

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

RAFAEL ZAMPAR

Invasão biológica por espécies arbóreas exóticas no Parque Estadual Lago Azul, Paraná: aspectos ecológicos das comunidades vegetais e diretrizes para o manejo

Maringá
2014

RAFAEL ZAMPAR

Invasão biológica por espécies arbóreas exóticas no Parque Estadual Lago Azul, Paraná: aspectos ecológicos das comunidades vegetais e diretrizes para o manejo

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. João Batista Campos

Maringá
2014

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

Z26i Zampar, Rafael, 1984-
Invasão biológica por espécies arbóreas exóticas no Parque Estadual Lago Azul, Paraná : aspectos ecológicos das comunidades vegetais e diretrizes para o manejo / Rafael Zampar. -- Maringá, 2014.
74 f. : il.

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2014.
Orientador: Prof. Dr. João Batista Campos.

1. Ecologia de florestas. 2. Espécies arbóreas exóticas - Parque Estadual Lago Azul - Paraná (Estado). 3. Invasões biológicas - Espécies arbóreas exóticas - Parque Estadual Lago Azul - Paraná (Estado). I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -577.3418098162
NBR/CIP - 12899 AACR/2

RAFAEL ZAMPAR

Invasão biológica por espécies arbóreas exóticas no Parque Estadual Lago Azul, Paraná:
aspectos ecológicos das comunidades vegetais e diretrizes para o manejo

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. João Batista Campos
Instituto Ambiental do Paraná/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof.^a Dr.^a Giselda Durigan
Instituto Florestal de São Paulo – Floresta Estadual de Assis

Prof.^a Dr.^a Carina Moresco
Faculdade Integrado de Campo Mourão

Prof.^a Dr.^a Maria Auxiliadora Milaneze Gutierrez
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof. Dr. Celso João Rubin Filho
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 07 de março de 2014.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

AGRADECIMENTOS

Primeiro agradeço a meus pais Antonio e Christina por me perguntarem sempre que terminava uma etapa de minha formação qual seria a próxima.

Ao meu orientador João Batista Campos que além de topiar todas as propostas que fiz me desafiou a buscar mais e mais sempre.

A equipe de trabalho de campo: Adrielly, Camila, Lilian, Tiago, Dany, Saulão, Julio, Fran, Bruna, Rafael Leonardo, Elaine, Eliane, Estephany, Valéria, Lizandra, Murilo, Seo Zito e Seo Mario.

Aos amigos Tatiani Chapla, Roger Mormul, Carina Moresco, João Paulo Pagotto e Rubens Lei Pereira de Souza pelas constantes discussões.

Ao Dr. Marcelo Galeazzi Caxambu (curador do HCF) por ter sido o primeiro a indicar a necessidade de trabalhar com *Adenantha pavonina* e também por auxiliar na identificação do material botânico.

A Jézili Dias pelas sugestões e criteriosa revisão do manuscrito.

Ao Antônio Mendes de Oliveira Neto e à Michele Dechoum pelo auxílio com o herbicida.

A Claudia Fiori pelo carinho e apoio.

Aos professores doutores Giselda Durigan, Marcelo Galeazzi Caxambú, Maria Auxiliadora Milaneze Gutierrez e Celso João Rubin Filho pelas contribuições na banca avaliadora.

Aos diretores da Faculdade Integrado Conceição, Pedro, Simone e à coordenadora de Ciências Biológicas Francielle pela compreensão e incentivo.

À Rafaella Souza Vieira por ser a melhor secretária do mundo.

À equipe dos laboratórios, sobretudo ao Tiago Alves Pereira Feitoza.

À Faculdade Integrado de Campo Mourão, pela concessão de bolsa.

À minha esposa Franciele pela compreensão e amor incondicional nas ausências e nas estressantes presenças.

E àquela que aparecia sempre no meu escritório querendo um pouquinho de atenção e com isso me fazia lembrar do real motivo disso tudo agradeço e dedico: Cecília, minha amada filha.

Invasão biológica por espécies arbóreas exóticas no Parque Estadual Lago Azul, Paraná: aspectos ecológicos das comunidades vegetais e diretrizes para o manejo

RESUMO

A presença de espécies exóticas invasoras em unidades de conservação é preocupante, e são necessários estudos que comprovem seus impactos para que ações de manejo sejam aplicadas. Avaliou-se os impactos causados pela presença de *Syzygium cumini* e *Adenantha pavonina* sobre a estrutura e a diversidade do componente arbóreo da vegetação do Parque Estadual Lago Azul, Paraná, além de fornecer subsídios para o manejo. Testou-se a hipótese de que formação de densa cobertura de copa de *S. cumini* está interferindo negativamente na regeneração da vegetação das florestas secundárias. Por meio de um estudo fitossociológico foi possível demonstrar que a presença da espécie exótica, ocupando posições de destaque no valor de importância, está alterando os aspectos estruturais da vegetação nativa em recuperação. Além disso, foram observadas relações negativas entre a cobertura de copa da espécie e a densidade e diversidade de plantas nos estratos superior e intermediário da vegetação. Também foi verificada influência negativa sobre a regeneração da vegetação abaixo da copa, que teve a riqueza, diversidade e densidade mais baixa em comparação com uma área sem influência da espécie. Estes impactos devem ser causados pela formação de copa densa que impede a entrada de luz solar, ou ainda pela capacidade da planta em liberar compostos alelopáticos no solo. Com relação à *A. pavonina* as hipóteses avaliadas foram: I. a diversidade de espécies vegetais em áreas ocupadas pela espécie é menor que em áreas não ocupadas, e II. a espécie está apresentando potencial invasor na área devido ao seu potencial dispersor. Estas hipóteses foram confirmadas já que a espécie apresentou altos valores de importância no levantamento fitossociológico realizado na área invadida, que refletiu em diferenças significativas na diversidade, se comparada a outras áreas da unidade e ainda que a espécie já se dispersou há mais de 100 m de distância da fonte de dispersão. Desta forma, mesmo sem registro nos recentes *check-lists* de espécies exóticas invasoras, *A. pavonina* é uma espécie que deve ser considerada invasora de florestas em restauração e desta forma ações para o controle e possível erradicação da mesma são necessárias. Por isso, testou-se experimentalmente métodos físicos e químicos de controle desta espécie na área e as respostas desses sobre a regeneração da vegetação arbórea. Em um experimento de campo os indivíduos adultos foram anelados e os jovens cortados com e sem aplicação do herbicida Triclopir, e ainda com manutenção e retirada de biomassa proveniente dos cortes. Apenas os tratamentos que utilizaram o herbicida foram eficazes no controle da exótica. Houve incremento de diversidade após o experimento, o que mostra que a retirada da exótica pode contribuir para a recuperação do ambiente. A recuperação da vegetação ocorreu de forma similar entre todos os tratamentos, indicando que a retirada da biomassa do local de manejo não é necessária. A continuidade no monitoramento é imprescindível, pois apesar do aumento de diversidade, ainda há registro da mesma na regeneração.

Palavras-chave: *Adenantha pavonina*. Áreas protegidas. Espécie exótica invasora. Perda de diversidade. *Syzygium cumini*. Triclopir.

Biological invasion by invasive trees species in the Lago Azul State Park, Paraná:
ecological aspects of plant communities and guidelines for management

ABSTRACT

The presence of invasive alien species in protected areas is of concern and studies that prove its impacts to management actions are to be applied. This study was developed to evaluate the impacts caused by the presence of *Syzygium cumini* and *Adenanthera pavonina* on the structure and diversity of the tree component of the vegetation of the Lago Azul State Park, Paraná, and provide subsidies for management. We tested the hypothesis that formation of dense canopy cover of *S. cumini* is a negative effect on regeneration of vegetation in secondary forests. Through a phytosociological study it was found that the presence of exotic species in prominent positions in the amount of importance is altering the structural aspects of vegetation. Furthermore, negative relationships between canopy cover and density of plants and species diversity in the upper and middle strata of vegetation were observed. Was also found negative influence on regeneration of vegetation below the canopy had lower affluence, diversity and density compared to an area without the influence of the species. These impacts should be caused by the formation of dense canopy that prevents the entry of sunlight, or the ability of the plant to release allelopathic compounds in the soil. About *A. pavonina* the hypotheses tested were that the species diversity in areas occupied by *A. pavonina* is lower than in non-occupied areas and the species that are presenting invasive potential in the area due to its dispersal potential. These hypotheses were confirmed as the species showed high importance values in the phytosociological survey in the invaded area, which resulted in significant differences in the diversity compared to other areas of the area and that the species has dispersed more than 100 m away from the source of dispersion. Therefore even if not present in recent checklists of invasive alien species, *A. pavonina* is a species should be considered invasive for Brazilian flora and thus actions to control and possible eradication are required. Because of this we tested experimentally physical and chemical control methods of *A. pavonina* in Lago Azul State Park, Paraná, and the responses of control over the regeneration of woody vegetation. In a field experiment adults were ringed and young were cut with and without application of the herbicide Triclopyr, and with maintenance and removal of biomass from the cuts. Only treatments of the herbicide were effective in controlling exotic. There was an increase of diversity after the experiment which shows that removal of exotic can contribute to the recovery environment. The recovery of the regeneration vegetation occurred similarly between all the treatments indicating that removal of biomass from the local management is not required. Continued monitoring is necessary because despite the increased diversity, the exotic is still present in regeneration.

Keywords: *Adenanthera pavonina*. Diversity loss. Invasive alien species. Protected areas. *Syzygium cumini*. Triclopyr.

Tese elaborada e formatada conforme as normas das publicações científicas: *Brazilian Archives of Biology and Technology*. Disponível em: <<http://www.babt.tecpar.br/babt2/instrucoes.asp>>; *Brazilian Journal of Biology*. Disponível em: <www.scielo.br/revistas/bjb/iinstruc.htm>; *Natureza & Conservação*. Disponível em: <<http://www.abeco.org.br/natureza-e-conservacao/>>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	10
REFERÊNCIAS	12
2 IMPACTOS DA INTRODUÇÃO DE <i>SYZYGIUM CUMINI</i> (L.) SKELLS (MYRTACEAE) SOBRE A ESTRUTURA E REGENERAÇÃO DA COMUNIDADE VEGETAL DE UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DO SUL DO BRASIL	13
2.1 INTRODUÇÃO.....	14
2.2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	15
2.2.1 Área de Estudo	15
2.2.2 Delineamento amostral	17
2.2.3 Análise de Dados	18
2.3 RESULTADOS	18
2.4 DISCUSSÃO	23
2.5 CONCLUSÃO.....	25
REFERÊNCIAS	26
APÊNDICE A	33
3 IMPACTOS DA INTRODUÇÃO POTENCIAL INVASOR DE UMA ESPÉCIE VEGETAL EXÓTICA EM UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DO SUL DO BRASIL	35
3.1 INTRODUÇÃO.....	36
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	37
3.2.1 Área de estudo	37
3.2.2 Delineamento amostral	38
3.2.3 Análise de dados	39
3.3 RESULTADOS	40
3.3.1 Estrutura da vegetação.....	40
3.3.2 Diversidade.....	43
3.3.3 Área de Ocupação.....	45
3.4 DISCUSSÃO	47
3.4.1 Estrutura da vegetação.....	47
3.4.2 Diversidade.....	48

3.4.3 Área de Ocupação.....	49
REFERÊNCIAS	50
APÊNDICE B.....	57
4 CONTROLE DE <i>ADENANTHERA PAVONINA</i> L. (FABACEAE) EM UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DO SUL DO BRASIL.....	61
4.1 INTRODUÇÃO.....	62
4.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	63
4.2.1 Área de Estudo	63
4.2.2 Delineamento experimental.....	64
4.2.3 Análise de dados.....	65
4.3 RESULTADOS	65
4.4 DISCUSSÃO.....	68
REFERÊNCIAS	70
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	74

1 INTRODUÇÃO GERAL

A preocupação com os impactos gerados por organismos exóticos teve início com a publicação de Charles Elton (1958 - *The ecology of invasions by animals and plants*), embora anteriormente naturalistas, como o próprio Charles Darwin no livro sobre suas viagens no navio Beagle, de 1839, já tivessem deixado observações sobre espécies invasoras nos seus escritos (Moro et al. 2011). As invasões biológicas têm sido consideradas a segunda principal causa do aumento no risco de extinção de espécies no mundo, atrás apenas da destruição de habitat (Simberloff 2001). As plantas exóticas invasoras são consideradas hoje um problema global, já que ao redor do mundo comunidades nativas tem sido alteradas pelas novas espécies de plantas invasoras e seus danos potenciais (Stokes 2001).

Este estudo é fruto de um trabalho que vem sendo desenvolvido no Parque Estadual Lago Azul, nos municípios de Campo Mourão e Luiziana – PR. Os gestores da unidade de conservação e do Instituto Ambiental do Paraná, além de especialistas, identificaram, no plano de manejo publicado em 2005, a necessidade de avaliar os impactos da presença de plantas exóticas no interior da unidade e fornecer subsídios para o seu controle e erradicação.

O histórico da área data de muito antes do ato de criação da unidade (Decreto Estadual nº 3.256 de 30 de Junho de 1997). Antes de ser um Parque a área pertenceu à Companhia Paranaense de Energia (COPEL) que no fim dos anos de 1950 e início da década de 1960 construiu a Usina Hidrelétrica Mourão, cujo reservatório seria, no futuro, incluído na área da unidade. A própria construção da usina causou sérios distúrbios à comunidade vegetal adjacente, uma exuberante floresta nativa, hoje incluída pela lei nº 11.428/06 no Bioma Mata Atlântica. Nesta floresta, representantes da Mata de Araucária (Floresta Ombrófila Mista) se misturam às espécies típicas da Floresta Estacional Semidecidual. Em meio à floresta, alguns afloramentos rochosos constituem campos rupestres importantes do ponto de vista conservacionista.

Na década de 1980 a área florestal passou por mais um episódio de distúrbio: dois incêndios devastaram uma área de mais de 200 ha. Ações proativas da COPEL, que construíram na época e mantém até hoje um viveiro florestal na área, promoveram a recuperação induzida da área destruída pelo incêndio. Em meio às mudas de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, *Handroanthus* spp, *Ocotea puberula* (Rich.) Nees, nativas da região, ecótono dos tipos florestais mencionados acima, foram plantadas espécies exóticas à flora da região, *Adenanthera pavonina* L.,

Eriobotrya japonica (Thunb.) Lindl., *Hovenia dulcis* Thunb., *Liquidambar styraciflua* L., *Pinus* L. spp e *Syzygium cumini* (L.) Skeels, figuram entre as principais.

Na época, o objetivo de avaliar o potencial madeireiro das espécies que no futuro poderiam ser exploradas comercialmente, ou mesmo de contribuir para a atração de animais que chegariam e trariam consigo sementes de outras espécies não foi de cunho malicioso. Entretanto, hoje estão impedindo o desenvolvimento pleno das comunidades locais e, portanto, impossibilitando a unidade de cumprir seu papel primordial de conservação da biodiversidade.

A unidade foi criada em 1997 em uma época em que os estudos sobre invasão biológica já eram bastante comuns no mundo, porém ainda caminhavam a passos lentos no Brasil. O Instituto Ambiental do Paraná, preocupado com o futuro de suas unidades de conservação, promoveu, em 2004, o curso *Preparando as Unidades de Conservação do Paraná no contexto da conservação da biodiversidade*. Dentre os temas discutidos a presença das espécies exóticas nas unidades teve destaque. Em 2005 foi publicada a portaria IAP nº 192/05, que previa o controle e erradicação de exóticas em unidades de conservação. Em 2006, o livro publicado por Campos et al. (2006) norteou e incentivou as pesquisas nas unidades paranaenses. Em 2007 foi publicada a primeira lista oficial das espécies exóticas invasoras do Paraná.

Apesar dos avanços, a pesquisa ainda tem muito a contribuir para o manejo e a conservação da biodiversidade. O trabalho que segue é baseado no ideal de seus autores de fazer pesquisa aplicada, que tenha resultados práticos e diretos que possam ser utilizados pelos gestores das unidades de conservação, que são os principais promotores da conservação da biodiversidade que ainda resta no estado do Paraná e no Brasil.

Optou-se pela escolha, neste estudo, das duas espécies que estão causando mais impactos sobre a flora local. Serão discutidos os impactos causados pela presença de *S. cumini* (jambolão), uma espécie que apresenta densa cobertura de copa e em cuja área de projeção nota-se a formação de zonas de inibição de crescimento, com formação de uma espessa camada de serapilheira. Além disso, será apresentada uma espécie exótica que até o momento não foi considerada invasora, *A. pavonina* (olho-de-dragão), que tem formado densos agrupamentos monoespecíficos na área onde foi plantada no parque. Sendo testada experimentalmente uma forma de manejo para *A. pavonina*, levando-se em consideração os impactos que a espécie está causando na unidade.

REFERÊNCIAS

- Campos JB, Tossulino MGP, Müller CRC. *Unidades de Conservação: ações para a valorização da biodiversidade*. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2006.
- Elton C. *The ecology of invasions by animals and plants*. London: Methuen, 1958.
- Moro MF, Souza VC, Oliveira-Filho AT, Queiroz LP, Fraga CN, Rodal MJN, Araújo FS, Martins FR. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? *Acta Botanica Brasilica*. 2012; 26(4): 991-99.
- Simberloff D. Biological invasions-How are they affecting us, and what can we do about them? *Western North American Naturalist*. 2001; 61(3): 308–15.
- Stokes T. How invasive species become bullies. *Trends in Plant Science*. 2001; 6(1): 10.

2 IMPACTOS DA INTRODUÇÃO DE *SYZYGIUM CUMINI* (L.) SKELLS (MYRTACEAE) SOBRE A ESTRUTURA E REGENERAÇÃO DA COMUNIDADE VEGETAL DE UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DO SUL DO BRASIL

RESUMO

A presença de espécies exóticas invasoras em unidades de conservação é preocupante e são necessários estudos que comprovem seus impactos para que ações de manejo possam ser aplicadas. Avaliou-se os impactos causados pela invasão por *Syzygium cumini* sobre a estrutura e a diversidade do componente arbóreo da vegetação do Parque Estadual Lago Azul, Paraná. Testou-se a hipótese de que formação de densa cobertura por *S. cumini* está interferindo negativamente na regeneração da vegetação das florestas secundárias. Por meio de um estudo fitossociológico foi possível demonstrar que a presença da espécie exótica, ocupando posições de destaque no valor de importância, está alterando os aspectos estruturais da vegetação. Além disso, foram observadas relações negativas entre a cobertura de copa da espécie e a densidade e diversidade de plantas nos estratos superior e intermediário da vegetação nativa. Também foi verificada influência negativa sobre a regeneração da vegetação sob a copa, que teve a riqueza, a diversidade e a densidade menores em comparação com uma área sem influência da espécie. Estes impactos podem ser causados pela formação de copa densa que impede a entrada de luz solar, ou ainda pela capacidade da planta em liberar compostos alelopáticos no solo.

Palavras-chave: áreas protegidas, espécie exótica invasora, invasão biológica, jabolão, perda de diversidade.

IMPACTS OF THE INTRODUCTION OF *SYZYGIUM CUMINI* (L.) SKELLS (MYRTACEAE) ON THE STRUCTURE AND REGENERATION OF PLANT COMMUNITY IN A PROTECTED AREA IN SOUTHERN BRAZIL

ABSTRACT

The presence of invasive alien species in protected areas is of concern and studies that prove its impacts to management actions are to be applied. This study was developed to evaluate the impacts caused by the invasion of *Syzygium cumini* on the structure and diversity of the tree component of the vegetation of the Lago Azul State Park, Paraná. We tested the hypothesis that formation of dense canopy cover of *S. cumini* is a negative effect on regeneration of vegetation in secondary forests. Through a phytosociological study it was found that the presence of exotic species in prominent positions in the amount of importance is altering the structural aspects of vegetation. Furthermore, negative relationships between canopy cover and density of plants and species diversity in the upper and middle strata of vegetation were observed. Was also found negative influence on regeneration of vegetation below the canopy had lower affluence, diversity and density compared to an area without the influence of the species. These impacts should be caused by the formation of dense canopy that prevents the entry of sunlight, or the ability of the plant to release allelopathic compounds in the soil.

Keywords: biological invasion, diversity loss, invasive alien species, jabolão, protected areas.

2.1 INTRODUÇÃO

Considerada um dos 25 *hotspots* mundiais para a conservação da biodiversidade (Myers et al. 2000), a Mata Atlântica brasileira tem sofrido um histórico processo de degradação ambiental que reduziu a exuberante floresta em pequenos fragmentos espalhados desde o litoral até o interior do país e causou incontáveis extinções de espécies (Brooks e Balmford 1996; Metzger et al. 2009; Rodrigues et al. 2009). Estes fragmentos estão em parte protegidos por unidades de conservação (Tabarelli et al. 2005), entretanto, a despeito da importância das áreas protegidas na conservação da biodiversidade, não são poucos os exemplos de unidades que sofrem redução de área ou até mesmo desafetação associadas à ocupação do espaço e ao uso dos recursos naturais, e também para o desenvolvimento de atividades de escala industrial (Mascia et al. 2014). Além disso, o aumento da população humana nos arredores das áreas protegidas tem sido apontado como o principal fator de degradação dos ecossistemas e aumento na introdução de espécies exóticas nestas áreas (Spear et al. 2013).

As invasões biológicas já figuram entre as principais causas de extinção de espécies no mundo, juntamente com a destruição e fragmentação de habitat (Simberloff 2001). Espécies exóticas invasoras têm sido apontadas como a principal causa de perda de diversidade em ilhas e unidades de conservação (Ziller 2006; Reaser et al. 2007). Uma espécie é considerada exótica quando está fora de sua área de distribuição natural (Lockwood et al. 2007), o que pode ocorrer quando o ser humano faz com que uma determinada espécie ultrapasse barreiras geográficas, que naturalmente não seriam ultrapassadas (Blackburn et al. 2011) de forma acidental ou intencional (Moro et al. 2012). Ela passa a ser invasora quando se estabelece no habitat e desenvolve a capacidade de se reproduzir e se dispersar (Lockwood et al. 2007; Levine 2008) podendo causar impactos ecológicos às populações (Olden et al. 2004), comunidades (Sakai et al. 2001; Pereira et al. 2012) e ecossistemas (Crooks 2002; Ehrenfeld 2003; Ehrenfeld 2010), além de prejuízos econômicos à população humana (Stokes 2001).

Diversos mecanismos têm sido apontados como responsáveis por transformar uma espécie exótica em invasora, como, por exemplo, a ausência de inimigos naturais, presença de nichos vazios, pressão de propágulos (Pérez et al. 2012). Entretanto, na última década muito se discutiu a respeito de novas armas para o sucesso invasivo das plantas exóticas na hipótese das novas armas (*novel weapons hypothesis*) que relaciona a liberação de compostos alelopáticos como responsáveis pelo sucesso competitivo das exóticas (Callaway e Aschewouh 2000; Bais et al. 2003; Callaway e Ridenour 2004; Vivanco et al. 2004).

No Brasil uma espécie exótica invasora (EEI) que tem apresentado potencial invasor para o Bioma Mata Atlântica, sobretudo no domínio da Floresta Estacional Semidecidual e da Floresta Ombrófila Mista é *Syzygium cumini* (L.) Skells (Myrtaceae) (Zenni e Ziller 2011; Dias et al. 2013). Trata-se de uma espécie arbórea conhecida popularmente como jambolão, que atinge de 15 a 20 metros de altura e é originária da Índia e Sri Lanka, tendo sido trazida para o Brasil para uso em reflorestamentos dentre outros (Lorenzi et al. 2003). Foi introduzida no Parque Estadual Lago Azul (PELA), região Sul do Brasil, na década de 1980, no projeto de recuperação de uma área atingida por queimada, e hoje vem sendo apontada como um dos principais impactos ambientais na unidade (Vigilato e Zampar 2011). A formação de densa cobertura de copa pela espécie tem sido apontada como fator negativo para a regeneração florestal pelo impedimento da entrada de luz (Daronco et al. 2011).

Diante desta realidade, o objetivo deste estudo foi avaliar os impactos causados pela invasão de *S. cumini* sobre a estrutura e a diversidade do componente arbóreo do PELA, buscando subsidiar estratégias de conservação, manejo e restauração das áreas invadidas. Testou-se a hipótese de que formação de densa cobertura de copa de *S. cumini* está interferindo negativamente na regeneração da vegetação das florestas secundárias do PELA.

2.2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.2.1 Área de Estudo

O Parque Estadual Lago Azul (PELA), criado pelo Decreto Estadual nº 3.256 de 30 de Junho de 1997, é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral no estado do Paraná, com um total de 1.749,01 hectares, sendo que mais de 2/3 desta área compreende o reservatório da Usina Hidrelétrica Mourão (UHE Mourão). Situa-se na mesorregião Centro Ocidental do Paraná, sul do Brasil, compreendido no terceiro Planalto Paranaense, com centro geográfico nas coordenadas 24°04'S e 52°20'W, abrangendo parte dos municípios de Campo Mourão e Luiziana (Paraná 2005) (Figura 1).

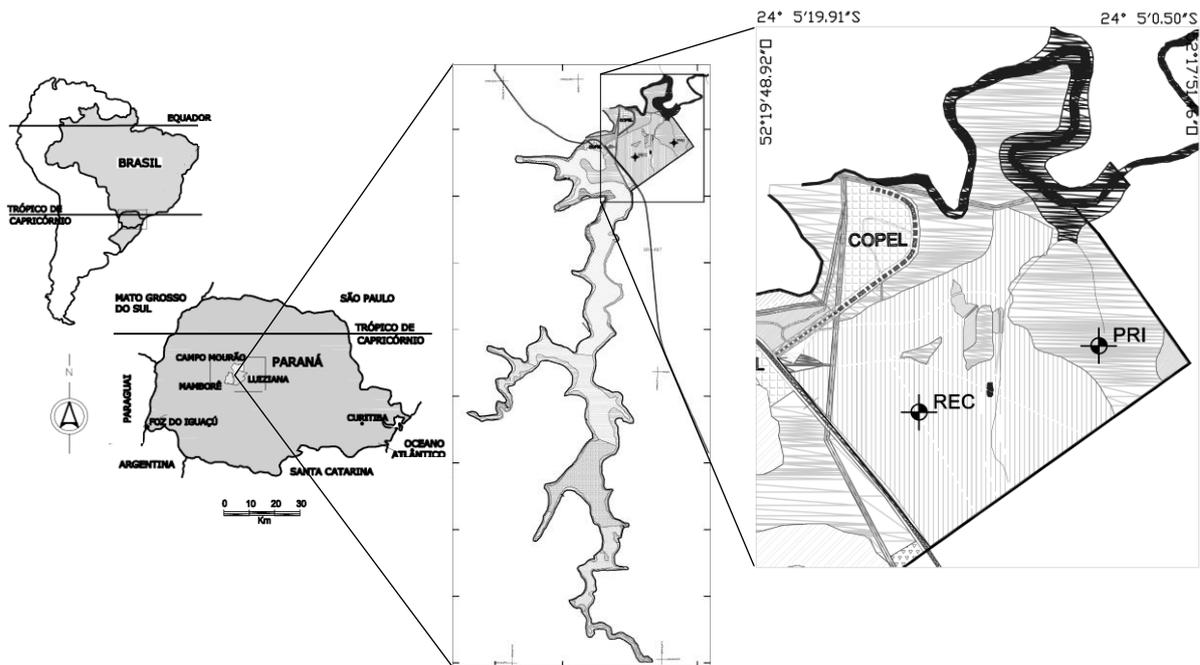


Figura 1. Mapa de localização da área de estudo, Parque Estadual Lago Azul, Paraná, com destaque para os locais de amostragem. REC – Zona de Recuperação; PRI – Zona Primitiva.

O PELA está inserido no Bioma Mata Atlântica e do ponto de vista fitogeográfico ocorre em uma área de transição entre a Floresta Ombrófila Mista Montana e a Floresta Estacional Semidecidual Montana, segundo a classificação de IBGE (2012), com encraves de campos rupestres, demonstrando que havia condições climáticas mais secas no passado.

O clima da região é classificado como “Cfa” – Subtropical Úmido Mesotérmico, com verões quentes e geadas pouco frequentes. A temperatura média da região é de 20° C, sem estação seca definida (Maack 2002). A Região de estudo localiza-se no paralelo 24° S, que desempenha papel delimitador climático no estado, sendo que nas latitudes inferiores situam-se as maiores temperaturas, enquanto temperaturas mais amenas encontram-se além dessa latitude (Maack 2002).

A área atualmente ocupada pelo Parque pertenceu à Companhia Paranaense de Energia (COPEL) e já foi alvo de perturbações, sendo que um dos episódios foi a própria criação da UHE Mourão em 1964. Além disso, na década de 80 uma área de cerca de 200 hectares foi atingida por dois incêndios que destruíram toda a vegetação existente. Esta área passou por uma recuperação induzida, quando foram implantadas ações proativas à sua regeneração, sobretudo o plantio de mudas (Paraná 2005).

Este estudo foi realizado na região denominada Zona de Recuperação (REC) do plano de manejo do Parque onde ocorreram os episódios de fogo, e onde foi realizado o plantio de diversas espécies vegetais, dentre elas a exótica invasora *S. cumini*. Também foram feitas

amostragens na região denominada Zona Primitiva (PRI) do plano de manejo, onde não há invasão por espécies exóticas e também onde a vegetação não passou por incêndio ou restauração, apesar de ter sofrido exploração seletiva de madeira no passado.

2.2.2 Delineamento amostral

Para verificar os impactos da introdução de *S. cumini* na estrutura do componente arbóreo da vegetação, foi realizado o levantamento fitossociológico da vegetação da Zona de Recuperação na área onde foram plantados os indivíduos de *S. cumini*. Utilizou-se o método de parcelas contínuas (Mueller-Dombois e Ellenberg 1974), sendo delimitados dois transectos de 100 x 10 m, subdivididos em 10 parcelas de 100 m² cada (10 x 10 m), totalizando uma área amostral de 2000 m². Nestas parcelas foi realizado o levantamento da vegetação arbórea do estrato superior (indivíduos com perímetro à altura do peito (PAP) \geq 15 cm) e em subparcelas de 5 x 5 m o levantamento dos indivíduos com altura superior a 1 m e com PAP < 15 cm, que compuseram o estrato intermediário.

Foram anotadas em fichas de campo as informações da espécie, altura e perímetro (à altura do peito para o estrato superior e ao nível do solo para o estrato intermediário). Quando não foi possível a identificação em campo, o material botânico foi coletado e depositado no Herbário da Faculdade Integrado de Campo Mourão (HI) para posterior identificação por comparação ao acervo do HI e também do HCF (Herbário da Universidade Federal Tecnológica do Paraná – Campus de Campo Mourão) e por consulta a especialistas. As espécies foram agrupadas em famílias de acordo com o sistema *Angiosperm Phylogeny Group* (APG III 2009). Os nomes dos autores e as sinônimas foram confirmados por consulta à Lista das Espécies da Flora do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/>) e quando não encontrados foram confirmados no site Tropicos (<http://tropicos.org>).

Para mensurar a área de cobertura de copa de *S. cumini* foram fixadas estacas no solo correspondendo à região de projeção da copa dos indivíduos. O espaço projetado de área de copa foi mensurado no campo, sendo anotadas as medidas das extremidades, as quais foram transferidos para o programa AutoCAD para cálculo da área da parcela sob influência da copa da espécie.

O estrato inferior da vegetação (espécies arbóreas com menos de 1 m de altura) também foi amostrado em 10 parcelas de 2 x 2 m alocadas na região totalmente coberta pela copa da exótica e em outras 10 parcelas de 2 x 2 m na Zona Primitiva do Parque, onde não há presença de espécies exóticas invasoras.

2.2.3 Análise de Dados

Foi realizada uma análise fitossociológica para verificar o impacto da presença da exótica sobre os aspectos estruturais da vegetação dos estratos superior e intermediário. Com uso do programa Fitopac 2.1[®] foram calculados os parâmetros: Densidade, Frequência e Dominância (absoluta e relativa), Valor de Importância (VI) para as famílias e espécies, além do Índice de Diversidade de Shannon (H').

Para verificar a relação entre a cobertura da espécie exótica e a diversidade de espécies e a densidade de plantas foram feitas regressões lineares entre percentagem da cobertura da espécie exótica e a diversidade medida pelo índice de diversidade de Shannon (Magurran 2011) e entre a percentagem de cobertura de copa e a densidade de plantas para os estratos superior e intermediário. Para que os pressupostos das análises fossem atendidos, os dados percentuais foram transformados com uso do arco seno da raiz quadrada da proporção, conforme indicado por Gotelli e Ellison (2011).

Para testar a hipótese de que a formação de densa cobertura de copa de *S. cumini* está interferindo negativamente na regeneração da vegetação, os dados de riqueza do estrato inferior da Zona de Recuperação foram comparados com curvas de rarefação (Gotelli e Colwell 2001) com a Zona Primitiva. A diversidade de espécies medida pelos índices de diversidade de Shannon e Simpson (Magurran 2011) e a densidade de plantas para cada área, foram comparados por meio de teste t, sendo considerados significativos valores de $p < 0,05$.

2.3 RESULTADOS

A densidade de plantas foi de 1.105 ind.ha⁻¹ no estrato superior, onde foram amostradas 32 espécies diferentes, pertencentes a 19 famílias. No estrato intermediário a densidade foi de 4.066 ind.ha⁻¹ e foram amostradas 29 espécies pertencentes a 19 famílias (Apêndice A). As famílias mais relevantes para o estrato superior foram Fabaceae, Euphorbiaceae, Myrtaceae e Arecaceae que, juntas, constituíram 59,01% do VI total. No estrato intermediário Arecaceae, Myrtaceae, Euphorbiaceae e Lauraceae foram responsáveis por 56,25% do total do VI.

A espécie de maior valor de importância no estrato superior foi *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll. Arg. seguida pela exótica *S. cumini*, que figura como a espécie de maior dominância relativa na área estudada (25,81%). No estrato intermediário *Euterpe edulis* Mart. foi a espécie de maior VI, seguida por *A. triplinervia*, e com *S. cumini* sendo a quarta espécie em valor de importância (Figura 2).

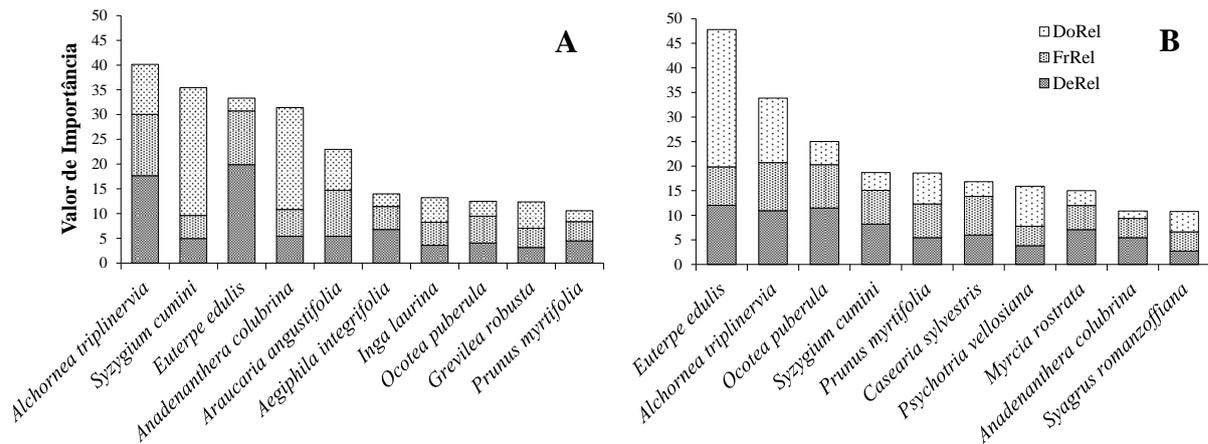


Figura 2. Valores de importância das 10 principais espécies amostradas no levantamento fitossociológico da área invadida por *Syzygium cumini* no Parque Estadual Lago Azul no estrato superior (A) e intermediário (B). O valor de importância é resultado da soma da dominância relativa (DoRel), frequência relativa (FrRel) e densidade relativa (DeRel).

Além de *S. cumini*, que é a EEI mais importante da área, foram amostradas outras quatro exóticas: *Grevillea robusta* A. Cunn. ex R Br., *Hovenia dulcis* Thunb., *Melia azedarach* L. e *Pinus* sp. Quando somados os valores de importância de todas as exóticas tem-se 17,43% do VI total do estrato superior e 7,37% do VI total do estrato intermediário sendo constituído por flora exótica.

Com relação à diversidade biológica da área de estudo, o índice de Shannon (H') calculado para o estrato superior foi de 2,816, enquanto que para o estrato intermediário o valor chegou a 2,931.

A área de cobertura de copa dos indivíduos de *S. cumini* foi de 680,4 m², o que correspondeu a 34,02% das parcelas amostradas (Figura 3).

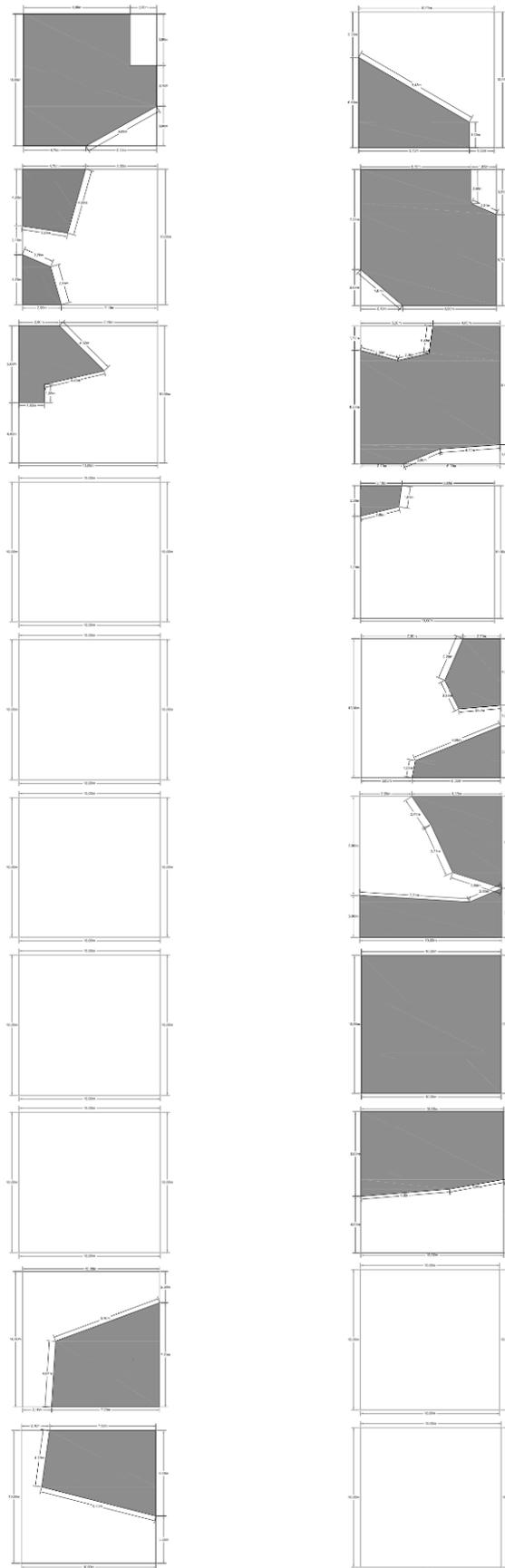


Figura 3. Parcelas delineadas na área invadida por *Syzygium cumini* indicando em cinza a projeção da cobertura da copa da espécie sobre a vegetação do Parque Estadual Lago Azul, PR.

A influência negativa da copa de *S. cumini* sobre a densidade de plantas foi observada apenas no estrato superior (Figura 4A) que apresentou redução acentuada no número de indivíduos em relação ao aumento da cobertura de copa de *S. cumini*. Esta relação não foi significativa para o estrato intermediário (Figura 4B).

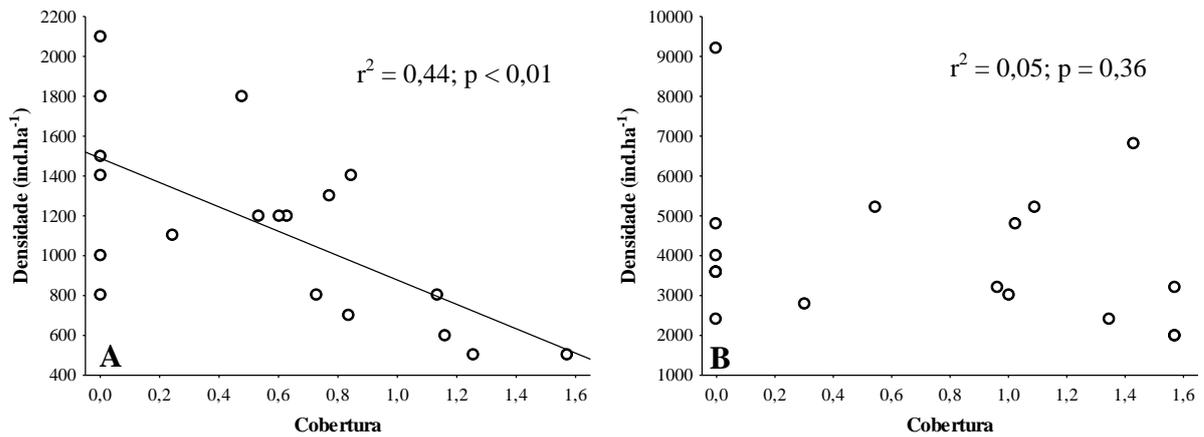


Figura 4. Relação entre a densidade de plantas e a cobertura de copa de *Syzygium cumini* no estrato superior (A) e intermediário (B) da vegetação do Parque Estadual Lago Azul, PR.

Em ambos os estratos existe relação negativa entre a diversidade de espécies e a cobertura de copas de *S. cumini*. A diversidade (medida pelo índice de Shannon) foi menor quanto maior a cobertura de copas da espécie (Figura 5).

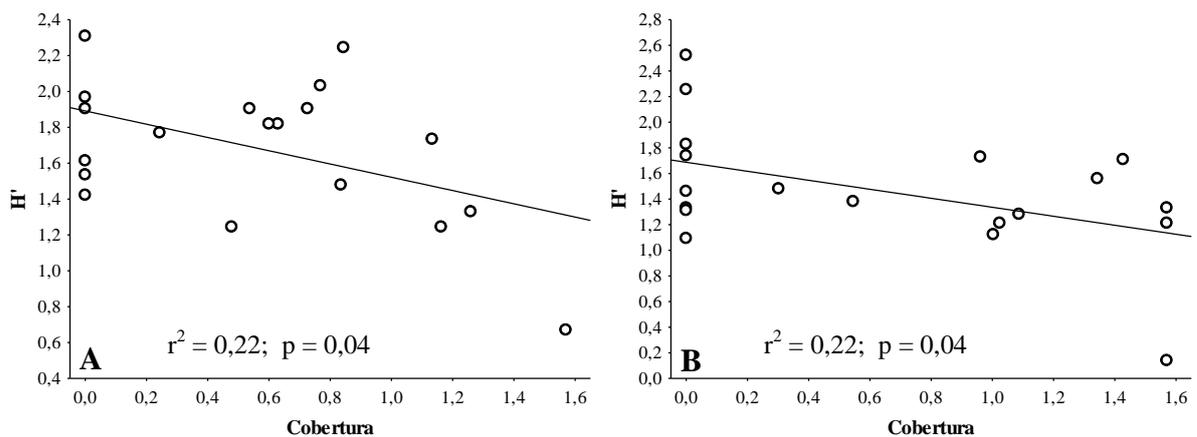


Figura 5. Relação entre a diversidade de espécies (medida pelo índice de Shannon – H') e a cobertura de copa de *Syzygium cumini* no estrato superior (A) e intermediário (B) da vegetação do Parque Estadual Lago Azul, PR.

Com relação ao estrato inferior da vegetação, também foram verificados impactos na comunidade vegetal sob influência de *S. cumini*. A riqueza de espécies de plantas na regeneração foi marcadamente inferior na Zona de Recuperação quando comparada com a Zona Primitiva (Figura 6).

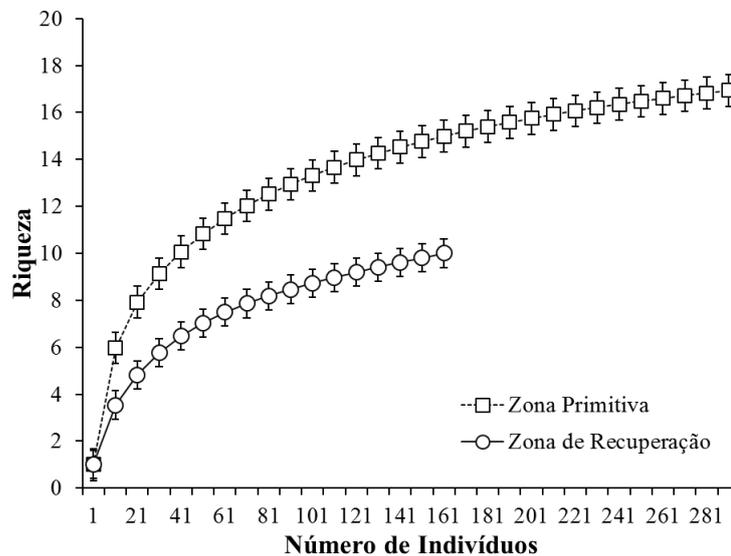


Figura 6. Curvas de rarefação mostrando as diferenças na riqueza de espécies (\pm erro padrão) do estrato inferior nas diferentes áreas amostradas da vegetação do Parque Estadual Lago Azul, PR.

Além da riqueza de espécies ter sido menor na área invadida pela exótica, a diversidade de espécies também foi menor tanto quando medida pelo índice de Shannon quanto pelo índice de Simpson. A densidade de indivíduos no estrato inferior também foi significativamente menor na área coberta pela copa de *S. cumini* (Tabela 1).

Tabela 1. Atributos da vegetação arbórea em regeneração no estrato inferior do Parque Estadual Lago Azul, PR, mostrando as diferenças entre a Zona Primitiva (PRI) e a Zona de Recuperação (REC).

Atributo	PRI	REC	Teste t
Diversidade (Shannon - H')	1,57	0,80	$t = 5,08; p < 0,001$
Diversidade (Simpson - $1/D$)	4,79	2,52	$t = 2,79; p = 0,012$
Densidade (ind. ha^{-1})	73750,00	40250,00	$t = 2,68; p = 0,015$

2.4 DISCUSSÃO

A densidade de plantas ($1.105 \text{ ind.ha}^{-1}$ no estrato superior) foi inferior a diversos outros estudos realizados com os mesmos critérios de inclusão, tanto na Floresta Estacional Semidecidual cujas densidades variam de $1.239 \text{ ind.ha}^{-1}$ a $2.786 \text{ ind.ha}^{-1}$ (Botrel et al. 2002; Nunes et al. 2002; Silva et al. 2004; Campos et al. 2006; Costa Filho et al. 2006), quanto na Floresta Ombrófila Mista, cujas densidades variam de $1.307 \text{ ind.ha}^{-1}$ a $1.972 \text{ ind.ha}^{-1}$ (Rondon-Neto et al. 2002; Seger et al. 2005; Cordeiro e Rodrigues 2007; Sonogo et al. 2007).

A alta dominância de *S. cumini* pode ser a responsável pela baixa densidade de plantas conforme foi observado pela correlação negativa entre a porcentagem de cobertura de copa e a densidade de plantas do estrato superior, mostrando que a espécie está ocupando nichos que poderiam ser ocupados pelas nativas.

Fabaceae é reconhecidamente uma das famílias mais comuns da Floresta Estacional Semidecidual (Botrel 2002; Bianchini et al 2003; Andrade e Rodal 2004; Campos et al 2006), tendo obtido o maior VI dentre as famílias no estrato superior pelo seu elevado número de espécies na área, sete no total. Myrtaceae também figura é uma das famílias mais importantes nos levantamentos citados, sendo que neste estudo ocupou a terceira e segunda colocação no VI dos estratos superior e intermediário, respectivamente. É importante frisar que esta é a família de *S. cumini* a exótica invasora foco deste estudo, e que foi a responsável por elevar o VI da família.

Arecaceae foi a quarta família em valor de importância no estrato superior e primeira no estrato intermediário, tendo obtido esta posição devido à *E. edulis* ter sido bastante utilizada no reflorestamento da unidade, sendo, portanto resultado de plantio (tanto por mudas quanto por sementes) na maioria dos casos. Trata-se de uma palmeira do sub-bosque que ocorre em alta frequência e abundância na Floresta Atlântica Brasileira. Nos estudos já realizados com suas populações naturais, elas demonstram uma estrutura demográfica em forma de pirâmide, com uma base larga de plantas juvenis e um pequeno número de indivíduos reprodutivos (Seoane 2007).

Dentre as famílias mais importantes, Euphorbiaceae foi amostrada com uma única espécie: *A. triplinervia* que foi a espécie de maior VI no estrato superior e segunda no intermediário. Trata-se de uma espécie que tem ocorrência espontânea no local, não tendo sido utilizada no reflorestamento da unidade de conservação. É uma espécie de boa regeneração natural após roçada, encontrada em locais devastados e com presença de espécies invasoras, como é o caso da área de estudo (Oliveira et al. 1988). Foi apontada como a

espécie de maior VI por Costa Filho et al. (2006) em levantamento na Floresta Estacional Semidecidual da Estação Ecológica do Caiuá, Norte do Paraná.

A presença de *S. cumini* como a segunda espécie de maior VI no estrato superior mostra seu impacto na estrutura da vegetação da área. Os indivíduos da espécie do estrato superior são em sua maioria provenientes do plantio para reflorestamento da unidade após incêndio na década de 1980. São indivíduos de grande porte com altura média em torno de 16 m e diâmetro médio de 37 cm. Já a presença de *S. cumini* na quarta colocação em VI no estrato intermediário mostra que ela está se reproduzindo na área, indicando seu potencial invasor.

Os valores do índice de Shannon para a área ficaram abaixo dos obtidos em outros estudos realizados na Floresta Estacional Semidecidual para plantas com PAP \geq 15 cm que variaram de 3,318 a 3,76 (Botrel et al. 2002; Nunes et al. 2002; Silva et al. 2004; Campos et al. 2006; Costa Filho et al. 2006; Prado Junior et al. 2010), porém com valores intermediários se considerados estudos com o mesmo estrato da vegetação na Floresta Ombrófila Mista cujos valores de H' variaram de 2,37 a 3,437 (Rondon-Neto et al. 2002; Seger et al. 2005; Cordeiro e Rodrigues 2007; Quiqui et al. 2007; Sonogo et al. 2007; Klauberg et al. 2010). Os valores do índice de Shannon certamente teriam sido maiores na ausência de *S. cumini* conforme mostrado pelas análises de correlação entre o H' e a porcentagem de cobertura de copa da exótica.

A hipótese de que formação de densa cobertura de copa de *S. cumini* está interferindo negativamente na regeneração da vegetação das florestas secundárias do PELA foi confirmada com as análises do estrato inferior da vegetação da área ocupada pela exótica em comparação com áreas sem interferência de EEIs. A exótica influenciou os dois atributos da diversidade biológica, causando redução na riqueza e na equitabilidade, além de causar redução na densidade de plantas. Estudos de Parker et al. (1999) e Reaser et al. (2007) também apontam dentre os principais impactos provocados pela presença de EEI a diminuição da riqueza de espécies e da diversidade.

Segundo Gandolfi et al. (2007) quando indivíduos já estão estabelecidos em um ecossistema, podem atuar como filtros e influenciar a composição e estrutura da comunidade de plantas sob a projeção de sua copa, sendo que quanto mais impermeáveis à entrada de luz, menores serão a densidade de plantas e a diversidade de espécies. Este efeito de filtro foi observado para *S. cumini* por Daronco et al. (2011) que encontraram menores valores de densidade sob a copa da espécie, apesar de não ser o único fator atuante diante da complexidade do ecossistema.

Acredita-se que os impactos causados por *S. cumini* na área devem ser resultado, além da formação de copa densa, de um dos aspectos mais marcantes da biologia desta espécie que é a formação de zonas de inibição de crescimento (Inderjit e Callaway 2003). Estas zonas de inibição de crescimento são marcadamente observadas na região de projeção da copa da espécie onde a serapilheira produzida pela planta acumula-se formando uma espessa camada de folhas. Estes padrões espaciais em campo fornecem indícios sobre a alelopatia (Inderjit e Callaway 2003), que já foi demonstrada em laboratório para esta espécie em experimentos ainda não publicados. Sendo assim o mecanismo de invasão de *S. cumini* estaria relacionado à hipótese das novas armas (*novel weapons*) que sugere a liberação de compostos aleloquímicos como a responsável pelo sucesso das espécies na competição com as nativas (Bais et al. 2003; Callaway e Ridenour 2004; Vivanco et al. 2004). Em sua área de ocorrência natural *S. cumini* não apresenta este sucesso porque evoluiu conjuntamente com as demais espécies que adquiriram tolerância aos compostos (Callaway e Aschehoug 2000). No ambiente onde a espécie é introduzida, as plantas nativas não têm a capacidade de resistir ao aleloquímico.

Além dos impactos sobre a comunidade vegetal é possível que *S. cumini* esteja causando impactos na ciclagem de nutrientes da área, já que forma uma profunda camada de serapilheira que, aparentemente, tem uma taxa de decomposição mais lenta. Desta forma a espécie estaria causando impactos no nível ecossistêmico (Ehrenfeld 2003) sendo necessários estudos aprofundados que possam comprovar estes impactos.

O fato é que a presença da EEI é preocupante e, por isso, este estudo mostra a urgente necessidade de controle de *S. cumini* para esta unidade de conservação. Sugere-se que o manejo inclua o anelamento dos adultos e corte raso dos jovens com aplicação de solução a 4% de Triclopir Éster Butoxi Etilico conforme proposto por Dechoum e Ziller (2013) e recomendação da instrução normativa nº 7, de 2 de julho de 2012, do IBAMA. O anelamento dos adultos pode causar menos distúrbio do que o corte já que os indivíduos adultos tem porte alto, com média de altura de 16 m, o que causaria morte de árvores nativas na queda.

2.5 CONCLUSÃO

A presença da EEI *S. cumini* está causando impactos na estrutura da vegetação, com redução na densidade de plantas e diversidade de espécies vegetais. Também influenciou negativamente a regeneração da vegetação quando comparada com uma área sem sua influência. Estes impactos devem estar associados à formação de densas coberturas de copa da espécie que impedem a incidência de luz solar e à capacidade da planta de excluir

competitivamente seus vizinhos pela liberação de compostos alelopáticos. Sugere-se imediata tomada de decisão a respeito do controle e erradicação desta espécie nesta unidade de conservação e nas demais áreas protegidas onde ocorra.

REFERÊNCIAS

- Andrade KVSA, Rodal JN. Fisionomia e estrutura de um remanescente de floresta estacional semidecidual de terras baixas no nordeste do Brasil. *Rev Bras Botânica*. 2004; 27(3): 463–74.
- APGIII. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Bot J Linn Soc*. 2009; 161: 105–21.
- Bais H, Vepachedu R, Gilroy S, Callaway RM, Vivanco JM. Allelopathy and exotic plant invasion: from molecules and genes to species interactions. *Science*. 2003; 301: 1377–80.
- Bianchini E, Popolo RS, Dias MC, Pimenta JA. Diversidade e estrutura de espécies arbóreas em área alagável do município de Londrina, Sul do Brasil. *Acta bot bras*. 2003; 17(3): 405–19.
- Botrel RT, Filho ATO, Rodrigues LA, Curi N. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. *Rev Bras Botânica*. 2002; 25(2): 195–213.
- Blackburn TM, Pysek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Jarosik V, Wilson JRU, Richardson DM. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Ecol Evol*. 2011; 26(7): 333-339.
- Brooks T, Balmford A. Atlantic forest extinctions. *Nature*. 1996; 380: 115.

- Callaway RM, Aschehoug ET. Invasive Plants Versus Their New and Old Neighbors : A Mechanism for Exotic Invasion. *Science*. 2000; 290: 521–3.
- Callaway RM, Ridenour WM. Novel Weapons: Invasive Success and the Evolution of Increased Competitive Ability. *Front Ecol Environ*. 2004; 2(8): 436-43.
- Campos EP, Silva AF, Neto JAAM, Martins SV. Florística e estrutura horizontal da vegetação arbórea de uma ravina em um fragmento florestal no município de Viçosa, MG. *R Árvore*. 2006; 30(6): 1045–54.
- Cordeiro J, Rodrigues WA. Caracterização fitossociológica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista em Guarapuava, PR. *R Árvore*. 2007; 31(3): 545–54.
- Costa-Filho LV, Nanni MR, Campos JB. Floristic and Phytosociological Description of a Riparian Forest and the Relationship with the Edaphic Environment in Caiuá Ecological Station - Paraná - Brazil. *BRAZILIAN Arch Biol Technol*. 2006; 49(5): 785–98.
- Crooks JA. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos*. 2002; 97: 153–166.
- Daronco C, Melo ACG, Durigan G. Regeneração natural sob a copa de três espécies arbóreas em área de reflorestamento de mata ciliar em Assis, SP. Anais do X Congresso de Ecologia do Brasil. São Lourenço; 2011. p. 1–2.
- Dechoum MS, Ziller SR. Métodos para controle de plantas exóticas invasoras. *Biotemas*. 2013; 26(1): 69-77.
- Dias J, Fonte MAMA, Baptista R, Mantoani MC, Holdefer DR, Torezan JMD. Invasive Alien Plants In Brazil: A Nonrestrictive Revision of Academic Works. *Nat Conserv*. 2013; 11(1): 31–5.
- Ehrenfeld JG. Ecosystem Consequences of Biological Invasions. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst*. 2010; 41(1): 59–80.

- Ehrenfeld JG. Effects of Exotic Plant Invasions on Soil Nutrient Cycling Processes. *Ecosystems*. 2003; 6(6): 503–23.
- Gandolfi S, Joly CA, Rodrigues RR. Permeability - Impermeability: Canopy trees as biodiversity filters. *Sci Agric (Piracicaba, Braz)*. 2007; 64(7): 433–8.
- Gotelli NJ, Colwell, RK. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol Lett*. 2001; 4: 379-391.
- Gotelli NJ, Ellison AM. *Princípios de Estatística Em Ecologia*. Porto Alegre: Artmed Editora; 2011.
- IBGE. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Rio de Janeiro: IBGE; 2012.
- Inderjit, Callaway RM. Experimental designs for the study of allelopathy. *Plant Soil*. 2003; 256(1): 1–11.
- Klauber C, Paludo GF, Bortoluzzi RL da C, Mantovani A. Florística e estrutura de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Planalto Catarinense. *Biotemas*. 2010; 23(1): 35–47.
- Levine JM. Biological invasions. *Curr Biol*. 2008; 18(2): R57–60.
- Lockwood JL, Hoopes MF, Marchetti MP. *Invasion ecology*. Oxford: Blackwell Publishing; 2007.
- Lorenzi H, Souza H, Torres M, Bacher L. *Árvores Exóticas no Brasil: madeiras, ornamentais e aromáticas*. Nova Odessa: Instituto Plantarum; 2003.
- Maack R. *Geografia Física do Paraná*. 3^a ed. Curitiba: Imprensa Oficial; 2002.
- Magurran AE. *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba: Ed. da UFPR; 2011.

- Mascia MB, Pailler S, Krithivasan R, Roshchanka V, Burns D, Mlotha MJ, et al. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) in Africa, Asia, and Latin America and the Caribbean, 1900–2010. *Biol Conserv.* 2014; 169: 355–61.
- Metzger JP, Martensen AC, Dixo M, Bernacci LC, Ribeiro MC, Teixeira AMG, Pardini R. Time-lag in the responses to landscape changes in highly dynamic Atlantic forest region (SE Brazil). *Biol Conserv.* 2009; 142: 1166–1177.
- Moro MF, Souza VC, Oliveira-filho AT De, Queiroz LP De. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? *Acta bot bras.* 2012; 26(4): 991–9.
- Mueller-Dombois D, Ellenberg H. Aims and methods of vegetation ecology. New York: John Wiley & Sons. 1974.
- Myers N, Mittermeier R A, Mittermeier CG, Fonseca G A, Kent J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature.* 2000; 403: 853–8.
- Nunes Y, Mendonça A, Botezelli L, Machado ELM, Oliveira-Filho AT de. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. *Acta bot bras.* 2003; 17(2): 213–29.
- Olden JD, Leroy Poff N, Douglas MR, Douglas ME, Fausch KD. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends Ecol Evol.* 2004; 19(1): 18–24.
- Oliveira AS, Silva IM, Alves MVS. Estudos taxonômicos sobre a família Euphorbiaceae Juss. II. *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Muell. Arg. Var. *triplinervia* *Alchornea triplinervia* var. *janeirensis* (Casar). *Sellowia.* 1988; 40:32-62.
- Parker IM, Simberloff D, Lonsdale WM, Goodell K, Wonham M, Kareiva PM, Williamson MH, Von Holle B, Moyle PB, Byers JE, Goldwasser L. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biol. Invasions.* 1999; 1: 3-19.
- Paraná. Plano de Manejo do Parque Estadual Lago Azul. Curitiba: IAP/DIBAP; 2005.

- Pereira HM, Navarro LM, Martins IS. Global Biodiversity Change: The Bad, the Good, and the Unknown. *Annu Rev Environ Resour.* 2012; 37(1): 25–50.
- Pérez JE, Alfonsi C, Ramos C, Gómez JA, Muñoz C, Salazar SK. How some alien species become invasive. Some ecological, genetic and epigenetic basis for bioinvasions. *Interciencia.* 2012; 37(3): 238–44.
- Prado Júnior JA, Vale VS, Oliveira AP De, Gusson AE, Dias Neto OC, Lopes SDF, et al. Estrutura da Comunidade Arbórea em um Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual localizada na Reserva Legal da Fazenda Irara, Uberlândia, MG. *Biosci J.* 2010; 26(4): 638–47.
- Quiqui EM Del, Martins SS, Silva IC, Borghi WA, Silva OH da, Sakuragui CM, et al. Estudo fitossociológico de um trecho da floresta estacional semidecidual em Diamante do Norte, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Sci Agron.* 2007; 29(2): 283–90.
- Reaser JK, Meyerson L a., Cronk Q, De Poorter M, Eldrege LG, Green E, et al. Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. *Environ Conserv.* 2007; 34(2): 98-111.
- Rodrigues RR, Lima RAF, Gandolfi S, Nave AG. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biol. Conserv.* 2009; 142: 1242–1251.
- Rondon-Neto RM, Kozera C, Andrade R do R de, Cecy AT, Hummes AP, Fritzsos E, et al. Caracterização florística e estrutural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista, em Curitiba, PR – Brasil. *Floresta.* 2002; 32(1): 3–16.
- Sakai AK, Allendorf FW, Holt JS, Lodge M, Molofsky J, With KA, et al. The Population Biology of Invasive Species. *Annu Rev Ecol Syst.* 2001; 32: 305–32.
- Seger CD, Dlugosz FL, Kurasz G, Martinez DT, Ronconi E, Melo LAN de, et al. Levantamento florístico e análise fitossociológica de um remanescente de floresta

ombrófila mista localizado no município de Pinhais, Paraná-Brasil. *Floresta*. 2005; 35(2): 291–302.

Seoane CES. Efeitos da fragmentação florestal sobre o sistema de reprodução e a imigração de sementes em remanescentes populacionais de *Euterpe edulis* Martius. Colombo: EMBRAPA Florestas. 2007

Silva N, Martins S, Neto JM, Souza A. Composição florística e estrutura de uma floresta estacional semidecidual montana em Viçosa, MG. *R. Árvore*. 2004; 28(3): 397–405.

Simberloff D. Biological invasions-How are they affecting us, and what can we do about them? *West North Am Nat*. 2001; 61(3): 308–15.

Sonego RC, Backes A, Souza AF. Descrição da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista , RS, Brasil. *Acta bot bras*. 2007; 21(4): 943–55.

Spear D, Foxcroft LC, Bezuidenhout H, McGeoch MA. Human population density explains alien species richness in protected areas. *Biol. Conserv*. 2013; 159: 137–147.

Stokes T. How invasive species become bullies . *Trends Plant Sci.*. 2001; 6(1): 10.

Tabarelli M, Pinto LP, Silva JMC, Hirota MM, Bedê LC. Desafios e oportunidades para a conservação da Biodiversidade na Mata Atlântica Brasileira. *Megadiversidade*. 2005; 1(1): 132-9.

Vigilato GR, Zampar R. Susceptibilidade das zonas de recuperação de uma Unidade de Conservação à invasão biológica por espécies arbóreas exóticas. *SaBios: Rev. Saúde e Biol*. 2011; 6(3): 25-37.

Vivanco JM, Bais HP, Stermitz FR, Thelen GC, Callaway RM. Biogeographical variation in community response to root allelochemistry: novel weapons and exotic invasion. *Ecol Lett*. 2004; 7(4): 285–92.

Zenni RD, Ziller SR. An overview of invasive plants in Brazil. *Rev Bras Botânica*. 2011; 34(3): 431–46.

Ziller SR. Espécies exóticas da flora invasoras em unidades de conservação. In: Campos JB, Tossulino MGP, Muller CRC, editores. Unidades de conservação: ações para valorização da biodiversidade Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná; 2006. p. 34–52.

APÊNDICE A

Lista de famílias e espécies com seus respectivos números de indivíduos (Ni), densidade relativa (DeR), frequência relativa (FrR), dominância relativa (DoR) e valor de importância (VI) nos dois diferentes estratos da vegetação invadida por *Syzygium cumini* no Parque Estadual Lago Azul, PR.

Família / Espécie	Estrato Superior					Estrato Intermediário				
	Ni	DeR	FrR	DoR	VI	Ni	DeR	FrR	DoR	VI
Anacardiaceae										
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	-	-	-	-	-	1	0,55	0,98	0,74	2,27
Arecaceae										
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	44	19,91	10,85	2,57	33,34	22	12,02	7,84	27,92	47,79
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	1	0,45	0,78	0,44	1,67	5	2,73	3,92	4,13	10,79
Apocynaceae										
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	1	0,45	0,78	0,04	1,27	-	-	-	-	-
Araucariaceae										
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	12	5,43	9,3	8,27	23	-	-	-	-	-
Asteraceae										
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	2	0,9	1,55	0,18	2,64	-	-	-	-	-
<i>Vernonanthura petiolaris</i> (DC.) H.Rob.	5	2,26	3,88	2,44	8,57	4	2,19	2,94	3,88	9,01
Bignoniaceae										
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	6	2,71	3,88	1,78	8,37	6	3,28	4,9	1,89	10,07
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	2	0,9	1,55	0,15	2,61	-	-	-	-	-
Euphorbiaceae										
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	39	17,65	12,4	10,11	40,16	20	10,93	9,8	13,09	33,83
Fabaceae										
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	12	5,43	5,43	20,57	31,43	10	5,46	3,92	1,5	10,89
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	-	-	-	-	-	1	0,55	0,98	0,74	2,27
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	8	3,62	4,65	4,96	13,23	3	1,64	0,98	0,46	3,08
<i>Inga vera</i> Willd.	1	0,45	0,78	0,14	1,36	-	-	-	-	-
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	5	2,26	1,55	3,17	6,99	-	-	-	-	-
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	4	1,81	2,33	2,2	6,34	-	-	-	-	-
<i>Poincianella pluviosa</i> (DC.) L.P. Queiroz	4	1,81	2,33	0,5	4,64	2	1,09	0,98	0,41	2,48
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby	1	0,45	0,78	0,1	1,32	-	-	-	-	-
Lamiaceae										
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	15	6,79	4,65	2,56	14	2	1,09	0,98	1,5	3,57
Lauraceae										
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	-	-	-	-	-	5	2,73	3,92	3,86	10,52
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	9	4,07	5,43	3,02	12,52	21	11,48	8,82	4,72	25,02
Melastomataceae										
<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	1	0,45	0,78	0,1	1,32	1	0,55	0,98	1,16	2,68
Meliaceae										
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	1	0,45	0,78	0,08	1,31	4	2,19	3,92	2,01	8,11
<i>Melia azedarach</i> L.*	1	0,45	0,78	0,05	1,28	1	0,55	0,98	0,19	1,71

Continua...

...continuação

Família / Espécie	Estrato Superior					Estrato Intermediário				
	Ni	DeR	FrR	DoR	VI	Ni	DeR	FrR	DoR	VI
Myrtaceae										
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	2	0,9	0,78	0,42	2,1	-	-	-	-	-
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	-	-	-	-	-	13	7,1	4,9	3,02	15,02
<i>Myrcia</i> sp	-	-	-	-	-	7	3,83	3,92	1,5	9,24
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	1	0,45	0,78	0,85	2,07	-	-	-	-	-
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels*	11	4,98	4,65	25,81	35,44	15	8,2	6,86	3,64	18,7
Pinaceae										
<i>Pinus</i> sp*	-	-	-	-	-	1	0,55	0,98	0,19	1,71
Primulaceae										
<i>Myrsine balansae</i> (Mez) Otegui	4	1,81	3,1	0,3	5,21	2	1,09	1,96	1,57	4,63
Proteaceae										
<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn. ex R. Br.*	7	3,17	3,88	5,32	12,37	-	-	-	-	-
Rhamnaceae										
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.*	3	1,36	1,55	0,3	3,2	-	-	-	-	-
Rosaceae										
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	10	4,52	3,88	2,18	10,58	10	5,46	6,86	6,29	18,62
Rubiaceae										
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	-	-	-	-	-	7	3,83	3,92	8,15	15,9
Rutaceae										
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	1	0,45	0,78	0,08	1,31	-	-	-	-	-
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	1	0,45	0,78	0,17	1,39	-	-	-	-	-
Salicaceae										
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	6	2,71	3,88	1,1	7,69	11	6,01	7,84	2,99	16,84
Sapindaceae										
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	-	-	-	-	-	2	1,09	0,98	2,11	4,18
Styracaceae										
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	-	-	-	-	-	2	1,09	0,98	0,75	2,82
Indeterminada										
Indeterminada 1	-	-	-	-	-	1	0,55	0,98	0,46	1,99
Indeterminada 2	-	-	-	-	-	1	0,55	0,98	0,33	1,86
Indeterminada 3	1	0,45	0,78	0,03	1,26	3	1,64	1,96	0,8	4,4

*Espécies exóticas no Bioma Mata Atlântica

3 IMPACTOS DA INTRODUÇÃO E POTENCIAL INVASOR DE UMA ESPÉCIE VEGETAL EXÓTICA EM UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DO SUL DO BRASIL

RESUMO

Apesar de não ser considerada invasora em sistemas naturais no Brasil, a exótica *Adenanthera pavonina* tem se mostrado como tal no Parque Estadual Lago Azul, Paraná. Por isso o objetivo deste estudo foi avaliar os impactos causados pela sua invasão sobre a estrutura da vegetação e sobre a diversidade biológica e dimensionar sua área de ocupação. As hipóteses testadas foram: I. a diversidade de espécies vegetais em áreas ocupadas por *A. pavonina* é menor que em áreas não ocupadas e II. ela está apresentando potencial invasor na área devido ao seu potencial dispersor. Estas hipóteses foram confirmadas, pois a espécie apresentou altos valores de importância no levantamento fitossociológico realizado na área invadida, que refletiu em diferenças significativas na diversidade se comparada a outras áreas da unidade e ainda que a espécie já se dispersou há mais de 100 m de distância da fonte de dispersão. Desta forma, mesmo sem registro nos recentes *check-lists* de espécies exóticas invasoras, *A. pavonina* é uma espécie que deve ser considerada invasora para a flora Brasileira e desta forma ações para o seu controle e possível erradicação são necessários.

Palavras-chave: *Adenanthera pavonina*, áreas protegidas, invasão biológica, perda de diversidade.

IMPACTS OF INTRODUCTION AND INVASIVE POTENTIAL OF AN ALIEN PLANT SPECIES IN A PROTECTED AREA IN SOUTHERN BRAZIL

ABSTRACT

Although not considered invasive in natural systems in Brazil, the exotic *Adenanthera pavonina* has demonstrated this characteristic in the Lago Azul State Park, Paraná. Therefore our objective was evaluate the impacts caused by its invasion on the vegetation structure and the biological diversity and measuring the size of the occupation area. The hypotheses tested were that the species diversity in areas occupied by *A. pavonina* is lower than in non-occupied areas and the species that are presenting invasive potential in the area due to its dispersal potential. These hypotheses were confirmed as the species showed high importance values in the phytosociological survey in the invaded area, which resulted in significant differences in the diversity of the invaded area compared to other areas of the area and that the species has dispersed more than 100 m away from the source of dispersion. Therefore even if not present in recent checklists of invasive alien species, *A. pavonina* is a species should be considered invasive for Brazilian flora and thus actions to control and possible eradication are required.

Keywords: *Adenanthera pavonina*, biological invasion, diversity loss, protected areas.

3.1 INTRODUÇÃO

A invasão biológica é considerada uma das principais ameaças à biodiversidade em todo o mundo, pois as espécies exóticas invasoras podem mudar radicalmente a composição das comunidades e o funcionamento dos ecossistemas, causando perda de diversidade, além de causar sérios impactos econômicos (Vitousek et al., 1997; Levine, 2008), sendo apontada há tempos como a segunda causa de extinção de espécies no mundo (Simberloff, 2001). As invasões podem ocorrer quando espécies são introduzidas intencional ou acidentalmente fora de sua área de distribuição natural ou histórica, sendo o termo “espécie exótica” utilizado no sentido amplo para designar qualquer espécie não nativa, enquanto o termo “invasora” é utilizado para aquelas que conseguem se disseminar na área onde são introduzidas (Lockwood et al. 2007; Levine, 2008).

Muitas espécies não são dominantes em seus sistemas naturais, porém quando introduzidas em novos habitat podem fazê-lo, sendo capazes de erradicar competitivamente seus novos vizinhos, o que pode ser associado a vários mecanismos capazes de transformar uma espécie exótica em uma invasora como, por exemplo, a alelopatia, ausência de inimigos, plasticidade fenotípica e presença de nichos vazios (Callaway e Aschehoug, 2000; Perez et al., 2012).

Alguns fatores que podem ser considerados ampliadores da invasão de uma planta são a produção de sementes pequenas e em grande quantidade, com dispersão eficiente e alta longevidade no solo; crescimento rápido; maturação precoce; reprodução por brotação, floração e frutificação mais longa; características de pioneirismo; adaptação a áreas degradadas e eficiência reprodutiva (Rejmánek e Richardson, 1996; Ziller, 2001). O potencial invasor de uma planta exótica depende de sua capacidade de dispersão no ambiente onde foi introduzida (Rejmánek e Richardson, 1996), sendo assim, uma das formas de avaliar o potencial invasor de uma espécie exótica é estudando suas estratégias de dispersão e ocupação dos habitat.

Adenanthera pavonina L. é uma espécie arbórea pertencente à família Fabaceae, originária da Índia e Malásia, que vem causando problemas à diversidade nativa dos ambientes onde foi introduzida, tendo a capacidade de se adaptar a diferentes tipos de habitat (Fleischmann, 1997). A espécie possui crescimento rápido e seus frutos quando se abrem expõe uma grande quantidade de sementes globosas, achatadas, duras, vermelho-brilhantes (Kissman et al., 2008; Lorenzi et al., 2003). Apesar de ser reconhecida como uma espécie exótica por Lorenzi et al. (2003), não foram encontrados na literatura científica estudos que

apontam seu potencial invasor em sistemas naturais no Brasil (Zenni e Ziller, 2011; Dias et al., 2013). A maioria dos estudos se concentra na análise química das sementes da espécie (Macêdo et al., 2013; Yadava et al., 2013, dentre os mais recentes) ou na produção de mudas, visto que é bastante utilizada para exploração madeireira na região Norte e Nordeste do Brasil (Fanti e Perez, 2003; Kissman et al., 2008; Costa et al., 2010, Zpevak et al., 2012).

Desta forma, o objetivo deste estudo foi avaliar os impactos causados pela invasão de *A. pavonina* sobre a estrutura da vegetação e sobre a diversidade biológica, dimensionar a área de ocupação da espécie exótica e estimar sua velocidade de dispersão no Parque Estadual Lago Azul, PR. Foram testadas as seguintes hipóteses: a diversidade de espécies vegetais em áreas ocupadas por *A. pavonina* é menor que em áreas não ocupadas e a espécie está apresentando potencial invasor na área devido ao seu potencial dispersor.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Estadual Lago Azul (PELA), uma unidade de conservação de Proteção Integral no estado do Paraná, criado pelo Decreto Estadual nº 3.256 de 30 de Junho de 1997, com um total de 1.749,01 hectares, com 2/3 desta área compreendendo o reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) Mourão. Está localizado entre os municípios de Campo Mourão e Luiziana, Paraná, com centro geográfico nas coordenadas 24°04'S e 52°20'W (Figura 1).

Está inserido no Bioma Mata Atlântica e a vegetação contém amostras da Floresta Ombrófila Mista Montana e da Floresta Estacional Semidecidual Montana, segundo a classificação de IBGE (2012). Há ainda alguns afloramentos rochosos onde se desenvolvem encaves de campos rupestres. O clima é classificado como “Cfa” – Subtropical Úmido Mesotérmico, com verões quentes e geadas pouco frequentes com temperatura média da região em torno de 20° C, sem estação seca definida (Maack, 2002).

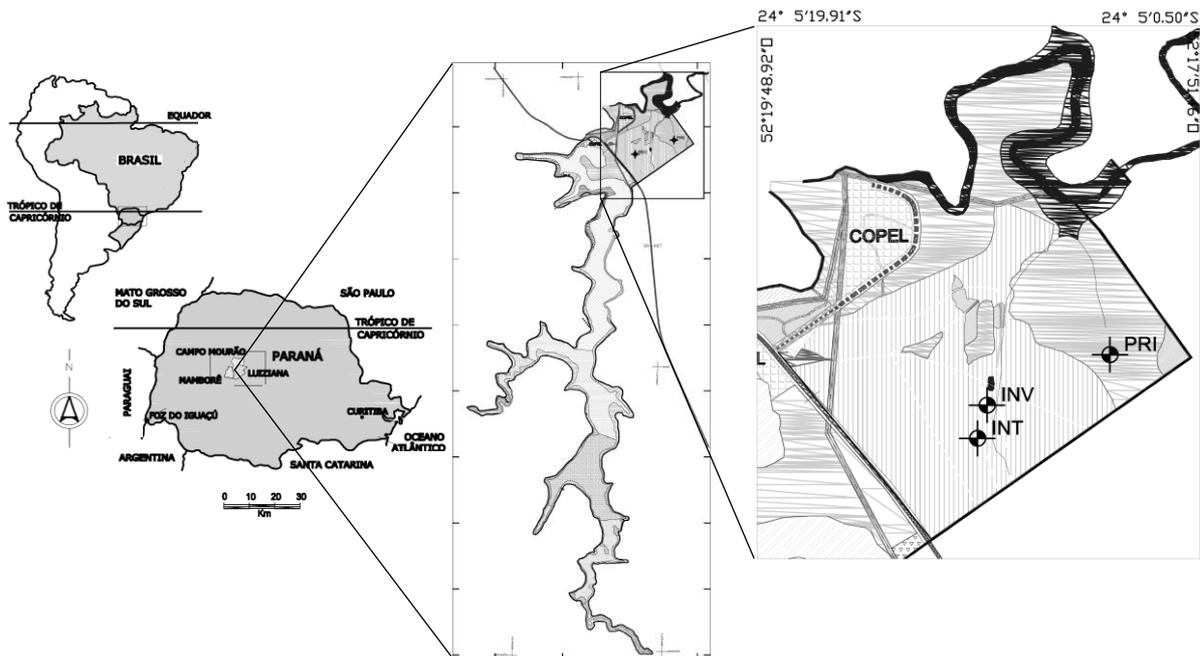


Figura 1. Mapa de localização da área de estudo, Parque Estadual Lago Azul, Paraná, com destaque para os locais de amostragem. PRI – área primitiva; INT – área intermediária; INV – área invadida.

A amostragem foi realizada em três regiões do PELA: a primeira localizada na região denominada Zona Primitiva pelo plano de manejo da unidade que abriga uma vegetação sem interferência de espécies exóticas e que apesar de ter passado por episódios de exploração seletiva de madeira no passado não foi acometida pelo fogo, sendo chamada neste estudo de área primitiva (PRI). As duas outras áreas estão localizadas na região denominada Zona de Recuperação do Parque onde ocorreram os episódios de fogo, sendo uma delas a área de introdução de *A. pavonina* e cuja fitofisionomia é dominada pela espécie, aqui denominada área invadida (INV) e outra área sem domínio fitofisionômico de nenhuma espécie, porém, com a presença de diversas espécies exóticas, aqui denominada área intermediária (INT).

3.2.2 Delineamento amostral

Foram demarcadas, com uso de estacas, 30 parcelas descontínuas de 100 m² cada (10 x 10 m), sendo que 10 foram implantadas na área primitiva, 10 na área intermediária e 10 na área invadida. Nestas parcelas foi realizado o levantamento da vegetação em três estratos diferentes: superior (espécies com perímetro à altura do peito (PAP) \geq 15 cm); intermediário (espécies com altura superior a 1 m de altura e com PAP < 15 cm – amostradas em sub-parcelas de 5 x 5 m) e inferior (espécies com menos de 1 m de altura – amostradas em sub-parcelas de 2 x 2 m).

Foram anotadas em fichas de campo as informações da espécie, altura e perímetro (à altura do peito para o estrato superior e ao nível do solo para o estrato intermediário). Para o estrato inferior apenas a contagem do número de indivíduos de cada espécie foi realizada. Quando a identificação das espécies não foi possível em campo, o material foi coletado para posterior identificação por comparação aos acervos do HI (Herbário da Faculdade Integrado de Campo Mourão) e do HCF (Herbário da Universidade Federal Tecnológica do Paraná – Campus de Campo Mourão) e por consulta a especialistas. O sistema de classificação adotado foi o APG III (2009). A grafia das espécies, nomes dos autores e sinônimas foram confirmados por consulta à Lista das Espécies da Flora do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/>) e quando não encontrados foram confirmadas no site Tropicos (<http://tropicos.org>).

Para verificar se há potencial invasor pela espécie e dimensionar a área de ocupação de *A. pavonina* no PELA, foram implantados, na área invadida, três transectos perpendiculares às fontes de dispersão de sementes (indivíduos adultos), com uma distância de 80 metros entre eles. Cada transecto foi subdividido em parcelas de 2 m x 2 m e implantado até onde não foram mais encontrados indivíduos da espécie. Para evitar a ocorrência de pseudo-réplicas e garantir o acaso na escolha das parcelas amostradas, as mesmas foram escolhidas mediante sorteio, garantindo-se que cada transecto tivesse o mesmo número de parcelas amostradas, porém com distâncias alternadas. Nessas parcelas foram registrados e contabilizados o número de indivíduos de *A. pavonina* e sua altura.

3.2.3 Análise de dados

Foi realizada uma análise fitossociológica para verificar diferenças nos aspectos estruturais da vegetação dos estratos superior e intermediário entre as áreas amostradas. Com uso do programa Fitopac 2.1[®] foram calculados os parâmetros: Densidade Relativa, Frequência Relativa e Dominância Relativa que somados constituíram o Valor de Importância (VI) para as espécies. Também a partir desta análise foi calculado o Índice de Shannon para cada área.

Para verificar as possíveis diferenças na riqueza de espécies foram elaboradas curvas de rarefação (Gotelli e Colwell, 2001) para cada um dos estratos da vegetação nas três áreas. Para testar se está havendo perda de diversidade biológica optou-se por utilizar o Índice de Diversidade de Simpson (1/D), que fornece uma boa estimativa da diversidade em tamanhos populacionais razoavelmente pequenos ordenando as comunidades de forma consistente (Magurran, 2011). Tal índice é comum em estudos ecológicos e foi empregado para a mesma

finalidade por MacDougall e Turkington (2005). As médias dos valores de $1/D$ de cada área e em cada estrato foram submetidas à análise de variância unifatorial para verificar diferenças de diversidade.

Os dados de dispersão da espécie foram submetidos a análises de regressão simples sendo que a relação entre o número de indivíduos e a distância da fonte dispersora foi verificada com uso de regressão exponencial enquanto que a relação entre a altura dos indivíduos e a distância da fonte dispersora foi verificada com uso de regressão linear. Os pressupostos para análises foram testados e foram considerados significativos apenas valores de $p < 0,05$.

Também foi feita uma estimativa do tempo que *A. pavonina* poderia, caso não haja manejo ou resistência biótica, invadir e dominar toda a área da unidade de conservação considerando a distância máxima de dispersão e o tempo de introdução da mesma (fato ocorrido no ano de 1986).

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Estrutura da vegetação

A amostragem resultou em um total de 72 espécies, pertencentes a 28 famílias botânicas (Apêndice B). As famílias de maior riqueza específica foram Fabaceae, com 12 espécies e Myrtaceae, com nove. As curvas de rarefação mostraram maior riqueza de espécies na área intermediária para os estratos superior e intermediário e na área primitiva para o estrato inferior. Em todos os casos a área invadida foi a que apresentou menor riqueza (Figura 2).

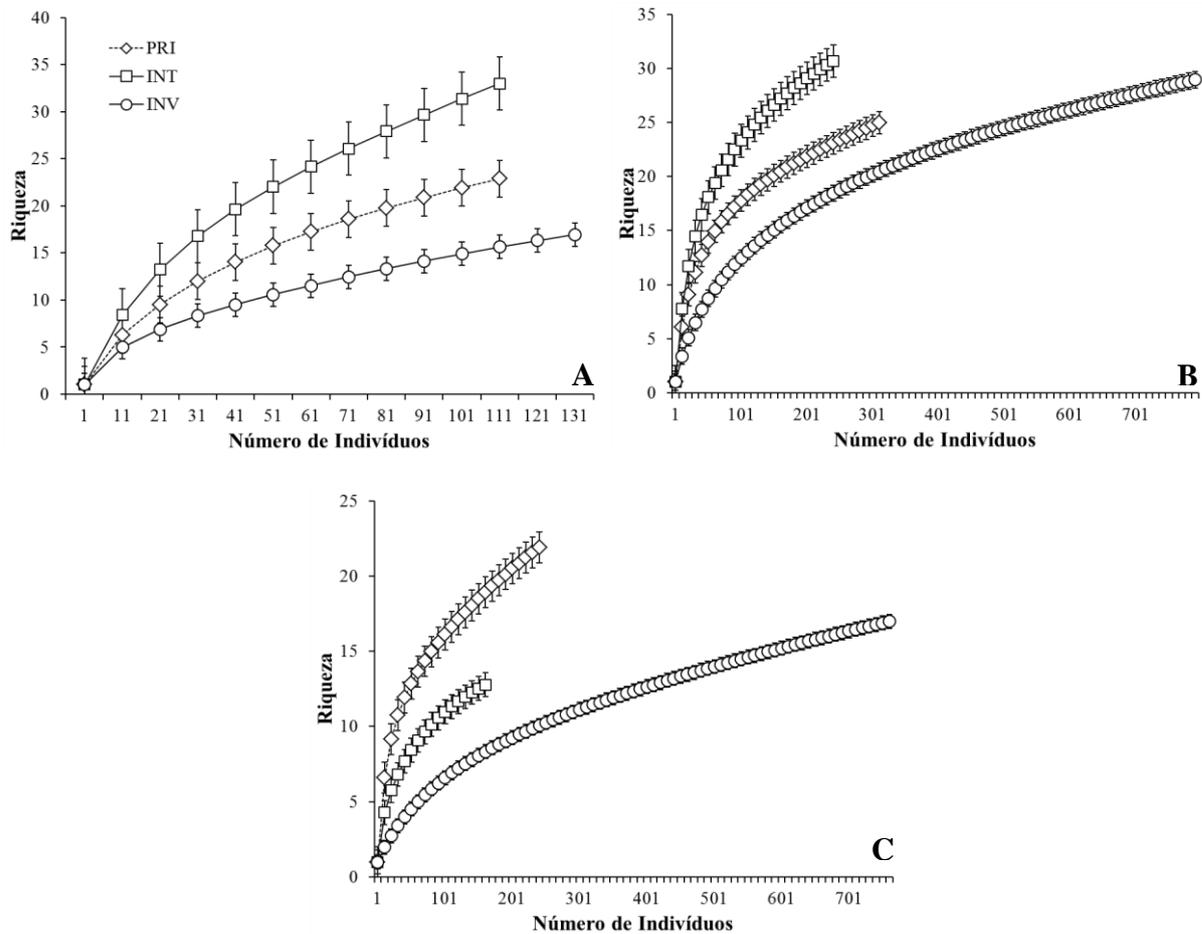


Figura 2. Curvas de rarefação mostrando a riqueza de espécies (\pm erro padrão) nos diferentes estratos da vegetação do Parque Estadual Lago Azul, PR. A – estrato superior; B – estrato intermediário; C – estrato inferior. PRI – área primitiva; INT – área intermediária; INV – área invadida.

O índice de diversidade de Shannon variou de 0,411 no estrato intermediário da área invadida, até 3,083 no estrato superior da área intermediária (Figura 3).

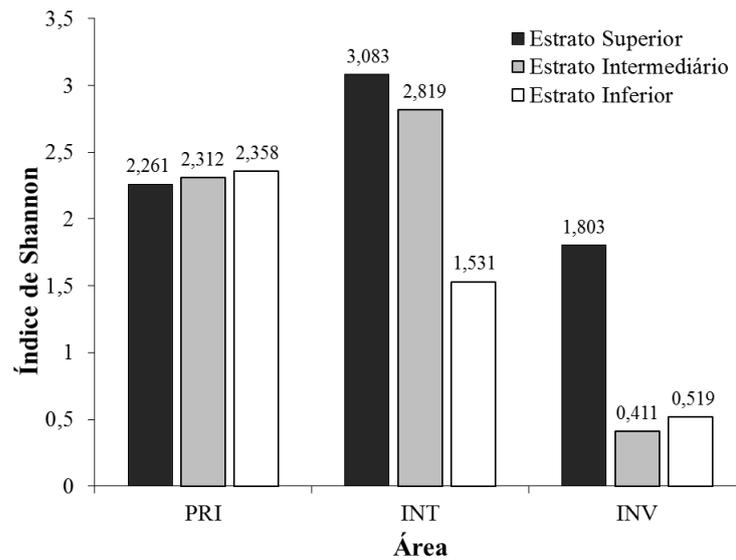


Figura 3. Índice de Shannon para cada uma das áreas nos diferentes estratos da vegetação do Parque Estadual Lago Azul, PR. PRI – área primitiva; INT – área intermediária; INV – área invadida.

A densidade de indivíduos foi maior no estrato inferior, seguido pelo estrato intermediário e menor no estrato superior. Dentre as áreas estudadas, a invadida foi a que apresentou maior densidade quando comparada às demais (Figura 4).

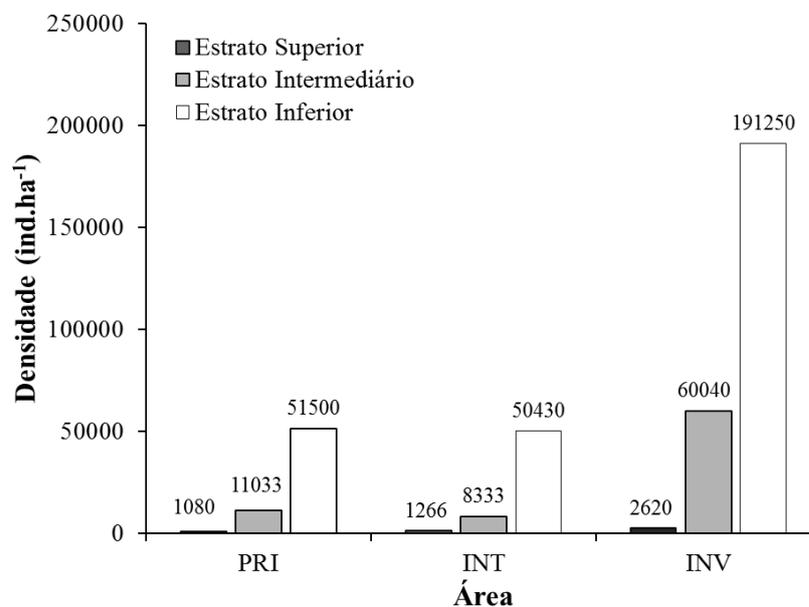


Figura 4. Densidade de plantas (ind.ha⁻¹) em cada uma das áreas nos diferentes estratos da vegetação do Parque Estadual Lago Azul, PR. PRI – área primitiva; INT – área intermediária; INV – área invadida.

Com relação às espécies de maior valor de importância, no estrato superior *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll. Arg. foi a espécie mais importante tanto na área primitiva quanto na área intermediária, ocupando a segunda colocação na área invadida sendo ultrapassada somente por *A. pavonina* que apresentou um VI três vezes maior que a segunda colocada. No estrato intermediário *Psychotria vellosiana* Benth. foi a primeira colocada na área primitiva, enquanto que *Euterpe edulis* Mart. foi a primeira na área intermediária. Na área invadida *A. pavonina* foi a espécie de maior VI obtendo um valor superior a soma dos VIs de todas as demais espécies da área (Figura 5).

Na área intermediária outras espécies exóticas além de *A. pavonina* foram amostradas, entre elas *Hovenia dulcis* Thunb., *Liquidambar styraciflua* L. e *Syzygium cumini* (L.) Skeels que compuseram, juntamente com *A. pavonina*, 18,13% do VI do estrato superior e *Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl., *Spathodea campanulata* P. Beauv. e *S. cumini* que juntamente com *A. pavonina* compuseram 13,78% do VI do estrato intermediário.

3.3.2 Diversidade

A diversidade de espécies medida pelo Índice de Diversidade de Simpson foi significativamente menor na área invadida se comparada às demais áreas estudadas nos três estratos (Figura 6). Para o estrato superior da vegetação a diversidade foi menor apenas para a área invadida ($F_{2,27} = 3,94$; $p = 0,03$), da mesma forma como no estrato intermediário ($F_{2,27} = 10,21$; $p < 0,01$). Já no estrato inferior a diversidade foi menor nas áreas intermediária e invadida quando comparadas à área primitiva ($F_{2,27} = 24,06$; $p < 0,01$).

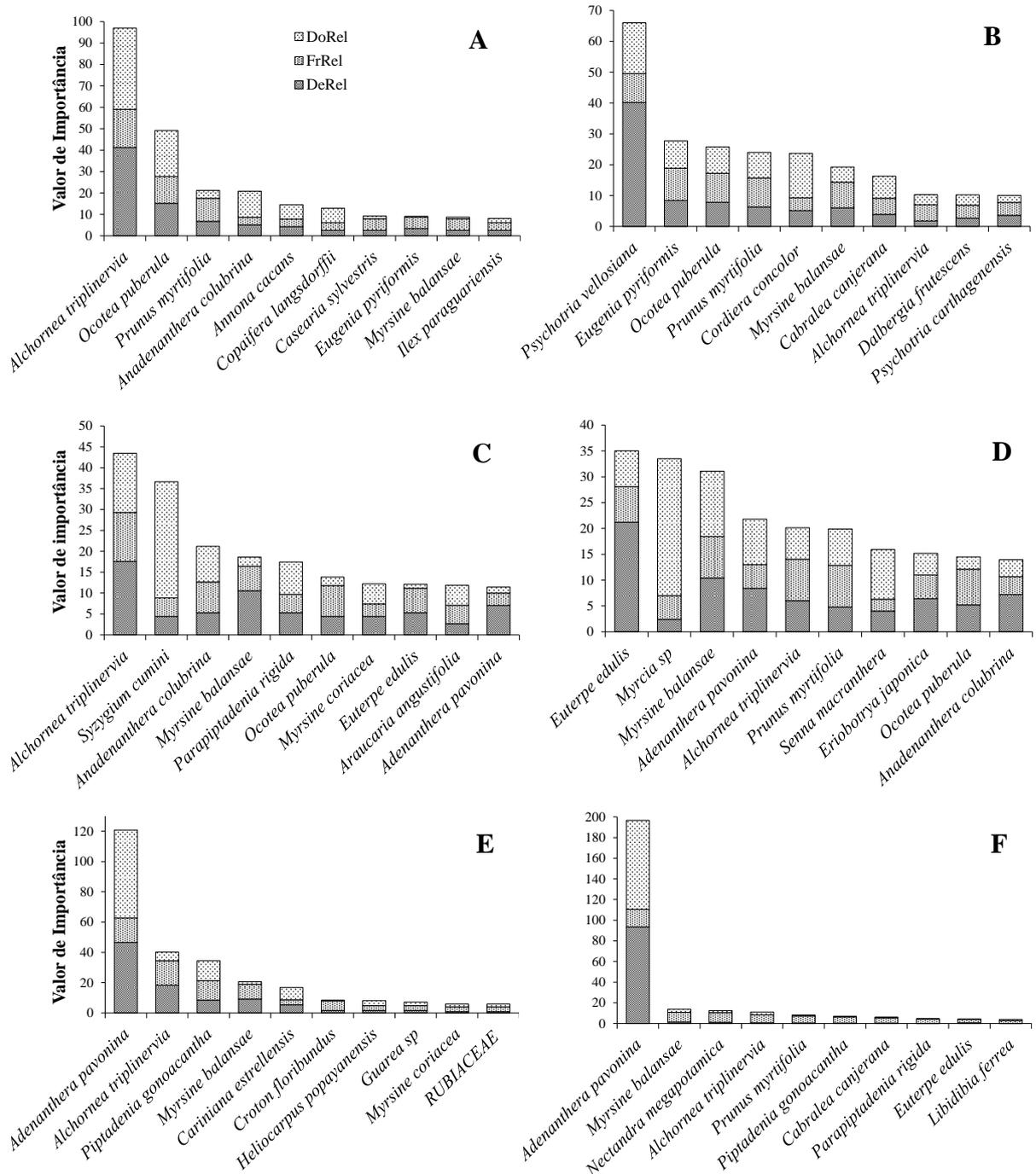


Figura 5. Valores de importância das 10 principais espécies amostradas nos levantamentos fitossociológicos realizados no Parque Estadual Lago Azul. A e B – área primitiva estrato superior e intermediário; C e D – área intermediária estrato superior e intermediário; E e F – área invadida estrato superior e intermediário. O valor de importância é resultado da soma da dominância relativa (DoRel), frequência relativa (FrRel) e densidade relativa (DeRel).

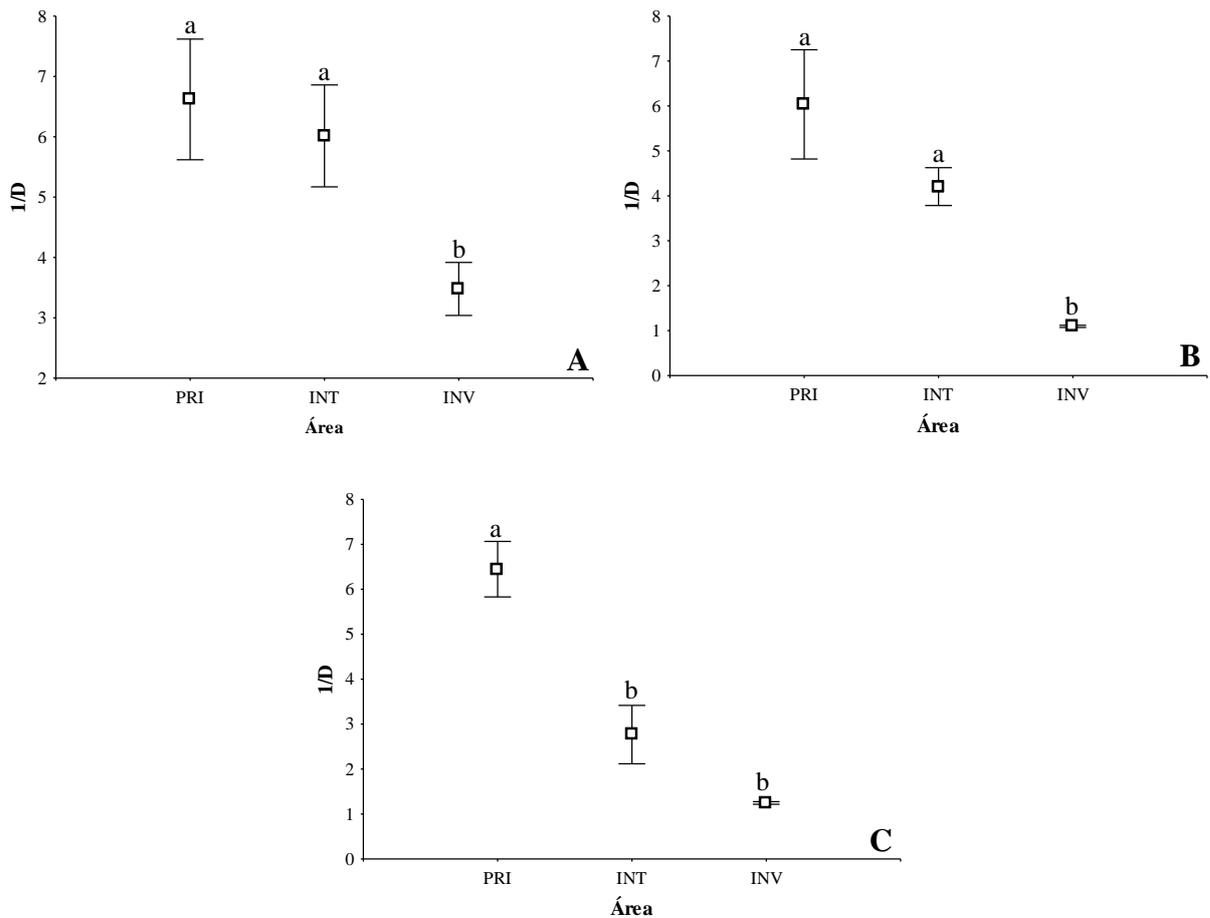


Figura 6. Média e erro padrão do Índice de Diversidade de Simpson (1/D) nas diferentes áreas estudadas e nos diferentes estratos da vegetação do Parque Estadual Lago Azul. A – estrato superior; B – estrato intermediário; C – estrato inferior. PRI – área primitiva; INT – área intermediária; INV – área invadida. Letras diferentes correspondem a médias diferentes segundo o teste de Tukey.

3.3.3 Área de Ocupação

O levantamento da área de ocupação de *A. pavonina* resultou em 679 indivíduos distribuídos a uma distância de até 112 metros da fonte dispersora, com maior densidade de indivíduos até os 20 metros. A presença de indivíduos de pequeno porte após 50 m de distância da fonte de dispersão indica que entre 20 e 40 metros os indivíduos adultos já estão se reproduzindo e servindo como fonte secundária de dispersão. A análise de regressão mostrou haver uma relação negativa entre a distância da fonte de dispersão e a densidade de indivíduos (Figura 7).

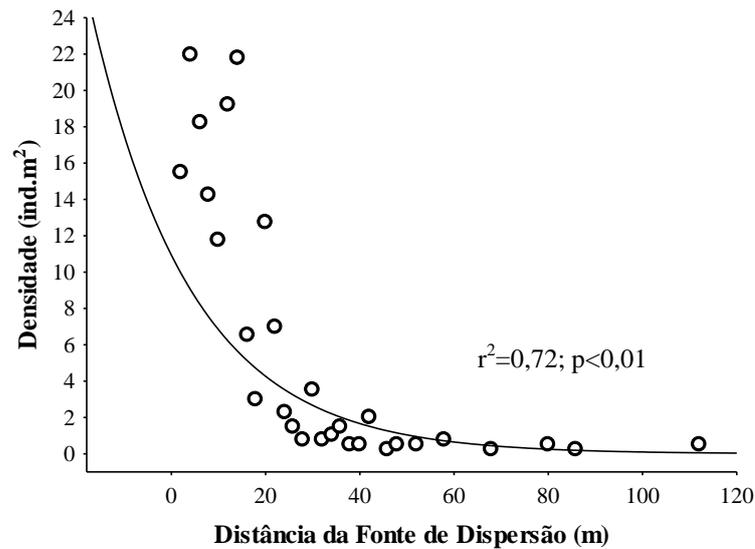


Figura 7. Relação entre a densidade de indivíduos de *Adenantha pavonina* e a distância da fonte de dispersão de sementes no Parque Estadual Lago Azul, PR.

Com relação à altura dos indivíduos verificou-se que até os 20 metros de distância da árvore matriz os indivíduos eram de pequeno porte. Após esta distância foram encontrados indivíduos maiores, com até 10 metros de altura e já em estágio reprodutivo. A análise de regressão mostrou relação positiva entre a altura média dos indivíduos e a distância da fonte de dispersão (Figura 8).

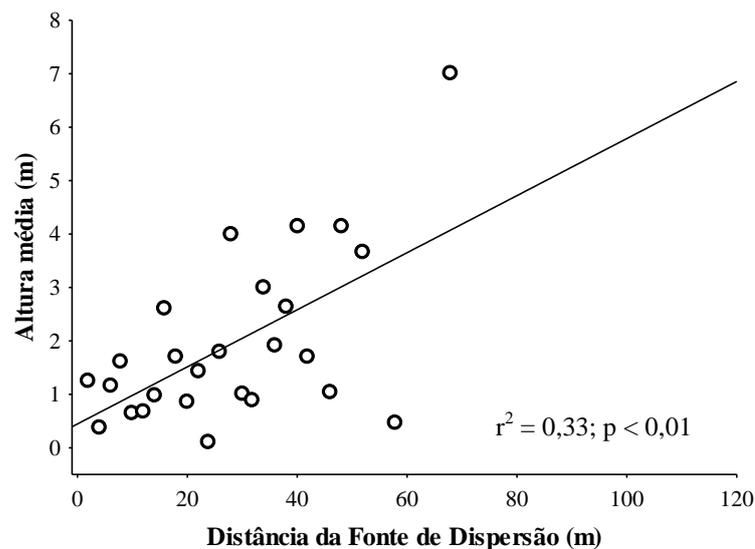


Figura 8. Relação entre a altura média dos indivíduos de *Adenantha pavonina* e a distância da fonte de dispersão de sementes no Parque Estadual Lago Azul, PR.

Pela estimativa da velocidade de dispersão da espécie, que ficou em torno de 4,3 m/ano, e considerando as dimensões atuais da zona de recuperação do Parque, estima-se que, caso não haja o manejo adequado, a espécie poderá ocupar toda a área em pouco mais de 100 anos.

3.4 DISCUSSÃO

3.4.1 Estrutura da vegetação

As famílias com maior número de espécies amostradas neste estudo (Fabaceae e Myrtaceae) são comumente as famílias de maior riqueza nos levantamentos na Floresta Estacional Semidecidual (Botrel et al., 2002; Bianchini et al., 2003; Andrade e Rodal, 2004; Campos et al., 2006; Costa Filho et al., 2006).

A área intermediária apresentou maior riqueza de espécies que a área primitiva tanto no estrato superior quanto no estrato intermediário. Nestas áreas houve o plantio de mudas de diversas espécies após a ocorrência de incêndios na década de 1980, o que certamente contribuiu para os maiores valores de riqueza quando comparados com a área primitiva que além de não ter passado por processos de recuperação, também foi explorada no passado, com retirada seletiva de madeira.

Os valores obtidos do índice de Shannon acompanharam os resultados obtidos pela curva de rarefação, confirmando que o uso do índice de Shannon pode ser tranquilamente substituído por uma medida de riqueza, já que ele é bastante dependente da riqueza e sensível ao tamanho amostral (Magurran, 2011). Neste estudo optamos por apresentar o índice de Shannon calculado para a totalidade das áreas como na maioria dos estudos no Brasil, inclusive para critérios de comparação como os que seguem. Uma análise mais acurada da diversidade biológica das áreas deste estudo foi realizada com uso do índice de Simpson por parcela o qual será discutido posteriormente.

Estudos realizados na Floresta Estacional Semidecidual com levantamento da vegetação arbórea com PAP \geq 15 cm (estrato superior) indicam valores do índice de Shannon entre 3,318 e 3,76 (Botrel et al., 2002; Nunes et al., 2003; Silva et al., 2004; Campos et al., 2006; Costa Filho et al., 2006; Prado Junior et al., 2010), valores mais altos que os obtidos para todas as áreas estudadas. Na Floresta Ombrófila Mista, para o mesmo critério de inclusão, os valores variaram de 2,37 a 3,437 (Rondon-Neto et al., 2002; Seger et al., 2005; Cordeiro e Rodrigues, 2007; Quiqui et al., 2007; Sonogo et al., 2007, Klauberg et al., 2010).

O Parque Estadual Lago Azul apresenta valores que podem ser considerados baixos para o índice de Shannon, porque as áreas onde foram feitas as amostragens ainda estão em estágio de sucessão.

Na Zona Primitiva do PELA estão abrangidos, segundo o plano de manejo (Paraná 2005), todos os remanescentes de melhor representatividade do ambiente natural. No entanto, na área do levantamento deste estudo houve no passado (antes da criação da unidade) alguns episódios de exploração seletiva de madeira, que resultaram na formação de clareiras. Nestas clareiras, bem como nas bordas da floresta e na zona de recuperação são muito frequentes as espécies herbáceas *Merostachys multiramea* Hack. (taquara) e *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (samambaia) com alta produção de biomassa. Estudos mostram que tanto *M. multiramea* (Sanquetta et al., 2007, Klauberg et al., 2010, Santos et al., 2012) quanto *P. arachnoideum* (Silva Matos e Belinato, 2010, Miato et al., 2011) interferem no processo de regeneração de espécies arbóreas sendo que estudos abrangendo o manejo, especialmente quanto ao potencial de estabelecimento de espécies arbóreas, serão cruciais para se avaliar até que ponto a presença destas espécies pode interferir na dinâmica florestal.

A presença destas espécies nas áreas primitiva e intermediária pode ter influenciado a densidade de indivíduos que, para o estrato superior nas duas áreas, foi inferior a diversos outros estudos realizados com os mesmos critérios de inclusão tanto na Floresta Estacional Semidecidual (Botrel et al., 2002; Nunes et al., 2002; Silva et al., 2004; Campos et al., 2006; Costa Filho et al., 2006), quanto na Floresta Ombrófila Mista (Rondon-Neto et al., 2002; Seger et al., 2005; Cordeiro e Rodrigues, 2007; Sonogo et al., 2007). Um fator preocupante foi a densidade relativa de *A. pavonina* na área invadida que foi de 46,56% dos indivíduos amostrados no estrato superior, 93,50% no intermediário e 90,42% no inferior, o que mostra o domínio da espécie exótica sobre a vegetação. Isso explica os valores mais altos de densidade para a área invadida.

Este domínio foi claramente demonstrado pelos valores de importância obtidos pela espécie na análise estrutural da área invadida: 120,82 no estrato superior e 196,62 no intermediário. Este alto VI não é comum em comunidades naturais e mostra o desequilíbrio causado pela presença das EEIs sobre a vegetação (Andrade et al., 2009).

3.4.2 Diversidade

Diversos autores citam a perda de diversidade biológica como uma das principais consequências da invasão biológica (Vitousek et al., 1997; Simberloff, 2001; Ziller, 2001; Didham et al., 2005; Didham et al., 2007; Reaser et al., 2007; Levine, 2008). Nos três estratos

da vegetação analisados existem diferenças na diversidade entre as áreas estudadas, sendo que a diversidade registrada para a área invadida por *A. pavonina* foi significativamente menor, o que confirma a primeira hipótese deste estudo de que a diversidade de espécies nas áreas invadidas pela exótica é menor. As espécies exóticas invasoras tem a capacidade de reduzir a diversidade natural, deixando o ambiente fragilizado, competindo por recursos com as espécies nativas, aumentando a probabilidade de dispersão e estabelecimento das mesmas (Reaser et al., 2007) e também de outras exóticas (Connel e Slatyer, 1977).

A baixa diversidade de espécies na área invadida está relacionada com a alta dominância de *A. pavonina* que resultou em baixos valores de equitabilidade que refletiram negativamente sobre o índice de Simpson que é dependente da heterogeneidade do habitat (Magurran 2011). Com estes valores fica evidente o poder de competição e exclusão de *A. pavonina* sobre as demais espécies nativas, cujas populações são reduzidas e a equitabilidade é baixa. Uma das hipóteses para explicar este domínio é que as exóticas apresentam alguns mecanismos (por exemplo: a alelopatia) que fazem com que formem agrupamentos monoespecíficos nas áreas onde são introduzidas (Inderjit e Callaway, 2003).

A alelopatia diz respeito à liberação de compostos do metabolismo secundário, conhecidos como aleloquímicos, que em sua comunidade de origem não causam alterações, porém, nas comunidades receptoras atuam como compostos inibitórios para o desenvolvimento da comunidade nativa (Callaway e Aschehoug, 2000; Pérez et al., 2012). A presença maciça de *A. pavonina* forma caracteristicamente um agrupamento monoespecífico na área, o que segundo Inderjit e Callaway (2003) pode ser uma evidência de campo da ocorrência de alelopatia. Recentemente um estudo conseguiu isolar um novo aleloquímico das sementes de *A. pavonina* (Yadava e Vishwakarma, 2013), o que confirma a sugestão acima.

3.4.3 Área de Ocupação

A análise dos resultados obtidos pela estimativa da área de ocupação permitiu inferir que a exótica *A. pavonina* está se dispersando de forma eficiente e rápida no Parque, considerando a área ocupada pela mesma em pouco mais de 25 anos de introdução o que confirma a hipótese de que a espécie está apresentando potencial invasor.

Com relação à reprodução da espécie, os frutos de *A. pavonina* são deiscentes e as sementes tem testa altamente resistente, características que indicam uma síndrome de dispersão autocórica limitando a dispersão às proximidades das árvores matrizes. Conforme o esperado, à medida que aumenta a distância da fonte de dispersão de sementes, o número de indivíduos torna-se reduzido. Este fato é condizente com o modelo de dispersão de sementes

que prevê, para a maioria das espécies, que ocorre de forma leptocúrtica, ou seja, uma grande concentração de sementes próxima à planta-mãe, com um decréscimo progressivo à medida que dela se distancia (Howe e Smallwood, 1982).

Apesar de haver uma correlação negativa entre número de indivíduos e distância, o crescimento das plantas está sendo maior em regiões mais distantes da fonte de dispersão (indivíduos de maior porte), o que deve ser resultado de maior competição nas regiões mais próximas à fonte de dispersão, principalmente por luz (Howe e Smallwood, 1982).

Indivíduos de pequeno porte (menores que 1 metro de altura) encontrados há mais de 40 metros da fonte primária de dispersão indicam a presença de fontes secundárias de dispersão, que aumentam o potencial invasor da espécie, e torna ainda mais preocupante sua presença na unidade. Além disso, testes de germinação mostram facilidade para a espécie se desenvolver em ambientes com diferentes condições de luminosidade e concentração de nutrientes (Fanti e Perez, 2003).

Dentre as características para o potencial invasor de uma espécie, segundo Rejmánek e Richardson (1996) estão a capacidade de dispersão no ambiente onde é introduzida tendo em vista o tamanho das sementes (quanto menor a semente maior o potencial invasor), curto período juvenil (quanto mais cedo começar a se reproduzir maior o potencial invasor) e a alta produção de sementes, sendo que *A. pavonina* apresenta as duas últimas características.

Desta forma, mesmo sem registro nos recentes *check-lists* de espécies exóticas invasoras (Zenni e Ziller, 2011; Dias et al., 2013) e considerando que em outros países já há registros da sua capacidade em se adaptar a diferentes tipos de habitat (Fleischmann, 1997), *A. pavonina* é uma espécie que, além de exótica, deve ser considerada invasora para a flora brasileira e desta forma ações para o controle e possível erradicação da espécie são necessários, especialmente para o PELA.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, LA., FABRICANTE, JR. e OLIVEIRA, FX., 2009. Invasão biológica por *Prosopis juliflora* (Sw.) DC.: impactos sobre a diversidade e a estrutura do componente arbustivo-arbóreo da caatinga no estado do Rio Grande do Norte, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. vol. 23, n. 4, p. 935–943.

- ANDRADE, KVSA. e RODAL, JN., 2004. Fisionomia e estrutura de um remanescente de floresta estacional semidecidual de terras baixas no nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*. vol. 27, no. 3, p. 463–474.
- APG III, 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*. vol. 161, p. 105–121.
- BIANCHINI, E., POPOLO, RS., DIAS, MC. e PIMENTA, JA., 2003. Diversidade e estrutura de espécies arbóreas em área alagável do município de Londrina, Sul do Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. vol. 17, no. 3, p. 405–419.
- BOTREL, RT., FILHO, ATO., RODRIGUES, LA. e CURI, N., 2002. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. *Revista Brasileira de Botânica*. vol. 25, no. 2, p. 195–213.
- CALLAWAY, RM. e ASCHEHOUG, ET., 2000. Invasive Plants Versus Their New and Old Neighbors: A Mechanism for Exotic Invasion. *Science*. vol. 290, p. 521–523.
- CAMPOS, EP., SILVA, AF., MEIRA NETO, JAA. e MARTINS, SV., 2006. Florística e estrutura horizontal da vegetação arbórea de uma ravina em um fragmento florestal no município de Viçosa, MG. *Revista Árvore*. vol. 30, no. 6, p. 1045–1054.
- CONNEL, J.H. e SLATYER, RO. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* vol. 3, p. 1119-1144.
- CORDEIRO, J. e RODRIGUES, WA., 2007. Caracterização fitossociológica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista em Guarapuava, PR. *Revista Árvore*. vol. 31, no. 3, p. 545–554.

- COSTA, PA., LIMA, ALS., ZANELLA, F. e FREITAS, H., 2010. Quebra de dormência em sementes de *Adenantha pavonina* L. *Pesquisa Agropecuária Tropical*. vol. 40, no. 1, p. 83–88.
- COSTA FILHO, LV., NANNI, MR. E CAMPOS, JB., 2006. Floristic and Phytosociological Description of a Riparian Forest and the Relationship with the Edaphic Environment in Caiuá Ecological Station - Paraná - Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. vol. 49, no. 5, p. 785–798.
- DIAS, J., FONTE, MAMA., BAPTISTA, R., MANTOANI, MC., HOLDEFER, DR. E TOREZAN, JMD., 2013. Invasive Alien Plants In Brazil: A Nonrestrictive Revision of Academic Works. *Natureza & Conservação*. vol. 11, no. 1, p. 31–35.
- DIDHAM, RK., TYLIANAKIS, JM., HUTCHISON, MA., EWERS, RM. e GEMMELL, NJ., 2005. Are invasive species the drivers of ecological change? *Trends in Ecology & Evolution*. vol. 20, no. 9, p. 470–474.
- DIDHAM, RK., TYLIANAKIS, JM., GEMMELL, NJ., RAND, TA. e EWERS, RM., 2007. Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends in Ecology & Evolution*. vol. 22, no. 9, p. 489–96.
- FANTI, SC. e PEREZ, SCJGA., 2003 Influência do sombreamento artificial e da adubação química na produção de mudas de *Adenantha pavonina* L. *Ciência Florestal*. vol. 13, no. 1, p. 49–56.
- FLEISCHMANN, K., 1997. Invasion of alien woody plants on the islands of Mahé and Silhouette, Seychelles. *Journal of Vegetation Science*. vol. 8, p. 5–12.
- GOTELLI, NJ. e COLWELL, RK., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*. vol. 4, p. 379–391.
- HOWE, HF. e SMALLWOOD, J., 1982. Ecology of seed dispersal. *Ann Rev. Ecol. Syst.* 1982. Vol. 13, p. 201–28.

- IBGE, 2012. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Rio de Janeiro: IBGE. 275 p.
- INDERJIT e CALLAWAY, RM., 2003. Experimental designs for the study of allelopathy. *Plant and Soil*. vol. 256, no. 1, p. 1–11.
- KISSMANN, C., SCALON, SPQ., SCALON FILHO, H. e RIBEIRO, N., 2008. Tratamentos para quebra de dormência, temperaturas e substratos na germinação de *Adenanthera pavonina* L. *Ciência e Agrotecnologia*. vol. 32, no. 2, p. 668–674.
- KLAUBERG, C., PALUDO, GF., BORTOLUZZI, RLC e MANTOVANI, A., 2010. Florística e estrutura de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Planalto Catarinense. *Biotemas*. vol. 23, no. 1, p. 35–47.
- LEVINE, JM., 2008. Biological invasions. *Current biology*. vol. 18, no. 2, p. R57–60.
- LOCKWOOD, JL., HOOPES, MF. e MARCHETTI, MP., 2007. *Invasion ecology*. Oxford: Blackwell Publishing.
- LORENZI, H., SOUZA, HM., TORRES, MAV. e BACHER, LB., 2003. *Árvores Exóticas no Brasil: madeireiras, ornamentais e aromáticas*. Nova Odessa: Instituto Plantarum. 368 p.
- MAACK, R., 2002, *Geografia Física do Paraná*. 3ª ed. Curitiba: Imprensa Oficial. 438 p.
- MacDOUGALL, AS. e TURKINGTON, R., 2005. Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology*. vol. 86, no. 1, p. 42–55.
- MACÊDO, AAM., SOMBRA, ASB., MAZZETTO, SE. e SILVA, CC., 2013. Influence of the polysaccharide galactomannan on the dielectrical characterization of hydroxyapatite ceramic. *Composites*. vol. 44, no. 1, p. 95–99.
- MAGURRAN, AE., 2011. *Medindo a Diversidade Biológica*. Curitiba : Ed. da UFPR. 261 p.

- MIATTO, RC., SILVA, IA., SILVA-MATOS, DM. e MARRS, RH., 2011. Woody vegetation structure of Brazilian Cerrado invaded by *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (Dennstaedtiaceae). *Flora*. vol. 206, no. 8, p. 757–762.
- NUNES, YRF., MENDONÇA, AVR., BOTEZELLI, L., MACHADO, ELM. E OLIVEIRA FILHO, AT., 2003. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. *Acta Botanica Brasilica*. vol. 17, no. 2, p. 213–229.
- PARANÁ, 2005. *Plano de Manejo do Parque Estadual Lago Azul*. Curitiba: IAP/DIBAP. 270 p.
- PÉREZ, JE, ALFONSI, C., RAMOS, C., GÓMEZ, JA., MUÑOZ, C. e SALAZAR, SK, 2012. How some alien species become invasive. Some ecological, genetic and epigenetic basis for bioinvasions. *Interciencia*. vol. 37, no. 3, p. 238–244.
- PRADO JÚNIOR, JA., VALE, VS., OLIVEIRA, AP., GUSSON, AE., DIAS NETO, OC., LOPES, SF. e SCHIAVINI, I., 2010. Estrutura da Comunidade Arbórea em um Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual localizada na Reserva Legal da Fazenda Irara, Uberlândia, MG. *Biosci. J.* vol. 26, no. 4, p. 638–647.
- QUIQUI, EM., MARTINS, SS., SILVA, IC., BORGHI, WA., SILVA, OH., SAKURAGUI, CM. e PACHECO, RB, 2007. Estudo fitossociológico de um trecho da floresta estacional semidecidual em Diamante do Norte, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum Agronomy*. vol. 29, no. 2, p. 283–290.
- REASER, JK., MEYERSON, LA., CRONK, Q., DE POORTER, M., ELDRIGE, LG., GREEN, E., KAIRO, M., LATASI, P., MACK, RN., MAUREMOOTO, J., O'DOWD, D., ORAPA, W., SASTROUTOMO, S., SAUNDERS, A., SHINE, C., THRAINSSON, S. e VAIUTU, L., 2007. Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. *Environmental Conservation*. vol. 34, no. 02, p. 98–111.
- REJMÁNEK, M. e RICHARDSON, DM., 1996. What attributes make same plant species more invasive? *Ecology*. vol. 77, no. 6, p. 1655–1661.

- RONDON-NETO, RM., KOZERA, C., ANDRADE, RR., CECY, AT., HUMMES, AP., FRITZSONS, E., CALDEIRA, MVW., MACIEL, MNM. E SOUZA, MKF., 2002. Caracterização florística e estrutural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista, em Curitiba, PR – Brasil. *Floresta*. vol. 32, no. 1, p. 3–16.
- SANQUETTA, CR., CÔRTE, AP., SALZMANN, AM. e VULCANIS, L., 2007. Dinâmica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista no sul do Paraná sob influência de taquaras. *Ambiência*. vol. 3, no. 1, p. 65–78.
- SANTOS, SC., BUDKE, JC. e MULLER, A., 2012. Regeneração de espécies arbóreas sob a influência de *Merostachys multiramea* Hack. (Poaceae) em uma floresta subtropical. *Acta Botanica Brasilica*. vol. 26, no. 1, p. 218–229.
- SEGER, CD., DLUGOSZ, FL., KURASZ, G., MARTINEZ, DT., RONCONI, E., MELO, LAN, BITTENCOURT, SM, BRAND, MA., CARNIATTO, I., GALVÃO, F. e RODERJAN, CV., 2005. Levantamento florístico e análise fitossociológica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista localizado no município de Pinhais, Paraná-Brasil. *Floresta*. vol. 35, no. 2, p. 291–302.
- SILVA MATOS, DM. e BELINATO, TA., 2010. Interference of *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon. (Dennstaedtiaceae) on the establishment of rainforest trees. *Brazilian journal of biology*. vol. 70, no. 2, p. 311–6.
- SILVA, NRS., MARTINS, SV., NETO, JAAM. e SOUZA, AL., 2004. Composição florística e estrutura de uma floresta estacional semidecidual montana em Viçosa, MG. *Revista Árvore*. vol. 28, no. 3, p. 397–405.
- SIMBERLOFF, D., 2001. Biological invasions - How are they affecting us, and what can we do about them? *Western North American Naturalist*. vol. 61, no. 3, p. 308–315.
- SONEGO, RC., BACKES, A. e SOUZA, AF., 2007. Descrição da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. vol. 21, no. 4, p. 943–955.

- VITOUSEK, PM., MOONEY, HA., LUBCHENCO, J. e MELILLO, JM., 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*. vol. 277, no. 5325, p. 494–499.
- YADAVA, RN. e VISHWAKARMA, UK. Isolation and Characterization of a New Allelochemical from Seeds of *Adenanthera pavonina* Linn. *Asian Journal of Chemistry*. v. 25; n. 9; p. 4902-4904, 2013.
- ZENNI, RD. e ZILLER, SR., 2011. An overview of invasive plants in Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*. vol. 34, no. 3, p. 431–446.
- ZILLER, SR., 2001. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. *Ciência Hoje*. vol. 30, no. 178, p. 77–79.
- ZPEVAK, FA, CRISTINA, S., GÜALTIERI, J. e BUCKERIDGE, MS., 2012. Isothermal seed germination of *Adenanthera pavonina*. *Brazilian Journal of Botany*. vol. 35, no. 4, p. 401–408.

APÊNDICE B

Lista de famílias e espécies com seus respectivos Valores de Importância em cada área estudada e nos dois diferentes estratos da vegetação do Parque Estadual Lago Azul, PR. PRI – área primitiva, INT – área intermediária, INV – área invadida.

Família / Espécie	Estrato Superior			Estrato Intermediário		
	PRI	INT	INV	PRI	INT	INV
Altingeaceae						
<i>Liquidambar styraciflua</i> L.*	-	2,66	-	-	-	-
Anacardiaceae						
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	-	2,43	-	-	-	-
Indeterminada	-	-	-	-	-	1,03
Aquifoliaceae						
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	8,01	-	-	1,79	-	0,96
Areaceae						
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	-	12,1	-	-	35,01	4,42
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	-	3,36	-	1,42	3,5	-
Annonaceae						
<i>Annona cacans</i> Warm.	14,46	-	-	-	-	-
Apocynaceae						
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	2,68	-	-	5,26	-	-
Araucariaceae						
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	-	11,81	-	-	1,9	-
Asteraceae						
<i>Vernonanthura petiolaris</i> (DC.) H.Rob.	-	2,88	8,42	-	-	0,96
Bignoniaceae						
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	-	2,73	-	-	1,79	2,14
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	-	-	4,11	1,42	1,61	-
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	3,24	-	-	-	-	0,96
<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.*	-	-	-	-	2,7	-
Boraginaceae						
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	2,97	-	-	1,71	-	-
Euphorbiaceae						
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	96,99	43,47	40,13	10,31	20,12	11,09

Continua...

...continuação.

Família / Espécie	Estrato Superior			Estrato Intermediário		
	PRI	INT	INV	PRI	INT	INV
Fabaceae						
<i>Adenanthera pavonina</i> L.*	-	11,39	120,82	-	21,8	196,62
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	20,76	21,18	-	-	13,97	2,85
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	12,84	-	-	3,52	-	-
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	5,46	3,59	-	10,24	-	1,18
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	-	-	-	1,56	-	-
<i>Inga vera</i> Willd.	-	4,03	-	-	-	-
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz	-	-	5,03	-	-	3,85
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	2,77	-	-	-	-	-
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	6,2	17,42	-	1,76	-	4,51
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	-	-	34,42	-	-	6,96
<i>Poincianella pluviosa</i> (DC.) L.P. Queiroz	-	-	-	-	5,72	0,92
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby	-	2,57	-	-	15,91	0,93
Lamiaceae						
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	-	10,9	-	2,49	4,04	-
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	-	2,68	-	-	-	-
Lauraceae						
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	2,73	-	-	6,34	10,72	12,53
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	3,33	-	-	-	-	-
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	49,17	13,81	-	25,82	14,5	3,83
<i>Ocotea</i> sp	2,75	-	-	6,74	-	-
Lecytidaceae						
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	-	-	16,84	-	-	-
Malvaceae						
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	-	-	8,07	-	-	-
Melastomataceae						
<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	-	-	-	1,79	2,03	0,9
Meliaceae						
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	6,94	2,53	4,08	16,27	1,79	6,26
<i>Guarea</i> sp	-	-	7,2	-	-	-
Monimiaceae						
<i>Mollinedia</i> sp	-	-	-	10,01	-	-

Continua...

...continuação.

Família / Espécie	Estrato Superior			Estrato Intermediário		
	PRI	INT	INV	PRI	INT	INV
Moraceae						
<i>Ficus eximia</i> Schott	2,7	-	-	-	-	-
Myrtaceae						
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	-	8,18	-	-	-	-
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	-	-	-	6,64	-	-
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	9,03	-	-	27,77	3,73	-
<i>Eugenia uniflora</i> L.	-	-	-	8,26	-	-
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	-	2,45	-	-	7,99	-
<i>Myrcia</i> sp	-	4,09	-	-	33,48	2,82
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	-	4,28	-	-	-	0,95
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels*	-	36,64	-	-	1,65	0,9
Indeterminada	-	-	-	-	-	3,65
Primulaceae						
<i>Myrsine balansae</i> (Mez) Otegui	8,63	18,59	20,67	19,26	31,07	13,78
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	-	12,18	5,87	-	2,51	-
Proteaceae						
<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn. ex R. Br.*	-	-	4,58	-	-	-
Rhamnaceae						
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.*	-	3,7	-	-	-	-
Rosaceae						
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.*	-	-	-	-	15,18	-
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	21,1	11,15	5,72	24,02	19,89	8,13
Rubiaceae						
<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	2,68	-	-	23,69	-	-
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	-	-	-	10,07	-	-
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	-	-	-	66,00	3,72	1,94
Indeterminada	-	-	5,82	-	-	-
Rutaceae						
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	2,68	2,53	-	-	-	-
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	-	2,43	4,08	-	1,74	1,84
Salicaceae						
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	9,13	4,97	-	2,8	10,32	-

Continua...

...continuação.

Família / Espécie	Estrato Superior			Estrato Intermediário		
	PRI	INT	INV	PRI	INT	INV
Sapotaceae						
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	-	-	-	1,63	-	-
Styracaceae						
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	2,76	2,57	-	-	4,25	0,98
Indeterminada						
Indeterminada 1	-	-	4,11	-	-	-
Indeterminada 2	-	-	-	-	-	2,12
Indeterminada 3	-	-	-	-	3,86	-
Indeterminada 4	-	2,49	-	-	-	-
Indeterminada 5	-	2,43	-	-	-	-
Indeterminada 6	-	9,78	-	-	-	-
Indeterminada 7	-	-	-	-	1,79	-
Indeterminada 8	-	-	-	-	1,71	-
Indeterminada 9	-	-	-	1,42	-	-

*Espécies exóticas no Bioma Mata Atlântica.

4 CONTROLE DE *ADENANTHERA PAVONINA* L. (FABACEAE) EM UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DO SUL DO BRASIL

RESUMO

Foram testados experimentalmente métodos físicos e químicos de controle de *Adenantha pavonina* no Parque Estadual Lago Azul, Paraná, e as respostas dos mesmo sobre a regeneração da vegetação arbórea. Em um experimento de campo os indivíduos adultos foram anelados e os jovens cortados com e sem aplicação do herbicida Triclopir, e ainda com manutenção ou retirada de biomassa proveniente dos cortes. Apenas os tratamentos que utilizaram o herbicida foram eficazes no controle da exótica. Houve incremento de diversidade após o experimento o que mostra que a retirada da exótica pode contribuir para a recuperação do ambiente. A recuperação da vegetação em regeneração ocorreu de forma similar entre todos os tratamentos indicando que a retirada da biomassa do local de manejo não é necessária. A continuidade no monitoramento é imprescindível, pois apesar do aumento de diversidade, a exótica ainda ocorre na regeneração.

Palavras-chave: áreas protegidas, espécie exótica invasora, invasão biológica, manejo, triclopir.

CONTROL OF *ADENANTHERA PAVONINA* L. (FABACEAE) IN A PROTECTED AREA IN SOUTHERN BRAZIL

ABSTRACT

We tested experimentally physical and chemical control methods of *Adenantha pavonina* in Lago Azul State Park, Paraná, and the responses of control over the regeneration of woody vegetation. In a field experiment adults were ringed and young were cut with and without application of the herbicide Triclopyr, and with maintenance and removal of biomass from the cuts. Only treatments of the herbicide were effective in controlling exotic. There was an increase of diversity after the experiment which shows that removal of exotic can contribute to the recovery environment. The recovery of the regeneration vegetation occurred similarly between all the treatments indicating that removal of biomass from the local management is not required. Continued monitoring is necessary because despite the increased diversity, the exotic is still present in regeneration.

Keywords: biological invasion, invasive alien species, management, protected areas, triclopyr.

4.1 INTRODUÇÃO

Os impactos decorrentes da invasão biológica tem sido objeto de diversos estudos ao redor do mundo (Andrade et al. 2009; Bennett et al. 2012; Pereira et al. 2012; Maron et al. 2014, p. ex.). As consequências danosas dos processos de invasão biológica incluem impactos ecológicos às populações naturais (Olden et al. 2004), comunidades (Sakai et al. 2001; Pereira et al. 2012) e ecossistemas (Crooks 2002; Ehrenfeld 2003; Ehrenfeld 2010), sem contar os vários prejuízos econômicos que podem ser gerados (Stokes 2001). Apesar das diversas pesquisas com espécies exóticas invasoras (EEI) nas últimas décadas, relativamente poucas ações de manejo e controle para estas espécies tem sido empregados, particularmente nas Américas (Donlan *et al.* 2003, Kettenring & Adams 2011).

No Brasil todos os biomas têm sofrido com o processo de invasão biológica (Zenni & Ziller 2011), sendo que ações de prevenção e controle de EEI são necessárias para evitar ou reverter os efeitos negativos das invasões biológicas (Durigan et al. 2013). Dada a importância das pesquisas com invasão biológica e os impactos causados pelas EEI, torna-se fundamental a realização de estudos que proponham estratégias para o manejo e erradicação das mesmas, como forma de nortear programas de restauração ecológica (Kettenring & Adams 2011). Em unidades de conservação, deve haver um nível de relevância evidente no tratamento prioritário no que se refere as EEI, desde que fique claro que apenas operações pontuais de controle não são efetivas (Ziller 2006).

Dentre os principais métodos utilizados para o controle de espécies exóticas invasoras estão o controle físico (que envolve o corte ou anelamento dos indivíduos), controle biológico (utilização de fitófagos, fungos e microorganismos) e controle químico (uso de herbicidas) (Wittenberg & Cock 2001). Todos estes métodos podem causar danos às espécies nativas, no entanto o uso de herbicidas é o mais questionável, pois seu uso poderia comprometer a saúde dos seres humanos e do ambiente (Sigg 1999). No entanto, diversos estudos tem mostrado há tempos que para algumas espécies, este pode ser um dos únicos métodos efetivos (Hobbs & Humphries 1995; Stocker & Sanders 1997; Ortega & Pearson 2011; Endress et al. 2012; Dechoum & Ziller 2013).

Adenanthera pavonina L. (Fabaceae) é uma espécie arbórea originária da Índia e Malásia que até o momento não estava reportada como EEI (Zenni & Ziller 2011; Dias et al. 2013). No entanto, tem causado impactos relevantes no Parque Estadual Lago Azul – PR. Considerando a classificação proposta por Durigan *et al.* (2013), a espécie pode ser classificada como ruderal dominante, sendo que a indicação de manejo proposta neste caso

por se tratar de uma área legalmente protegida que já passou por um processo de restauração ecológica, é a sua retirada com alta prioridade e sua remoção poderá contribuir para o restabelecimento da vegetação nativa na área invadida.

Sendo assim, este estudo teve como objetivo definir uma forma de controle de *A. pavonina*, além de contribuir para o conhecimento de estratégias de controle e erradicação de espécies exóticas invasoras, sobretudo em áreas protegidas. Foram testadas as hipóteses de que o controle da espécie exótica aumenta a diversidade (riqueza e equitabilidade) de espécies e também aumenta a densidade de plantas arbóreas em regeneração. Para melhor avaliar a técnica de manejo foram utilizados tratamentos que envolveram a retirada e a manutenção da biomassa vegetal no interior da parcela para testar a hipótese de que a manutenção da biomassa interfere na regeneração.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Área de Estudo

O experimento foi implantado no Parque Estadual Lago Azul (PELA), uma unidade de conservação de Proteção Integral no Estado do Paraná, com um total de 1.749,01 hectares, localizado entre os municípios de Campo Mourão e Luiziana (Paraná 2005) (Figura 1).

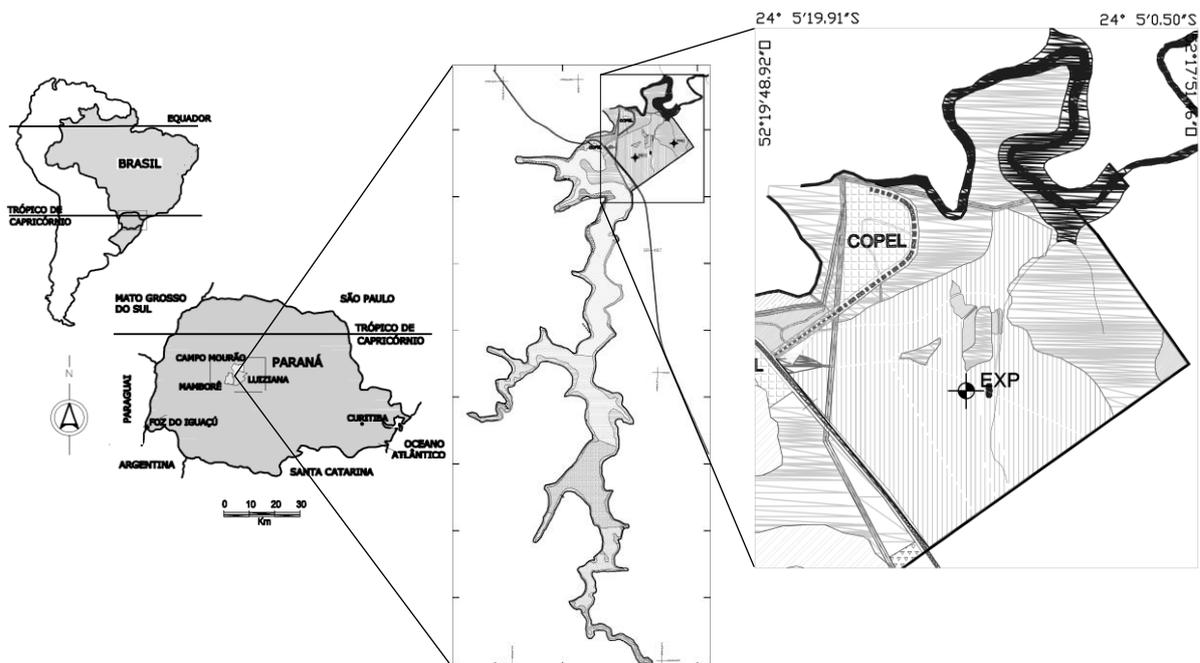


Figura 1. Mapa de localização da área de estudo, Parque Estadual Lago Azul, Paraná, com destaque para o local do experimento (EXP).

A área apresenta uma vegetação de ecótono entre a Floresta Estacional Semidecidual e a Floresta Ombrófila Mista *sensu* IBGE (2012). O clima é classificado como “Cfa” – Subtropical Úmido Mesotérmico, com verões quentes e geadas pouco frequentes (Maack 2002). O experimento foi implantado na Zona de Recuperação do Parque onde ocorreram dois episódios de fogo na década de 1980 e que posteriormente recebeu o plantio de diversas espécies vegetais, dentre elas *A. pavonina*.

4.2.2 Delineamento experimental

Foram delineadas 20 parcelas de 25 m² (5 x 5 m) na área invadida por *A. pavonina*. Como critério de inclusão, cada parcela deveria ter no mínimo dois indivíduos adultos da espécie (considerou-se como adulto apenas os indivíduos com perímetro a altura do peito (PAP) \geq 15 cm) e no mínimo 50 indivíduos jovens (algumas parcelas continham mais de 200 indivíduos).

Antes da implantação do experimento, com o intuito de monitorar aspectos da estrutura da vegetação, foi realizado o levantamento das espécies arbóreas em três diferentes estratos: superior (espécies com PAP \geq 15 cm); intermediário (espécies com altura superior a 1 m de altura e com PAP $<$ 15 cm) e inferior (espécies com menos de 1m de altura – amostradas em uma sub-parcela parcela de 2 x 2 m).

Foram aplicados quatro tratamentos com quatro réplicas além de quatro parcelas que foram mantidas como controle. Os tratamentos são descritos a seguir.

T1: Anelamento dos indivíduos do estrato superior a uma altura de 50 cm do solo, corte dos indivíduos do estrato intermediário deixando um toco de 10 a 20 cm de altura com manutenção no interior da parcela da biomassa proveniente dos cortes.

T2: Anelamento dos indivíduos do estrato superior a uma altura de 50 cm do solo, corte dos indivíduos do estrato intermediário deixando um toco de 10 a 20 cm de altura com retirada da biomassa proveniente dos cortes.

T3: Foi utilizada a mesma metodologia de T1 com a aplicação de herbicida nos tocos e na base dos anéis.

T4: Foi utilizada a mesma metodologia de T2 com a aplicação de herbicida nos tocos e na base dos anéis.

Para os tratamentos T3 e T4 foram aplicados, com uso de pulverizador costal, cerca de 5 mL de uma solução à base de óleo a 5% do herbicida Triclopir (Garlon[®]), que segundo instrução normativa IBAMA nº 7, de 2 de julho de 2012 é indicado para uso emergencial no controle de espécies exóticas invasoras em unidades de conservação. O herbicida foi aplicado

imediatamente após o anelamento ou corte dos indivíduos, tendo em vista que quanto menor o intervalo de tempo para a aplicação, maior a efetividade de penetração do produto e, conseqüentemente, a eficácia no controle (Dechoum & Ziller, 2013). Trata-se de um herbicida seletivo sistêmico que atua mimetizando o hormônio auxina, causando um crescimento descontrolado nas plantas, o que pode levá-las à morte. Apresenta boa eficácia no controle em baixas concentrações e tem meia-vida de 30 dias, especialmente em solos úmidos de climas quentes. Em geral, se aplicado diretamente no tronco cortado das árvores, não percola no solo nem é exsudado pelas raízes, o que permite excelente controle ambiental e evita impactos sobre espécies não alvo (Tu et al., 2001).

4.2.3 Análise de dados

Para avaliação da eficácia dos tratamentos no controle da espécie exótica foram realizadas verificações trimestrais com a contagem do número de indivíduos que sobreviveram ao anelamento e dos que foram cortados e rebrotaram em cada tratamento. Após um ano da implantação do experimento a taxa de sobrevivência ao anelamento e a taxa média de rebrota foram submetidas à análise de variância unifatorial e teste de Tukey *a posteriori* considerando apenas os valores obtidos no final do experimento.

Como variáveis respostas da vegetação aos tratamentos aplicados, após um ano de implantação do experimento o estrato inferior foi reavaliado, tendo sido calculadas as medidas de diversidade (Índice de Shannon – H'), equitabilidade (Uniformidade de Shannon – J') conforme Magurran (2011), densidade de plantas e densidade relativa de *A. pavonina* em relação às espécies nativas. As diferenças entre os tratamentos foram testadas com análise de variância para medidas repetidas (pré e pós-manejo) e teste de Tukey *a posteriori*. Para todos os testes foram considerados significativos apenas os valores de *p* menores que 0,05

4.3 RESULTADOS

Os indivíduos de *A. pavonina* do estrato superior submetidos ao anelamento tiveram médias de sobrevivência significativamente diferentes entre os diferentes tratamentos do manejo ($F=47,08$; $p<0,001$), sendo inferiores nos tratamentos T3 e T4 nos quais foi utilizado herbicida (Figura 2). Depois de nove meses da aplicação do herbicida todos os indivíduos arbóreos anelados haviam morrido, enquanto a maioria dos anelados nos quais não se aplicou herbicida sobreviveram.

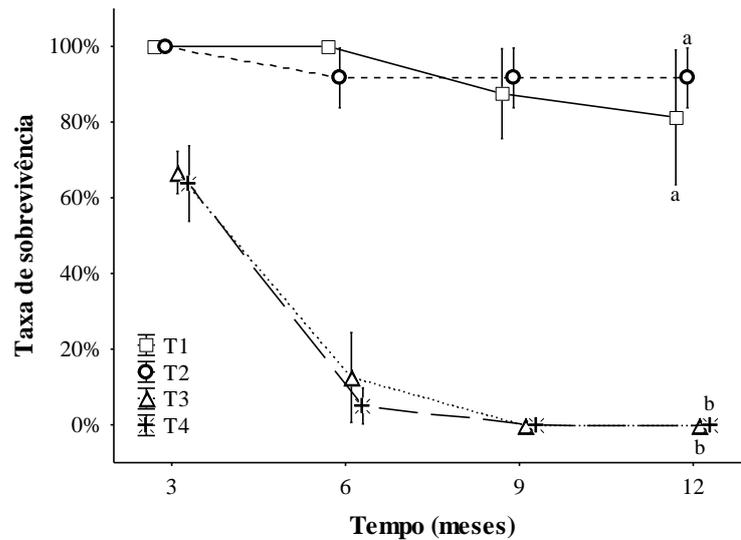


Figura 2. Média e erro padrão da taxa de sobrevivência ao anelamento dos indivíduos de *A. pavonina* no estrato superior ao longo do tempo de condução do experimento e entre os tratamentos T1, T2, T3 e T4. Letras diferentes correspondem a médias diferentes segundo o teste de Tukey.

Para os indivíduos dos estratos intermediário e inferior que foram cortados, as percentagens de rebrota foram significativamente diferentes entre os diferentes tratamentos do manejo ($F= 384,07$; $p<0,001$) e inferiores nos tratamentos onde foi utilizado herbicida (Figura 3). Não foram verificadas diferenças entre os tratamentos com manutenção ou retirada de biomassa.

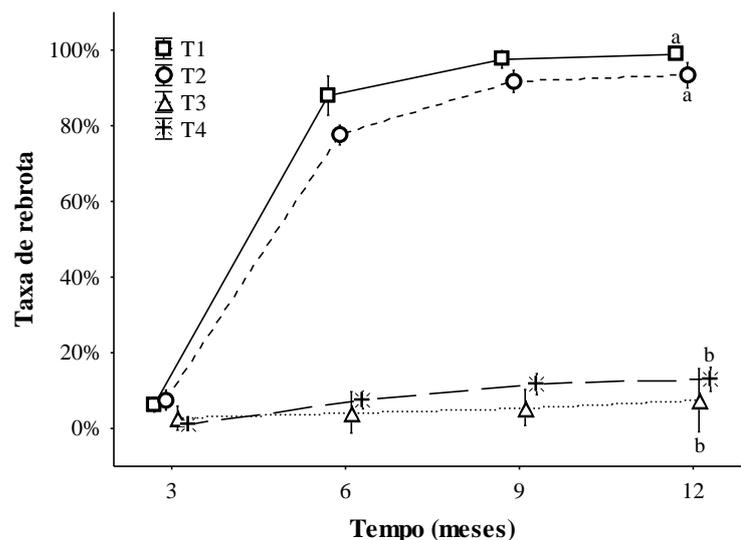


Figura 3. Média e erro padrão da taxa de rebrota dos indivíduos de *A. pavonina* cortados no estrato intermediário ao longo do tempo de condução do experimento e entre os tratamentos T1, T2, T3 e T4. Letras diferentes correspondem a médias diferentes segundo o teste de Tukey.

Com relação aos atributos da comunidade em regeneração foram verificadas diferenças significativas após o desenvolvimento do experimento de manejo. A diversidade de espécies aumentou significativamente em todos os tratamentos na fase pós-manejo, diferindo significativamente do controle ($F = 2,846$; $p = 0,019$; Figura 4A). A equitabilidade de espécies também aumentou significativamente em todos os tratamentos na fase pós-manejo, diferindo significativamente do controle ($F = 4,144$; $p = 0,002$; Figura 4B). A densidade de plantas não sofreu alterações significativas no período avaliado ($F = 1,467$; $p = 0,213$; Figura 4C) e a frequência relativa da exótica reduziu na fase pós-manejo diferindo significativamente do controle ($F = 3,519$; $p = 0,006$; Figura 4D).

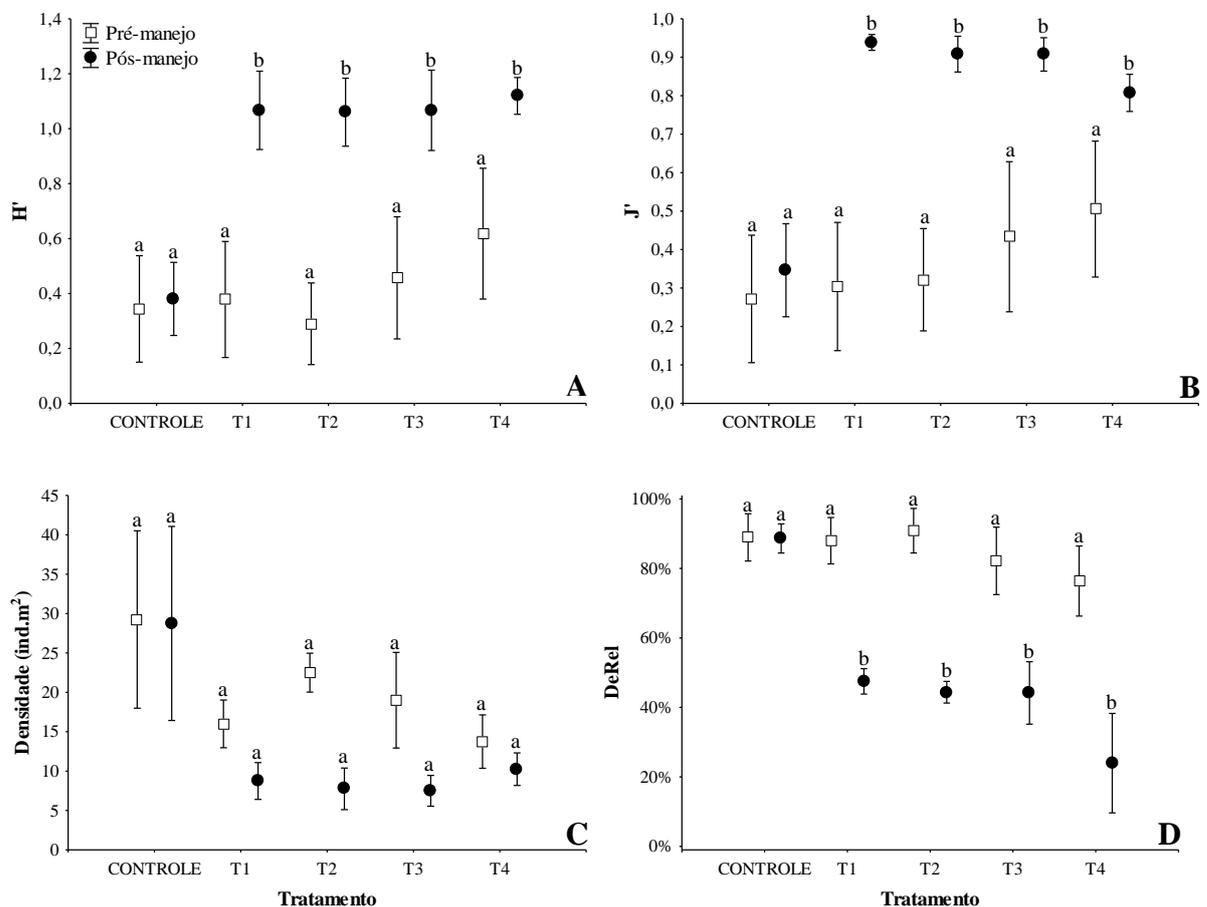


Figura 4. Média e erro padrão dos atributos das espécies arbóreas da vegetação em regeneração antes e depois da implantação do experimento de manejo. A – Diversidade (Shannon – H'); B – Equitabilidade (Shannon – J'); C – Densidade; D – Densidade Relativa de *Adenantha pavonina* (DeRel). Letras diferentes correspondem a médias diferentes segundo o teste de Tukey.

4.4 DISCUSSÃO

A proposta de manejo testada experimentalmente mostrou que o uso de herbicida foi o único meio capaz de causar morte dos indivíduos anelados e diminuir a taxa de rebrota dos indivíduos cortados de *A. pavonina*. Esta resposta já tem sido demonstrada em outros estudos de controle de espécies herbáceas (Ortega & Pearson 2011; Endress et al. 2012) e também de espécies arbóreas (Stocker & Sanders 1997; Dechoum & Ziller 2013).

As taxas de rebrota nas parcelas onde foi aplicado o herbicida ficaram bem próximas a zero, sendo que em alguns casos foi possível observar a rebrota de indivíduos cuja aplicação do herbicida não foi eficaz. Durante o processo de aplicação a solução de herbicida continha corante que permitia a visualização da aplicação. Em alguns casos essa aplicação não foi perfeita, o que pode ter resultado na sobrevivência dos indivíduos.

A utilização de herbicidas com o propósito de conservação da biodiversidade é contestada por movimentos ambientalistas, que defendem que os mesmos não oferecem segurança necessária para seres humanos e podem afetar o ecossistema negativamente (Sigg 1999). Os herbicidas são substâncias químicas que tem capacidade de controlar a vegetação impedindo seu desenvolvimento, ou seja, seu uso é favorável no combate de exóticas invasoras sempre com o objetivo de proteger a biodiversidade, sendo utilizado há vários anos (Stocker & Sanders 1997; Durigan et al. 1998). Seu uso, sobretudo em unidades de conservação tem papel fundamental no controle de exóticas invasoras, pois economiza tempo e tem grande eficácia e utiliza pouco esforço de mão-de-obra, fato importante frente a recorrente falta de pessoal na gestão e manejo de unidades de conservação do Brasil.

Vários estudos têm sido realizados, ao longo das últimas décadas, mostrando a eficácia do uso de herbicidas no controle de espécies exóticas invasoras (Hobbs & Humphries 1995; Stocker & Sanders 1997; Ortega & Pearson 2011; Endress et al. 2012), inclusive em unidades de conservação (Dechoum & Ziller 2013), fato que só vem a contribuir para o aumento na efetividade da gestão das unidades. O triclopir não é agressivo ao solo desde que utilizado nas concentrações recomendadas (Tu et al. 2001), sendo inclusive recomendado pelo IBAMA (IN nº 7, de 2 de julho de 2012) para uso emergencial no controle de espécies exóticas invasoras em unidade de conservação.

A hipótese testada de que o controle da espécie exótica aumenta a diversidade (riqueza e equitabilidade) de espécies foi aceita. Houve aumento no índice de Shannon (aqui utilizado para mensurar incremento de riqueza) e também aumento na equitabilidade da comunidade, mostrando que o controle da espécie favoreceu o incremento de diversidade. Cabe ressaltar

que não houve diferenças de diversidade e equitabilidade entre os quatro tratamentos utilizados, ou seja, a hipótese de que a manutenção da biomassa vegetal interfere na regeneração não foi aceita.

Em todos os tratamentos, o incremento de diversidade foi semelhante, porém uma ressalva importante deve ser feita, com relação à taxa de rebrota dos indivíduos cortados e sobrevivência dos anelados nos tratamentos que não utilizaram o herbicida. Nestes casos com o passar dos anos os indivíduos da exótica voltarão a crescer e dominar a área, interferindo no recrutamento das nativas novamente. Por isso o monitoramento do manejo deve ser constante e duradouro, para evitar o fracasso (Pysek & Richardson 2010; Ortega & Pearson 2011).

Um cuidado especial deve ser tomado com relação às reinvasões ou invasões secundárias que podem ocorrer em áreas manejadas (Loo et al 2009; Pysek & Richardson 2010), levando em consideração que o PELA apresenta diversas outras EEI, o monitoramento das áreas manejadas torna-se fundamental.

Considerando a hipótese de que a remoção poderia aumentar a densidade de plantas arbóreas em regeneração, não foram obtidos resultados conclusivos, mesmo porque a densidade de plantas era bastante alta antes do experimento, com média 85% dos indivíduos de *A. pavonina*. Não foram verificadas diferenças significativas na densidade total de plantas, porém houve uma redução significativa da densidade relativa da exótica que foi reduzida para 40% após o manejo. Estes valores devem ser vistos com muita cautela, já que indicam que a exótica está se reestabelecendo mesmo onde foram aplicados os tratamentos. Sendo assim, a continuidade do monitoramento deve ocorrer para tomada de decisões a respeito da reaplicação do herbicida no futuro, já que muitas vezes uma única aplicação pode não ser suficiente para controle da população (Pysek & Richardson 2010).

Considerando que não há registros do potencial invasor de *A. pavonina* para o Brasil (Zenni e Ziller, 2011; Dias et al., 2013) e que em outros países já há registros da sua capacidade em se adaptar a diferentes tipos de habitat (Fleischmann, 1997), é importante o alerta aos gestores de unidades de conservação. Estratégias de manejo devem ser definidas para regiões biogeográficas similares a esta onde as espécies terão comportamento semelhante mesmo que com diferentes populações, considerando condições de clima e solo mais homogêneas (Durigan et al., 2013).

A prevenção, desde que possível, será muito mais eficaz que o manejo, sendo necessário para isso cautela por parte dos gestores, que devem estar munidos de cálculos da probabilidade de invasão por uma determinada espécie, pois assim os resultados serão muito mais eficazes e envolverão menores despesas financeiras (Hulme, 2006; Finnoff et al., 2007).

REFERÊNCIAS

- Andrade LA, Fabricante JR & Oliveira FX, 2009. Invasão biológica por *Prosopis juliflora* (Sw.) DC.: impactos sobre a diversidade e a estrutura do componente arbustivo-arbóreo da caatinga no estado do Rio Grande do Norte, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 23(4):935–943.
- Bennett JR, Dunwiddie PW, Giblin DE & Arcese P, 2012. Native versus exotic community patterns across three scales: Roles of competition, environment and incomplete invasion. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 14(6):381–392.
- Crooks JA, 2002. Characterizing Ecosystem-Level Consequences of Biological Invasions: The Role of Ecosystem Engineers. *Oikos*, 97:153–166.
- Dechoum MDS & Ziller SR, 2013. Métodos para controle de plantas exóticas invasoras. *Biotemas*, 26(1):69–77.
- Dias J, Fonte MAMA, Baptista R, *et al.*, 2013. Invasive Alien Plants In Brazil: A Nonrestrictive Revision of Academic Works. *Natureza & Conservação*, 11(1):31–35.
- Donlan CJ, Tershy BR, Campbell K & Cruz F, 2003. Diversity Research for Requiems : the Need for More Collaborative Action in Eradication of Invasive Species. *Conservation Biology*, 17(6):1850–1851.
- Durigan G, Contieri W, Franco G & Garrido M, 1998. Indução do processo de regeneração da vegetação de cerrado em área de pastagem, Assis, SP. *Acta Botanica Brasilica*, 12(3):421–429.
- Durigan G, Ivanauskas NM, Zakia MJB & Abreu RCR, 2013. Control of Invasive Plants: Ecological and Socioeconomic Criteria for the Decision Making Process. *Natureza & Conservação*, 11(1):23–30.

- Ehrenfeld JG, 2003. Effects of Exotic Plant Invasions on Soil Nutrient Cycling Processes. *Ecosystems*, 6(6):503–523.
- Ehrenfeld JG, 2010. Ecosystem Consequences of Biological Invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41(1):59–80.
- Endress BA, Parks CG, Naylor BJ, Radosevich SR & Porter M, 2012. Grassland Response to Herbicides and Seeding of Native Grasses 6 Years Posttreatment. *Invasive Plant Science and Management*, 5(3):311–316.
- Finnoff D, Shogren JF, Leung B & Lodge D, 2007. Take a risk: Preferring prevention over control of biological invaders. *Ecological Economics*, 62(2):216–222.
- Fleischmann K, 1997. Invasion of alien woody plants on the islands of Mahé and Silhouette, Seychelles. *Journal of Vegetation Science*, 8:5–12.
- Hobbs, RJ & Humphries, SE, 1995. An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation Biology*, 9:761–770.
- Hulme PE, 2006. Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology*, 43(5):835–847.
- IBGE, 2012. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Rio de Janeiro: IBGE.
- Kettenring KM & Adams CR, 2011. Lessons learned from invasive plant control experiments: a systematic review and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 48(4):970–979.
- Loo SE, MacNally R, O’Dowd DJ & Lake PS, 2009. Secondary Invasions: Implications of Riparian Restoration for In-Stream Invasion by an Aquatic Grass. *Restoration Ecology*, 17(3):378–385.
- Maack R, 2002. *Geografia Física do Paraná*. 3^a ed., Curitiba: Imprensa Oficial.
- Magurran AE, 2011. *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba: Ed. da UFPR.

- Maron JL, Klironomos J, Waller L & Callaway RM, 2014. Invasive plants escape from suppressive soil biota at regional scales. *Journal of Ecology*, 102(1):19–27.
- Olden JD, Leroy Poff N, Douglas MR, Douglas ME & Fausch KD, 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(1):18–24.
- Ortega YK & Pearson DE, 2011. Long-Term Effects of Weed Control With Picloram Along a Gradient of Spotted Knapweed Invasion. *Rangeland Ecology & Management*, 64(1):67–77.
- Paraná, 2005. *Plano de Manejo do Parque Estadual Lago Azul*. Curitiba: IAP/DIBAP.
- Pereira HM, Navarro LM & Martins IS, 2012. Global Biodiversity Change: The Bad, the Good, and the Unknown. *Annual Review of Environment and Resources*, 37(1):25–50.
- Pysek P & Richardson DM, 2010. Invasive Species, Environmental Change and Management, and Health. *Annual Review of Environment and Resources*, 35(1):25–55.
- Sakai AK, Allendorf FW, Holt JS, *et al.*, 2001. The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 32:305–332.
- Sigg J, 1999. The Role of Herbicides in Preserving Biodiversity. *CalEPPC News*, 1:10–13.
- Stocker RK & Sanders DR, 1997. Control of Melaleuca Seedlings and Trees by Herbicides. *Journal of Aquatic Plant Management*, 35:55–59.
- Stokes T, 2001. How invasive species become bullies. *TRENDS in Plant Science*, 6(1):10.
- Tu M, Hurd C, Randall JM & TNC, 2001. *Weed Control Methods Handbook: Tools & Techniques for Use in Natural Areas*. Utah: Utah Regional Depository.

Wittenberg R & Cock MJW, 2001. *Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices*. Wallingford: CAB International.

Zenni RD & Ziller SR, 2011. An overview of invasive plants in Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, 34(3):431–446.

Ziller SR, 2006. Espécies exóticas da flora invasoras em unidades de conservação. In Campos JB, Tossulino MGP & Muller CRC (eds.), *Unidades de conservação: ações para valorização da biodiversidade*. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, p. 34–52.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A realização de estudos que mostrem claramente os impactos da presença das espécies exóticas invasoras, sobretudo em unidades de conservação, é fundamental para a tomada de decisões a respeito do controle das mesmas. A partir dos resultados apresentados neste estudo indica-se a urgente necessidade de manejo das duas espécies exóticas aqui apresentadas no Parque Estadual Lago Azul.

Sugere-se que o manejo tenha início com *Adenantha pavonina* que apresenta maior potencial invasor e menor número de indivíduos plantados, e a aplicabilidade desta metodologia. O controle desta espécie deve incluir monitoramento em longo prazo, já que um cuidado especial deve ser tomado com relação às reinvasões ou invasões secundárias que podem ocorrer em áreas manejadas e levando em consideração que o PELA apresenta diversas outras EEI. Além disso, apesar de haver incremento de diversidade após o manejo, a espécie continua na regeneração.

No caso de *Syzygium cumini* a proposta de manejo parece ser a mais coerente apesar de incluir esforços humanos e materiais maiores já que segundo informações coletadas com os gestores da unidade estima-se algo em torno de 1.000 indivíduos adultos da espécie espalhados pelo parque.

O uso de herbicidas, apesar de controverso, deve ser recomendado para o controle de plantas exóticas, desde que tomados os cuidados referentes à saúde humana quando da aplicação, e as indicações de dosagem e método de aplicação corretos para minimizar possíveis impactos sobre o ambiente.