/2014.
- Fernandes, M. (2012). "Acácias e geografia histórica: rotas de um percurso global (parte1)". *Cadernos do Curso de Doutoramento em Geografia*. 4: 23-40.
- French, K. e Major, E. (2001). Effect of an exotic *Acacia* (Fabaceae) on ant assemblages in South African fynbos. *Austral Ecol.* 26: 303–310.
- Fuentes, N., Ugarte, E., Kuhn, I. e Klutz, S. (2010). Alien plants in southern South America. A framework for evaluation and management of mutual risk of invasion between Chile and Argentina. *Biol Invasions*. 12-3227-3236.
- Fuentes-Ramírez, A., Pauchard, A., García, R. e Cavieres, L. (2011). Survival and growth of *Acacia dealbata* vs. native trees across an invasion front in south-central Chile. *Forest Ecology and Management*. 261: 1003–1009.
- Gaertner, M., Richardson, D. e Privett, S. (2011). Effects of alien plants on ecosystems structure and functioning and implications for restoration: insights for three degraded sites in South African fynbos. *Environ. Manage.* 48:57-69.
- Gaertner, M., Nottebrock, H., Fourie, H., Privett, S. e Richardson, D. (2012). Plant invasions, restoration, and economics: Perspectives from South Africa fynbos. *Elsevier*. 14:341-353
- Hoffmann, H., Impson, C., Moran, C. e Donnelly D. (2002). Biological control of invasive golden wattle trees (*Acacia pycnantha*) by a gall wasp, *Trichilogaster* sp. (Hymenoptera: *Pteromalidae*), in South Africa. *Biol. Control* 25: 64–73.
- Holmes, P.M., (1990). Dispersal and predation of alien *Acacia* seeds: effects of season and invading stand density. *S. Afr. J. Bot.* 56:428–434.

- Holmes, P. e Newton, R. (2004). Patterns of seed persistence in South African fynbos. *Plant Ecol.* 172: 143–158.
- ICN. (1994). Serra do Açor Reserva Natural- Mata da Margarça. Ed. ICN e P.O. Plano Interior. ISBN 972-8083-01-7.
- ICNF. (2007). Plano de Ordenamento da Área de Paisagem Protegida da Serra do Açor. Relatório de Ponderação da Discussão Pública.
- Inderjit e Putten, V. (2010). Impacts of soil microbial communities on exotic plant invasions. *Trends in Ecology and Evolution.* 25: 513-519.
- Liberal, M. e Esteves, M. (1999). Invasão de *Acacia dealbata* Link no Parque Nacional da Peneda-Gerês. Gerês. Ed: SPCF/ ADERE.
- Lourenço, L. (1996). Serras de Xisto do Centro de Portugal. Contribuição para o seu conhecimento geomorfológico e geo-ecológico. Coimbra, Universidade de Coimbra.
- Lorenzo, P., González, L. e Reigosa, M. (2010). The genus *Acacia* as invader: the characteristic case of *Acacia dealbata* Link in Europe. *Annals of Forest Science.* 67:101
- Lorenzo, P., Palomera-Pérez, A., Reigosa, J. e González, L. (2011). Allelopathic interference of invasive *Acacia dealbata* Link on the physiological parameters of native understory species. *Plant Ecology.* 212: 403-412
- Lorenzo, P., Pereira, C. e Rodríguez-Echeverría, S. (2013). Differential impact on soil microbes of allelopathic compounds released by the invasive *Acacia dealbata* Link. *Elsevier.* 57:156-163.
- Maitre, D., Gaertner, M., Marchante, E., Ens, E., Holmes, P., Pouchard, A., O'Farrell, P., Roger, A., Blanchard, R., Blignaut, J. e Richardson, D. (2011). Impacts of invasive Australian acacias: implications for management and restoration. *Diversity and Distributions, Diversity Distrib.* 17:1015-1029.
- Marchante, H. (2006a). Selecção de metodologias para controlo de *Acacia dealbata* Link. e monitorização da recuperação florística das áreas controladas. Relatório de Execução material relativo ao 1º e 2º semestre de 2005 (inclui dados até Abril 2006). Escola Superior Agrária de Coimbra (protocolo ICN-APPSA/ESAC).
- Marchante, H. (2006b). *Acacia dealbata*. DAISIE- Delivering Alien Invasive Species In Europe. Disponível em <http://www.europe-aliens.org/>. Acedido a 20/02/14.
- Marchante H., Marchante E., Buscardo E., Maia J., e Freitas H. (2004). Recovery potential of dune ecosystems invaded by the exotic species *Acacia longifolia*. *Weed Technol.* 18: 1427–1433.

- Marchante, H., Marchante, E. e Freitas, H. (2005). Plantas Invasoras em Portugal – fichas para identificação e controlo. Ed. dos autores. Coimbra.
- Marchante, E., Freitas, H. e Marchante, H. (2008). Guia Prático para a identificação de Plantas Invasoras de Portugal Continental. Coimbra. Imprensa da Universidade de Coimbra. 183pp.
- Marques, F. et al. (1999). Métodos de controlo de acácias. Gerês. Ed: SPCF/ ADERE.
- Medail, F. e Quezel, P. (1997). Hot-Spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean basin. *Ann Mo Bot Gard* 84:112–127.
- Milton, S. (1980). Studies of Australian acacias in the south western Cape. M.Sc. Thesis. University of Cape Town, Cape Town, South Africa.
- Milton, S. e Hall, A. (1981). Reproductive biology of Australian acacias in the south-western Cape province, South Africa. *Trans. R. Soc. S. Afr.* 44, 465–485.
- Neves, S. (2005). Alargamento e reclassificação da Área de Paisagem Protegida da Serra do Açor. Nota justificativa. Documento interno do ICN.
- Neves, S., Direito, M., Henriques, C. (2002). Paisagem Protegida da Serra do Açor. 1.a ed. Lisboa: Instituto de Conservacao da Natureza. ISBN 972-775-085-0.
- Neves, S., Direito, M., Fernandes, C e Costa, A. (2009). Gestão de habitats invadidos por *Acacia dealbata* Link. Na Paisagem Protegida da Serra do Açor. Relatório interno ICNB.
- Paiva, J. (1999). Invasoras: Inconsciência e risco. Gerês. Ed: SPCF/ ADERE.
- Plantas Invasoras em Portugal. <http://invasoras.uc.pt/>. Acedido a 16/01/14
- Rascher, K., Große-Stoltenberg, A., Máguas, C., Meira-Neto, J. e Werner, C. (2011). *Acacia longifolia* invasion impacts vegetation structure and regeneration dynamics in open dunes and pine forests. *Springer*. 13:1099-1113.
- Reichard, S. (1996). What traits distinguish invasive plants from non-invasive plants? *Proceedings California Exotic Pest Plant Council*. Ed: California Exotic Pest Plant Council. 2: 31-38.
- Richardson, D. e Kluge, R. (2008). Seed banks of invasive Australian Acacia species in South Africa: Role in invasiveness and options for management. *Elsevier*. 10:161-177.
- Richardson, D. e Rejmánek, M. (2011). Trees and shrubs as invasive alien species- a global review. *Diversity and Distributions*. 17: 788-809.

- Richardson, D., Carruthers, J., Hui, C., Impson, F., Miller, J., Robertson, M., Rouget, M., Le Roux, J. e Wilson, J. (2011). Human-mediated introductions of Australian acacias – a global experiment in biogeography. *Diversity and Distributions*. 17: 771–787.
- Rolston, M. (1978). Water impermeable seed dormancy. *Bot. Rev.* 44: 365–396.
- Sans Elorza, M., Dana Sánchez, E., Sobrino Vesperinas, E., eds. (2004). *Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España*. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid. 384pp.
- Santos, V. (2005). Avaliação de Metodologias de Controlo da *Acacia dealbata* Link. na Área de Paisagem Protegida da Serra do Açor. Tese em Engenharia dos Recursos Florestais - Escola Superior Agrária de Coimbra.
- Sheppard, W., Shaw, H. e Sforza, R. (2006). Top 20 environmental weeds for classic biological control in Europe: a review of opportunities, regulation and other barriers to adoption. *Weed Res.* 46: 93-117.
- Silveira, C. (2001). Contribuição para o conhecimento da flora vascular da Serra do Açor e respectiva interpretação fitogeográfica. Coimbra: Departamento de Botânica da Universidade de Coimbra. Tese de Doutoramento.
- Tavares, M. et al. (1999). Estratégias de invasão dos pinhais das dunas do litoral pelas *Acacia dealbata*, *A. melanoxylon* e *A. longifolia*. Gerês. Ed: SPCF/ ADERE.
- Zar, H. (1996). *Biostatistical analysis*. Prentice Hall International Edition. 3th Edition. USA .

III - Considerações finais

A monitorização das áreas invadidas por *A. dealbata* sugere que o ecossistema ainda é resiliente, apresentando capacidade para recuperar. Contudo, a capacidade do sistema recuperar após a remoção da planta invasora é afetada pela duração a que o ecossistema está sujeito aos impactes da invasão (Marchante et al., 2011). Neste sentido deve-se assegurar a continuidade das ações de controlo da planta invasora de forma a reduzir/eliminar os impactes que esta exerce ao nível do ecossistema e da flora nativa. Estas ações contribuem para prevenir a extinção de espécies nativas e para a redução do número de rebentos e cobertura da planta invasora. Especial importância deve ser atribuída ao número e viabilidade das sementes presentes no banco de sementes do solo, uma vez que em situações futuras, especialmente após uma perturbação (ex: fogo), pode aumentar o risco de re (invasão). Apesar de, neste plano de controlo, não se ter recorrido ao controlo biológico este poderia ser uma ferramenta importante no controlo de *A. dealbata*. Segundo Moran et al. (2004), a utilização de agentes de controlo biológico que limitem a produção de sementes pode ser um elemento-chave na redução do potencial de re (invasão).

IV -Referências Bibliográficas

(Incluem apenas as referências da introdução e objetivos gerais e das considerações finais)

Arévalo, J., Afonso, L., Naranjo, A. e Salas, M. (2010). Invasion of the Gran Canaria ravines ecosystems (Canary Islands) by the exotic species *Acacia farnesiana*. *Plant Ecol.* 206:185–193.

Blanchard, R. e Holmes, P. (2008). Riparian vegetation recovery after invasive alien tree clearance in the fynbos biomes. *South African Journal of Botany.* 74:421-431.

Blossey, B. e Notzold, R. (1995). Evolution of increased competitive ability in invasive nonindigenous plants: a hypothesis. *Journal of Ecology.*83:887-889

Costello, D., Lunt, I. e Williams, J. (2000). Effects of invasion by the indigenous shrub *Acacia sophorae* on plant composition of coastal grasslands in south-eastern Australia. *Elsevier.* 96: 113-121

Corey, S. (2000). Control of invasive weeds in Australia *in* *Pesticid Outlook*. Disponível em <http://www.researchinformation.co.uk/pest/2000/B006353N.PDF> . Acedido a 13/02/2014

Direção Geral de Alimentação e Veterinária (DGAV). Lista de produtos com venda autorizada. Disponível em http://www.dgav.pt/fitofarmaceuticos/lista/Introd_lista/informacoes_gerais.htm . Acedido a 18/02/2014.

- Ens, E. e French, K. (2007). Exotic Woody invader limits the recruitment of three indigenous plant species. Elsevier. 141: 590-595
- Gaertner, M., Nottebrock, H., Fourie, H., Privett, S. e Richardson, D. (2012). Plant invasions, restoration, and economics: Perspectives from South Africa fynbos. Elsevier. 14:341-353
- Galli, A. e Montezuma, M. (2005). Alguns aspetos da utilização do herbicida glifosato na agricultura. ACADCOM Gráfica e Editora Ltda. 66pp
- Kraus, F. e Duffy, C. (2010). A successful model from Hawaii for rapid response to invasive species. Journal for Nature Conservation. 18: 135–141
- Kriticos, D., Sutherst, R., Brown, J., Adkins, S. e Maywald, G. (2003). Climatic change and the potencial distribution of invasive alien plants: *Acacia nilotica* ssp. *indica* in Australia. Journal of Applied Ecology.40:111-124.
- Lambdon, P., Lloret, F. e Hulme, P. (2007). How do introduction characteristics influence success of Mediterranean alien plants? Elsevier. 10:143-159
- Lorenzo, P., González, L. e Reigosa, M. (2010). The genus *Acacia* as invader: the characteristic case of *Acacia dealbata* Link in Europe. *Sciences*. 67:101
- Mack, N., Simberloff, D., Lonsdale, M., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol Appl*. 10:689–710
- Mack, N. e Lonsdale, M. (2002). Eradicating invasive plants: hard-won lessons for islands. Turning the tide: the eradication of invasive species (eds Veitch, C. e Clout, M.). IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, pp. 164–172
- Maitre, D., Gaertner, M., Marchante, E., Ens, E., Holmes, P., Pouchard, A., O’Farrell, P., Roger, A., Blanchard, R., Blignaut, J. e Richardson, D. (2011). Impacts of invasive Australian acacias: implications for management and restoration. *Diversity Distrib*. 17:1015-1029.
- Marchante, H., Marchante, E. e Freitas, H. (2005). Plantas Invasoras em Portugal – fichas para identificação e controlo. Ed. dos autores. Coimbra.
- Marchante, E., Freitas, H. e Marchante, H. (2008). Guia Prático para a identificação de Plantas Invasoras de Portugal Continental. Coimbra. Imprensa da Universidade de Coimbra. 183pp.

- Marchante, H., Freitas, H. e Hoffmann, J. (2011). Post-clearing recovery of coastal dunes invaded by *Acacia longifolia*: is duration of invasion relevant for management success?. *Journal of Applied Ecology*. 48: 1295–1304
- McGeoch, A., Butchart, M., Spear, D., Marais, E., Kleynhans, J., Symes, A., Chanson, J. e Hoffman, M. (2010). Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity Distrib.* 16: 95–108
- Mooney, H. e Hobbs, R. (2000). Global change and invasive species: where do we go from here? In: *Invasive Species in a changing world* (eds Mooney, H. e Holmes, R.). Island Press, Washington DC. 425-434.
- Moran, V., Hoffmann, J., Olckers, T. (2004). Politics and ecology in the management of alien invasive woody trees: the pivotal role of biological control agents that diminish seed production. In: *Proceedings of the XIth International Symposium on Biological Control of Weeds*, Canberra, Australia.
- Myers, H., Savoie, A. e Van Randen, E. (1998). Eradication and pest management. *Annual Review of Entomology*. 43: 471–491
- Neves, S., Direito, M., Fernandes, C e Costa, A. (2009). Gestão de habitats invadidos por *Acacia dealbata* Link. Na Paisagem Protegida da Serra do Açor. Relatório interno ICNB.
- Panetta, D. (2009). Weed eradication – an economic perspective. *Invasive Plant Science and Management*. 2: 360–368
- Pimentel, D., Zuniga, R. e Morrison, D. (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecol Econ*. 52: 273-288.
- Plantas Invasoras em Portugal. <http://invasoras.uc.pt/>. Acedido a 16/01/14
- Rascher, K., Große-Stoltenberg, A., Máguas, C., Meira-Neto, J. e Werner, C. (2011). *Acacia longifolia* invasion impacts vegetation structure and regeneration dynamics in open dunes and pine forests. *Springer*. 13:1099-1113
- Rejmanek, M. e Pitcairn, J. (2002). When is eradication of exotic pest plants a realistic goal. *Turning the tide: the eradication of invasive species?* (eds Veitch, C. e Clout, M.). IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. pp. 249–253.
- Traveset, A. e Richardson, M. (2006). Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. *Trends in Ecology and Evolution*. 21:208–216.
- Tu, M., Hurd, C. e Randall, J. (2001). *Weed Control Methods Handbook: tools and*

techniques for use in natural areas. Wildlands Invasive Species Team

V - Anexos

Anexo I. Dados referentes aos controlos, inicial e de continuidade, aplicados em cada mancha e respetivos historiais até 2013.

Mancha/ nº parcela	Área (ha)	Habitat	Data controlo inicial	Fitocida	Principio activo	Nº controlos continuida de	Datas	Espécies nativas plantadas	Nº espécimes plantadas
1	Parcela 1	Pinhal	mai/04	Roundup ultra	Glifosato	4	1º Set.04; 2º Nov.05; 3º Dez. 06; 4º Fev.08	2006- <i>Arbutus unedo</i>	160
	Parcela 2		jun/04	Guru	Triclopir			2009- <i>Prunus lusitanica</i>	448
2	Parcela 1	Folhosas autóctones (carvalho e castanheiro) e pinhal	jul/04	Roundup ultra	Glifosato	4	1º Maio.06; 2º Maio.07; 3º Março.09; 4º.13	2006- <i>Laurus nobilis</i>	200
	Parcela 2		nov/04	Touchdown	Glifosato				
3	0,3	Folhosas autóctones (castanheiro e carvalho)	dez/04	Roundup ultra	Glifosato	5	1º Jan. 06; 2º Jan.07; 3º Jan.08; 4º.09; 5º.13	2009- <i>Prunus lusitanica</i>	280
4	0,4	Pinhal	jan/05	Roundup ultra	Glifosato	5	1º Jan.06; 2º Out.06; 3º Out.07; 4º Dez.08; 5º Nov.13	2006- <i>Laurus nobilis</i> 2006- <i>Arbutus unedo</i> 2009- <i>Prunus lusitanica</i>	100 75 196
6	0,31	Pinhal	fev/05	Roundup ultra	Glifosato	6	1ºAbr.06; 2ºMarço.07;3º Set.07; 4º Março.09;5º.13; 6º Jun.13	2009- <i>Prunus lusitanica</i>	700
7	0,34	Pinhal, olival	fev/05	Roundup ultra	Glifosato	6	1ºFev.06; 2ºOut.06;3º Set.07; 4ºMarço.09; 5º.13; 6º Jun.13	2009- <i>Prunus lusitanica</i>	616
8	0,12	Pinhal, eucaliptal, folhosas autóctones	mar/05	Roundup ultra	Glifosato	6	1ºNov.05; 2º Set.06; 3ºSet.07; 4ºNov.08; 5º.13; 6º Jun.13	2006- <i>Prunus lusitanica</i>	100
								2006- <i>Ilex aquifolium</i>	20
								2006- <i>Arbutus unedo</i>	20
								2009- <i>Prunus lusitanica</i>	252
9	0,19	Área agrícola, algumas folhosas	mai/05	Roundup ultra	Glifosato	5	1º Fev.06;2º Nov.06; 3ºDez.08; 4º.09; 5º.13	2006- <i>Arbutus unedo</i> 2009- <i>Prunus lusitanica</i>	80 182
10	0,27	Pinhal, eucaliptal, folhosas autóctones	mai/05	Roundup ultra	Glifosato	4	1º Jan.06; 2º Março.07;3º Set.08; 4º.13	2009- <i>Prunus lusitanica</i>	322
12	0,24	Pinhal	set/05	Roundup ultra	Glifosato	4	1ºJan.07;2º Março.08; 3º09; 4º.13		
13	0,39	Pinhal	out/05	Roundup ultra	Glifosato	3	1º Maio.08; 2º.09; 3º.13		
14	0,13	Área agrícola	nov/05	Roundup ultra	Glifosato	3	1º Dez.07; 2º.09; 3º.13		
15	0,16	Pinhal e eucaliptal	nov/05	Roundup ultra	Glifosato	3	1ºFev.07; 2ºJan.08; 3º Nov.13		