

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO MATO GROSSO DO SUL**  
**PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO**

**Érica de Souza Módena**

**Aspectos demográficos e padrão espacial de *Myracrodruon*  
*urundeva* M. Allemão (Anacardiaceae) na Floresta Estacional  
Semidecidual no domínio do Cerrado**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação.

**ORIENTADOR: PROF. DR. FREDERICO SANTOS LOPES**

**CO-ORIENTADORA: PROF. DR<sup>a</sup>. ANDRÉA LÚCIA TEIXEIRA DE SOUZA**

Campo Grande - MS

2010

# **Livros Grátis**

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

# FICHA CATALOGRÁFICA

**AUTORA: ÉRICA DE SOUZA MÓDENA**

**Aspectos demográficos e padrão espacial de *Myracrodruon urundeva*  
M. Allemão (Anacardiaceae) na Floresta Estacional Semidecidual no  
domínio do Cerrado**

**ORIENTADOR: PROF. DR. FREDERICO SANTOS LOPES**

**CO-ORIENTADORA: PROF. DR<sup>a</sup>. ANDRÉA LÚCIA TEIXEIRA DE SOUZA**

**BANCA EXAMINADORA**

**PROF. DR<sup>a</sup>. FLÁVIA DE FREITAS COELHO**

**PROF. DR. FLÁVIO ANTONIO MÃES DOS SANTOS**

**PROF. DR. GERALDO ALVES DAMASCENO JUNIOR**

**PROF. DR<sup>a</sup>. MARIA CRISTINA MEDEIROS MAZZA**

**PROF. DR<sup>a</sup>. RITA DE CÁSSIA QUITETE PORTELA**

“Alguns biólogos têm motivações puramente intelectuais para estudarem orquídeas, borboletas ou bactérias, alguns também descobrem beleza na polinização de orquídeas ou na estrutura de uma célula. Descrever a história e a diversidade dos seres vivos, fornecer o conhecimento pelo conhecimento, é enriquecer a humanidade”.

Douglas Futuyma

“Eu poderia suportar, embora não sem dor, que tivessem morrido todos os meus amores, mas enlouqueceria se morressem todos os meus amigos.”

Vinicius de Moraes

## AGRADECIMENTOS

A elaboração de uma tese faz parte do desenvolvimento científico e pessoal do autor e, como a tese é um texto técnico, todos os processos que envolvem a sua realização, desde a alegria ao ingressar no doutorado até as angústias do seu término, ficam escondidos entre as linhas aqui deixadas...

Gostaria de agradecer a todas as pessoas que foram tão importantes nessa fase:

Ao orientador, Frederico Santos Lopes, por ter aceitado participar do “projeto aroeira” e ter me aceitado como “orientada” quando fiquei órfã; pelo auxílio, apoio e confiança.

À co-orientadora, Andréa L. T. de Souza, pelo apoio e ensinamentos sobre ecologia de populações, pelas discussões e orientação, mesmo a longa distância.

À Joalice Battilani por ter me apresentado a área de estudo e a aroeira-verdadeira.

A todos os companheiros de campo que participaram durante a coleta de dados, que agüentaram o sol intenso, a dor nas costas para medir as plântulas, e o trabalho árduo para procurar as aroeiras. Dentre eles estão: Igor, Stephani, Isabela, Larissa e Suzy.

Meus fiéis parceiros, Ana Carolina e Gudryan, que estiveram presentes em todas as etapas do trabalho, dando apoio e agüentando mesmo exauridos, procurar mais algumas aroeiras... E aos grandes amigos Janaina, Carla e Lúcio que deixaram suas teses durante alguns dias para me ajudar no campo.

Ao Sr. Rufino por permitir a montagem do experimento na Fazenda Jatobá e por nos dar abrigo durante a maior parte do trabalho de campo. Ao Seu José, pela valiosa ajuda no trabalho de campo. À Dona Margarida por fazer aquela comidinha de fazenda, que era tudo de bom depois de um dia de campo. Ao Sr. José e a Sr<sup>a</sup> Bete por permitir a realização do estudo da dinâmica populacional na Fazenda Nossa Senhora Aparecida e, ao Jair pelo apoio durante as coletas.

Ao meu amado, Lúcio Viana, que esteve presente durante todas as etapas da tese, inclusive por me ajudar na organização, discussão e revisão da tese, por me apoiar nos momentos mais difíceis e pela palavra amiga, mas sincera.

À Professora Rita Portela pelo auxílio na montagem dos modelos matriciais.

Às queridas amigas, Janaina, Cyntia, Vanessa e Carla por estarem presente nessa etapa tão importante da minha vida, e por tornarem meus dias mais alegres e felizes.

Aos meus grandes amores, meus pais, Antônio Módena e Marileide de Souza Módena, que sempre me incentivaram seguir essa carreira, pelo auxílio e carinho infindável, e pela eterna parceria, pois até no trabalho de campo eles ajudaram.

Ao meu querido irmão Bruno pela parceria e à minha querida sogrinha Marina, pelo incentivo e generosidade.

A todos os amigos do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, pelas discussões nas disciplinas e aos bons momentos regados a muita descontração e cerveja.

E finalmente, aos novos amigos do Condomínio Mel Rose, pela parceria e amizade nessa nova estadia no Rio de Janeiro, durante a fase final da tese.

## ÍNDICE

RESUMO.....	8
ABSTRACT.....	9
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	10
2. JUSTIFICATIVA .....	19
3. OBJETIVOS.....	22
3.1. Objetivos específicos.....	22
4. ÁREA DE ESTUDO .....	24
5. ORGANIZAÇÃO DOS CAPÍTULOS .....	27
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	28
7. CAPÍTULO 1: Estrutura populacional e padrão espacial de <i>Myracrodruon urundeuva</i> M. Allemão (Anacardiaceae) em um gradiente da borda ao interior de uma floresta ripária.....	46
7.1. Introdução .....	48
7.2. Materiais e Métodos.....	52
7.3. Resultados.....	59
7.4. Discussão .....	66
7.5. Conclusão.....	73
7.6. Referências Bibliográficas .....	73
8. CAPÍTULO 2: Dinâmica populacional de <i>Myracrodruon urundeuva</i> M. Allemão em um trecho da mata ciliar do Rio da Prata, Jardim, MS. ....	88
8.1. Introdução .....	90
8.2. Materiais e Métodos.....	95
8.3. Resultados.....	103
8.4. Discussão .....	109
8.5. Conclusão.....	114
8.6. Referências Bibliográficas.....	114

9. CAPÍTULO 3: Estabelecimento de <i>Myracrodruon urundeuva</i> M. Allemão (Anacardiaceae) e as variações do efeito densidade-dependência ao longo de um gradiente ambiental do pasto ao interior florestal.....	122
9.1. Introdução .....	124
9.2. Materiais e Métodos.....	127
9.3. Resultados .....	133
9.4. Discussão .....	137
9.5. Conclusão.....	140
9.6. Referências Bibliográficas .....	141
10. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	151
11. ANEXOS .....	154

## RESUMO

A estrutura populacional e o padrão espacial de espécies arbóreas refletem a ação de fatores bióticos e abióticos sobre as taxas de crescimento e mortalidade, assim como de eventos passados de recrutamento. As taxas vitais como a sobrevivência, o crescimento e a fecundidade determinam o crescimento populacional das plantas e as variações nessas taxas determinam a mudança no número de indivíduos em uma população ao longo do tempo. *Myracrodruon urundeuva* é uma espécie arbórea clímax, exigente de luz, distribuída em grande parte do Brasil. Essa espécie foi intensamente explorada nas últimas décadas devido à alta resistência da sua madeira e ao seu elevado valor econômico. Em consequência disso, a espécie foi inserida na lista oficial de espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção, na classe vulnerável (MMA 2008). O presente estudo descreveu os aspectos demográficos e o padrão espacial de *M. urundeuva* na mata ciliar do Rio da Prata entre os anos de 2007 a 2009. No primeiro capítulo a estrutura de tamanho da população e o padrão espacial da espécie foram avaliadas ao longo de um gradiente ambiental da borda em direção ao interior florestal. Foram registrados 2422 indivíduos divididos em cinco classes de tamanho na mata ciliar. A estrutura populacional variou entre os anos, mas apresentou uma estrutura de tamanho do tipo “J-invertido” nos três anos. A maioria dos indivíduos foi registrada na borda e o número de indivíduos diminuiu com a distância da borda em direção ao interior florestal. Os indivíduos jovens foram mais associados com a borda da mata, enquanto que os adultos foram mais associados com o interior florestal. Um padrão espacial agregado foi registrado para a população estudada, embora os indivíduos jovens tenham apresentado um modelo de distribuição agregado, e os adultos um modelo de distribuição uniforme. No segundo capítulo foi estimada a taxa de crescimento populacional ( $\lambda$ ) de *M. urundeuva* e verificadas as classes de tamanho e as taxas vitais que mais influenciam no  $\lambda$ , utilizando-se de um modelo de matriz determinístico. A projeção de matriz indicou um aumento populacional de aproximadamente 13% ao ano. Dentre as taxas vitais básicas, a sobrevivência foi mais alta para todas as classes de tamanho e aumentou com o tamanho dos indivíduos. A análise de elasticidade mostrou que a sobrevivência dos indivíduos jovens, com exceção da classe 1, e adultos contribuiu com valores semelhantes para o crescimento populacional. No terceiro capítulo, foi realizado um experimento de adição de sementes para avaliar as variações nas taxas de recrutamento e mortalidade dependente da densidade de plântulas de *M. urundeuva* em cinco habitats, do pasto ao interior de um fragmento florestal. Os resultados mostraram que o recrutamento não diferiu entre os habitats, sugerindo a existência de um efeito espacial numa escala mais fina do que o gradiente proposto. Um efeito dependente da densidade sobre o risco de morte das plântulas foi registrado em todos os habitats, do pasto ao interior florestal, com exceção da borda do fragmento. Os resultados obtidos sugerem que a borda do fragmento deve suportar um maior número de indivíduos jovens quando comparado com os outros habitats, conforme foi observado no capítulo 1. Assim, as condições ambientais presentes na borda da mata, circundada por pastagens em recuperação, favoreceram o recrutamento e a sobrevivência das plantas jovens de *M. urundeuva*, e consequentemente seu crescimento populacional.

**Palavras-chave:** aroeira-verdadeira, estrutura populacional, modelos matriciais, recrutamento de plântulas, gradiente ambiental.

## ABSTRACT

Population structure and the spacial pattern of tree species reflect the effect of biotic and abiotic factors on growth and mortality rates, as well as past recruitment events. Vital rates such as survival, growth and fecundity determine population growth in tree species and variations in these rates influence the number of individuals in a population over time. *Myracrodruon urundeuva* is a climax tree species, light demanding and widely distributed in Brazil. Due to the high resistance of its wood and high economic value, this species has been heavily exploited over the last decades. As a consequence, *M. urundeuva* was included in the official list of endangered plant species, in the group of vulnerable species (MMA 2008). This study describes the demographic and spatial patterns of *M. urundeuva* in the riparian forest of the Prata River, from 2007 to 2009. The first chapter assesses the population structure and spatial pattern over a gradient from the edge to the interior of the riparian forest. A total of 2422 individuals were recorded, distributed in five different size classes. Population structure varied, but showed the reversed J-shaped curve for the three sampling years. Most of the specimens were recorded at the forest edge, decreasing significantly as distance from the edge toward forest interior increased. Young and adult individuals were associated with the forest edge and forest interior, respectively. Population presented an aggregated distribution pattern, although the spatial pattern was rather clustered in young and uniform in adult individuals. In the second chapter, *M. urundeuva* population growth rate ( $\lambda$ ), size classes and the vital rates that influence in  $\lambda$  were evaluated using a deterministic matrix model. The matrix projection indicated an average population growth rate of 13% a year. Among the basic vital rates, survival had the highest rates for all size classes and increased along with the size of individuals. The elasticity analysis showed that the survival of young, except for Class 1, and adult individuals contributed with similar proportions to population growth. In the third chapter, variations in the recruitment rates and density-dependent mortality of *M. urundeuva* seedlings were experimentally tested in five different hábitats along an environmental gradient from pasture to forest interior. Recruitment did not differ among hábitats, indicating that spacial effect occurs in a finer scale than that proposed. A density-dependent effect on seedlings mortality risk was recorded in all hábitats, from pasture to forest interior, except for the fragment edge. The results suggest that environmental conditions at the forest edge, surrounded by recovering pasture, favored the recruitment and survival of *M. urundeuva* young individuals, and therefore its population growth.

**Key words:** aroeira, population structure, matrix models, seedlings recruitment, environmental gradients.

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

O Cerrado é o segundo maior bioma da América do Sul, com uma área de aproximadamente 2 milhões de km<sup>2</sup>, correspondendo a aproximadamente 25% do território brasileiro (IBGE 2004). O bioma é considerado um dos 34 hotspots do mundo em biodiversidade, por apresentar muitas espécies endêmicas e ter perdido mais de 70% de sua cobertura vegetal original (Myers *et al.* 2000, Mittermeier *et al.* 2005), além de estar entre as savanas tropicais mais extensas, ricas e ameaçadas (Silva e Bates 2002). São conhecidas 6.429 espécies de plantas vasculares, distribuídas em 170 famílias e 1140 gêneros (Mendonça *et al.* 1998), das quais 44% são endêmicas (Myers *et al.* 2000, Silva e Bates 2002). A sua diversidade de animais e plantas está associada com sua heterogeneidade espacial, apresentando diferentes fitofisionomias, desde áreas campestres e brejosas até áreas florestais (Eiten 1982, Redford e Fonseca 1986).

Nas últimas quatro décadas, o Cerrado sofreu um rápido processo de conversão dos remanescentes naturais em áreas de agropecuária, principalmente de soja, mas também de arroz, milho e algodão, além de apresentar um eminente aumento das plantações de cana-de-açúcar e possuir o maior rebanho de gado do país (Klink e Moreira 2002, Klink e Machado 2005). Com o desmatamento e a fragmentação da paisagem natural, restaram somente 20% da vegetação em estágio primário (Myers *et al.* 2000). Se as taxas de desmatamento atuais (1,1% ou 2,2 milhões de hectares de perda anual) forem mantidas, estima-se que o bioma deve desaparecer em 2030 (Machado *et al.* 2004). Além do mais, somente 2% do Cerrado encontra-se protegido em unidades de conservação (Klink e Machado 2005). Com a rápida mudança do uso da terra e com crescimento da população humana (Tilman *et al.* 2001), a criação de unidades de conservação torna-se um dos principais instrumentos para a conservação da biodiversidade (Pressey *et al.* 1993, Silva *et al.* 2006), embora seja insuficiente para a

manutenção dos recursos hídricos e a da conservação de espécies e do próprio ecossistema (Putz *et al.* 2001, Faleiro e Neto 2008).

As matas ciliares ocupam estreitos corredores de vegetação florestal ao longo dos cursos d'água de médio e grande porte, ao contrário das matas de galeria que acompanham pequenos rios, nascentes e córregos (Ribeiro e Walter 2001). Estão entre um dos tipos fitofisionômicos do Cerrado e apresentam uma composição florística mista, com espécies típicas das margens de rios e de outras formações adjacentes (Ivanauskas *et al.* 1997, Tabacchi *et al.* 1998, Rodrigues e Leitão 2004). Nas regiões tropicais, essas florestas ripárias são caracterizadas como formações de alta heterogeneidade florística e de grande diversidade em espécies, além de constituir um importante componente da paisagem, uma vez que conectam os sistemas terrestres e aquáticos (Salis *et al.* 1994, Ribeiro e Walter 1998, Rodrigues e Nave 2000, Corbacho *et al.* 2003).

Essas formações vegetais possuem extrema importância biológica para a preservação de espécies vegetais e animais, além de protegerem os ambientes aquáticos, evitando o escoamento de sedimentos nos rios, de contribuírem com a integridade e estabilidade do solo nas margens dos cursos d'água, de controlarem a erosão e reduzirem os picos de inundação (Rodrigues e Leitão 2004). Como propiciam o movimento da fauna ao longo da paisagem, estas formações são consideradas como importantes corredores ecológicos funcionando como fontes importantes de sementes para o processo de regeneração natural e dispersão de propágulos vegetais (Johnson *et al.* 1999, Lima e Gascon 1999, Bertani *et al.* 2001, Naiman *et al.* 2005). As florestas ripárias estão, teoricamente, protegidas pela legislação brasileira (Lei nº 7.511 de 07/07/1986), embora sejam continuamente alteradas por atividades antrópicas. Dentre

as principais causas da sua degradação estão, as atividades agropecuárias associadas ao uso de queimadas e o extrativismo florestal (Felfili 1997, Paine e Ribic 2002).

O Rio da Prata está inserido na sub-bacia hidrográfica do Rio Miranda, que pertence à bacia hidrográfica do Rio Paraguai. Sua mata ciliar é formada por uma floresta estacional semidecídua secundária que está inserida em uma matriz de pastagens composta por espécies exóticas como a *Brachiaria*, embora apresente áreas campestres nativas. As nascentes do rio da Prata estão inseridas no Planalto da Bodoquena, caracterizado por um maciço rochoso calcário elevado (450 a 650m de altitude) (Boggiani 1999), onde se encontram um dos últimos remanescentes de grande extensão bem preservados de floresta estacional semidecídua e decídua, localizados na região sudoeste do Estado do Mato Grosso do Sul (Pott e Pott 2003). Durante décadas, essa região foi intensivamente explorada por atividades agropecuárias, além da exploração madeireira pela ocorrência de espécies arbóreas de grande valor econômico para o país, dentre elas *Myracrodruon urundeuva*. Como consequência, vários trechos das formações ciliares do rio da Prata e de seus afluentes foram completamente desmatados, colocando em risco a manutenção desses rios e a rica diversidade da flora e fauna local (Battilani *et al.* 2005). Entretanto, nos últimos quinze anos, o governo estadual e municipal passou a incentivar a preservação e a conservação dos recursos naturais dessa região. Dada a importância do ecossistema local e do seu grande potencial para o ecoturismo sustentável, foi criada uma legislação ambiental específica para a manutenção e preservação da faixa ciliar do rio da Prata (Lei nº 1.871 de 15/07/1998, Morelli 2000). Desde então, um processo de regeneração natural foi iniciado no entorno do rio da Prata e seus afluentes.

As características edáficas da região sudoeste do Mato Grosso do Sul, como o solo calcário, o clima e a pluviosidade favoreceram o estabelecimento de *Myracrodruon*

*urundeva* (Anacardiaceae), sendo comum em toda essa região. É uma espécie arbórea típica de florestas estacionais semidecíduas, decíduas e matas secas (Carvalho 2003). Sua distribuição está limitada à América do Sul, principalmente na região chaquenha da Bolívia, Paraguai e Argentina e no Brasil, nas regiões nordeste, sudeste e centro-oeste (Carvalho 2003). É uma espécie clímax exigente de luz (Pinto 1999), caracterizada por apresentar caducifolia nos meses mais secos, coincidindo com a época de floração. Seu porte varia de acordo com a região onde é encontrada (Nunes *et al.* 2008), ocorrendo em solos com pH e teor de cálcio mais altos (Haridasan e Araújo 1988). Geralmente a espécie floresce de julho a setembro e a maturação dos frutos ocorre de setembro a outubro. A polinização é realizada por abelhas e a dispersão dos diásporos é anemocórica (Lorenzi 1992, Andrade *et al.* 2000, Nunes *et al.* 2008). Sua madeira é muito densa (1,00 a 1,21 g.cm<sup>-3</sup>) e possui um cerne bastante durável e imputrescível (Paes *et al.* 2002), o que a torna a madeira mais resistente do Brasil. Devido à sua resistência, *M. urundeva* tem sido muito utilizada na construção civil para a produção de vigas, móveis e pisos, dentre outros. O pólen produzido por suas flores é de grande interesse para a apicultura (Melo 1991, Lorenzi 2002, Carvalho 2003). Além desses usos para fins econômicos, a mesma tem sido utilizada na medicina popular no tratamento de hemorragias, infecções respiratórias, urinárias e distúrbios no sistema digestório (Matos 1999) e devido ao seu comprovado efeito antiinflamatório e cicatrizante em casos de úlceras e alergias (Rodrigues 1999, Albuquerque *et al.* 2004). É atualmente considerada escassa em todas as suas áreas de ocorrência principalmente por sua elevada exploração madeireira (Paula e Alves 1997). Em consequência disso, a espécie foi inserida na lista oficial de espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção, na classe vulnerável (MMA 2008) e desde 1991, o governo brasileiro proibiu o corte e a

exploração de *M. urundeuva* em todas as suas áreas de ocorrência (Portaria nº 83 de 26.09.1991).

Diversas espécies de plantas têm sido utilizadas no mundo todo para a exploração madeireira (Caro *et al.* 2005, Tang *et al.* 2005, Lobo *et al.* 2007), embora diversos outros produtos não-madeireiros também sejam utilizados comercialmente. A casca de várias espécies vegetais possui comprovado valor medicinal e são exploradas por indústrias farmacêuticas (Guedje *et al.* 2003, Fashing 2004, Guimire *et al.* 2008, Zhang *et al.* 2008). Os frutos também são colhidos para a produção de óleos, cosméticos e doces (Emanuel *et al.* 2005, Wadt *et al.* 2005, Hegazy *et al.* 2008), bem como as folhas ou outras partes da planta para a ornamentação e confecção de artesanatos (Rodríguez-Buriticá *et al.* 2005, Widyatmoko *et al.* 2005, Schmidit *et al.* 2007, Octavio-Aguilar *et al.* 2008). No entanto, a extração desses recursos florestais pode afetar a sobrevivência, o crescimento e a reprodução dos indivíduos explorados e ainda afetar a estrutura e a dinâmica populacional das espécies (Lawes e Obiri 2003, Duchok *et al.* 2005, Goulert-Fleury *et al.* 2005). Muitos dos recursos vegetais são super explorados e o seu manejo sustentável depende primeiramente do conhecimento da demografia das espécies como a dispersão de sementes, germinação, sobrevivência, crescimento e fecundidade. Com esses estudos é possível entender, por exemplo, se a regeneração de uma espécie está sendo localmente limitada pela disponibilidade de sementes ou por uma baixa sobrevivência de plântulas ou de indivíduos adultos (Arrieta e Suarez 2005, Ehrlén *et al.* 2005, Dickinson *et al.* 2007, Schleuning e Matthies 2008).

A regeneração de uma população também pode ser verificada através de sua estrutura, que representa o número de indivíduos em classes de tamanho, em diferentes estágios ontogenéticos ou em idades. A distribuição dos indivíduos nessas classes reflete a ação de fatores bióticos e abióticos sobre as taxas vitais, e indicam os processos

que determinam a estrutura populacional ao longo do tempo (Schwartz *et al.* 2002, Wang *et al.* 2004, Caro *et al.* 2005, Rozas 2006). Por exemplo, uma perturbação ambiental, como a extração seletiva da madeira, pode interferir no processo de recrutamento, reduzindo a frequência dos indivíduos nas primeiras classes de tamanho (Killen *et al.* 1998, Emanuel *et al.* 2005).

A distribuição das plantas no espaço depende da disponibilidade de recursos essenciais para a sua sobrevivência, como luz, água e nutrientes, embora também seja afetada por vários fatores bióticos como a polinização, dispersão de sementes, predação e competição intra e interespecífica (Hubbell 1979, Lundberg e Ingvarsson 1998, Leite 2001, Shimamura *et al.* 2006, Suzuki *et al.* 2009). Assim, o padrão espacial dos indivíduos dentro de uma população é influenciado por suas características demográficas, como por exemplo, o recrutamento e a mortalidade. A distribuição espacial dos indivíduos em uma população pode ser uniforme, quando há intervalos regulares entre os indivíduos; aleatória, quando os indivíduos estão distribuídos ao acaso; ou agrupada, quando os indivíduos estão mais próximos uns dos outros do que o esperado pelo acaso (Harper 1977, Condit *et al.* 2000, Plotkin *et al.* 2002, Li *et al.* 2009). A maioria dos indivíduos jovens apresenta um padrão de distribuição agregado, enquanto que os adultos apresentam um padrão mais uniforme ou aleatório, dependendo da escala e da espécie estudada (Kenkel 1988, Condit *et al.* 2000, Souza e Martins 2002). Essa diminuição da agregação das menores para as maiores classes de tamanho tem sido considerada como um resultado de mecanismos dependentes da densidade (Bunyavejchewin *et al.* 2003, Lan *et al.* 2009), que ocorre principalmente nos primeiros estágios do ciclo de vida, onde a densidade de plântulas é maior (Uriarte *et al.* 2005, Picó e Retana 2008, Comita e Hubbell 2009).

A dinâmica populacional de espécies arbóreas, muitas vezes, é inferida através de uma simples descrição da distribuição de classes de tamanho através da estrutura populacional (Johnson e Fryer 1989, Svensson e Jeglum 2001, Wang *et al.* 2004). Esses estudos são relevantes, pois os dados são facilmente coletados, demandam pouco tempo e possuem um custo reduzido para a sua realização. Além do mais, os recursos naturais estão sendo explorados mais rapidamente que as informações demográficas estão sendo geradas, e assim, as espécies estão sendo super exploradas e muitas estão sendo extintas (Lawes e Obiri 2003). No entanto, esses estudos representam apenas a composição populacional em um dado momento no tempo e não levam em consideração que as taxas vitais podem variar muito entre anos e entre diferentes classes de tamanho. Essas inferências também pressupõem que a taxa de crescimento dos indivíduos é constante, independente do tamanho inicial dos indivíduos (Tomimatsu e Ohara 2009).

Modelos matriciais (Leslie 1945, Lefkovich 1965) são importantes instrumentos para estudar a demografia e a dinâmica de populações de espécies de plantas ameaçadas e os resultados podem ser aplicados para o manejo sustentável dessas espécies (Caswell 2001). Nessa abordagem é avaliado o efeito das perturbações ambientais sobre as taxas vitais (sobrevivência, crescimento e fecundidade), que conseqüentemente interferem no crescimento populacional (Kaye *et al.* 2001). Os modelos populacionais de matriz têm sido muito utilizados para verificar o impacto da fragmentação (Jules 1998, Bruna 2003, Bruna e Oli 2005, Tomimatsu e Ohara 2009) ou da exploração dos recursos sobre os processos da história de vida (Gourlet-Fleury *et al.* 2005, Guedje *et al.* 2007, Guimire *et al.* 2008). Uma das mais importantes aplicações desses modelos é a possibilidade de prever como as mudanças nas taxas vitais dos indivíduos influenciam as taxas de crescimento populacionais determinísticas e estocásticas (Caswell 2001, Morris e Doak 2002). Com a identificação dos estágios do desenvolvimento dos indivíduos que mais

influenciam o crescimento populacional é possível determinar o estágio mais vulnerável que deveria receber mais atenção nos programas conservacionistas (Octavio-Aguilar *et al.* 2008).

As análises de sensibilidade e elasticidade da taxa de crescimento populacional foram desenvolvidas através das matrizes de transição (Caswell 2001). A análise de sensibilidade quantifica o efeito das mudanças absolutas de cada taxa vital sobre a taxa de crescimento populacional. A elasticidade representa uma mudança proporcional na taxa de crescimento populacional, resultando em uma mudança proporcional nas taxas demográficas (de Kroon *et al.* 1986, Caswell 2001). Na biologia da conservação, a sensibilidade e a elasticidade são usadas para determinar quais os estágios de vida (plântula x adultos) ou as taxas demográficas (sobrevivência x fecundidade) que deveriam ser mais importantes para os esforços de manejo para reverter o declínio de populações ameaçadas de extinção (Silvertown *et al.* 1996, Morris e Doak 2005).

A germinação e o estabelecimento das plântulas são os estágios mais vulneráveis do ciclo de vida das plantas, uma vez que refletem não somente a produção de sementes, mas também os componentes que afetam a dispersão de sementes e a sobrevivência das plântulas (Harper 1977, Harcombe 1987). As plântulas deixam de ocupar um determinado local ou porque as sementes não chegaram até esse local (limitação na dispersão de sementes) ou porque o local não é um ambiente favorável para o seu estabelecimento (limitação no estabelecimento) (Grubb 1977, Clark *et al.* 1999). Assim, os fatores que afetam o estabelecimento das plântulas são os maiores determinantes da abundância local e da diversidade de árvores adultas (Ehrlén *et al.* 2005, Uriarte *et al.* 2005, Flores *et al.* 2006, Shimamura *et al.* 2006).

O recrutamento das plântulas depende de condições específicas do hábitat, como luz, umidade, acúmulo de serrapilheira e nutrientes no solo (Camargo e Kapos 1995,

Bloor e Grubb 2003, Vasconcelos e Luizão 2004), e são influenciadas por fatores bióticos como a dispersão de sementes, a infecção por fungos, a competição e a predação (Benítez-Malvido e Lemus-Albor 2005). Como grande parte das sementes das árvores tropicais é dispersa principalmente próxima da árvore-parental, a mortalidade das plântulas é maior nesses locais de alta densidade de sementes e de plântulas. Assim, os predadores de sementes, os patógenos e os herbívoros, bem como a própria competição com os co-específicos reduzem a sobrevivência das plântulas em altas densidades (Janzen 1970, Webb e Peart 1999, Comita e Hubbell 2009). Portanto, como as plantas são sésseis, o estabelecimento e a distribuição espacial de uma árvore adulta dependem do recrutamento de uma plântula em um micrositio favorável (Shimamura *et al.* 2006).

Os microhabitats favoráveis para o estabelecimento de espécies arbóreas frequentemente mudam ao longo de gradientes ambientais, como do interior florestal às áreas de pastagens (Meiners *et al.* 2002). A disponibilidade de luz, temperatura, umidade, nutrientes no solo, altura e composição da serrapilheira (Camargo e Kapos 1995, Vasconcelos e Luizão 2004, Norden *et al.* 2009), bem como a abundância e a composição de predadores de sementes e herbívoros (Benítez-Malvido e Lemus-Albor 2005) devem variar ao longo desse gradiente com a formação de ambientes de borda, nos remanescentes naturais (Benitez-Malvido 1998, Benitez-Malvido e Martinez-Ramos 2003). A disponibilidade de luz tem sido considerada como um dos principais fatores que interferem o recrutamento e a distribuição espacial de plantas (Kobe 1999, Bloor e Grubb 2003, Baraloto *et al.* 2005, Flores *et al.* 2006). A regeneração de espécies arbóreas intolerantes à sombra deve ser facilitada em locais mais abertos, ao longo desse gradiente ambiental, como a borda dos fragmentos (Kobe 1999, Guariguata 2000, Balderrama e Chazdon 2005, Uriarte *et al.* 2005). Assim, a avaliação dos habitats mais

favoráveis para o recrutamento de plântulas ao longo de um gradiente ambiental, do interior florestal às áreas de pastagens, pode fornecer informações estratégicas para o manejo de espécies no seu ambiente natural.

Estudos que avaliam o *status* populacional, o padrão espacial e a preferência de habitats por plantas ameaçadas nas regiões tropicais, mesmo em áreas protegidas são de grande interesse por várias razões. Primeiro, o modelo de distribuição e abundância das espécies tem sido pouco documentado, portanto o habitat e a extensão geográfica das espécies são pobremente conhecidos. Segundo, uma grande proporção de espécies tropicais são raras, ocorrendo em baixas densidades populacionais. Pouco é conhecido sobre parâmetros como o tamanho populacional, a distribuição espacial e a área de ocupação de espécies arbóreas ameaçadas de extinção, especialmente aquelas que ocorrem no bioma Cerrado.

## **2. JUSTIFICATIVA**

Os recursos naturais do Cerrado são muito utilizados tanto para a subsistência de comunidades locais, quanto para geração de renda (Carvalho 2007, Faleiro e Neto 2008), além de ser um incentivo para a conservação dos recursos, por limitar o uso de práticas destrutivas e diminuir o desmatamento. No entanto, a comercialização dos recursos naturais frequentemente conduz a uma super exploração, resultando em um declínio dos recursos e da sobrevivência das pessoas que dependem deles (Swanson 1992, Crook e Clapp 1998, Afonso e Angelo 2009). Atualmente, mais de 58 espécies de frutas nativas do Cerrado são conhecidas e utilizadas pela população brasileira. Por exemplo, a polpa de *Caryocar brasiliense* (pequi) e *Acrocomia aculeata* (bocaiúva) são utilizados para a produção de sucos, sorvetes e doces, enquanto que a castanha é utilizada para a extração de óleo (Silva *et al.* 2001). Além disso, estima-se que este

bioma tenha mais de 600 espécies de plantas medicinais, como *Stryphnodendron adstringes* (barbatimão), *Anemopaegma arvense* (alecrim-do-campo) e *Myracrodruon urundeuva* (aroeira-verdadeira) (Guarim-Neto e Morais 2003). A exploração madeireira de várias espécies arbóreas típicas do Cerrado, como *Astronium graveolens* (gonçalo-alves) e *Myracrodruon urundeuva* (aroeira-verdadeira) é considerada uma prática comum nos remanescentes naturais e nas áreas em recuperação (Batillani *et al.* 2005), embora seja uma ameaça para a conservação do Cerrado, pois altera a estrutura e a diversidade biológica e aumenta a probabilidade de ocorrência de incêndios devido ao acúmulo de material vegetal seco no chão da floresta (Bawa e Seidler 1998, Nepstad *et al.* 1999).

Apesar do Cerrado ocupar grande parte do território nacional e estar sobre intensa pressão do desmatamento e da exploração de forma não sustentável, pouco é conhecido sobre a ecologia de populações de espécies vegetais, bem como do impacto da exploração dos recursos naturais sobre suas populações (Por exemplo, Felfili 1996, Lacerda *et al.* 2001, Leite 2001, Simon e Hay 2003, Telles *et al.* 2003, Gardner 2006, Almeida e Galetti 2007, Schmidt *et al.* 2007, Sampaio *et al.* 2008, Carvalho *et al.* 2009, Sampaio e Scariot 2010). A maioria dos estudos demográficos conduzidos no Brasil foi realizada principalmente na Mata Atlântica e na Amazônia. Esses estudos abordam a dinâmica populacional de palmeiras, comumente utilizadas para a extração do palmito ou das folhas para a confecção de artesanatos (Silva Matos *et al.* 1999, Silva e Tabarelli 2001, Brum *et al.* 2008, Portela 2008) ou de espécies arbóreas exploradas por madeiras (Silva *et al.* 2002, Fonseca 2007) ou para a extração dos frutos (Wadt *et al.* 2005). Alguns estudos também têm avaliado o efeito da fragmentação de habitats sobre a demografia de algumas espécies vegetais, tais como *Heliconia acuminata* (Bruna 1999, Bruna 2002, Bruna 2003) ou sobre a abundância e riqueza de plântulas (Benitez-

Malvido 1998, Benitez-Malvido e Martínez-Ramos 2003) ou sobre a distribuição espacial (Souza e Martins 2002).

A espécie, *Myracrodruon urundeuva*, foi escolhida para a realização desse estudo por ser considerada uma espécie representativa da região, e pelo seu grande valor econômico, medicinal e sócio-cultural para a população brasileira (Carvalho 2003). A qualidade da sua madeira, como a alta densidade e resistência, levou sua população natural a uma intensa exploração, principalmente para a construção de postes, mourões e pontes nas áreas rurais, como para a construção civil nos centros urbanos. Dada a sua escassez em toda sua área de distribuição (Paula e Alves 1997), *M. urundeuva* foi inserida na lista oficial da flora brasileira ameaçada de extinção, na classe vulnerável (MMA 2008). A redução do seu tamanho populacional pode ter sido influenciada pela associação de vários fatores como o desmatamento do Cerrado, o corte seletivo dos indivíduos adultos da população, assim como de suas características biológicas, como baixo recrutamento e crescimento lento. Contudo, a maioria dos estudos sobre a espécie está relacionado à sua germinação em laboratório (Silva *et al.* 2002, Dorneles *et al.* 2005, Pacheco *et al.* 2006, Nunes *et al.* 2008), ao plantio de mudas em campo em condições controladas (Figueirôa *et al.* 2004, Bertoni e Dickfeldt 2007, Junior *et al.* 2007), tão bem como sobre suas propriedades medicinais (Matos 1999, Rodrigues 1999, Albuquerque *et al.* 2004) ou sua diversidade genética (Freitas *et al.* 2004, Moraes *et al.* 2004, Viegas 2009). Assim, considerando as características citadas acima e dada a ausência de estudos demográficos sobre a espécie, estudos que abordem a estrutura populacional, padrão espacial, dinâmica populacional e preferência de habitats da espécie estudada devem fornecer subsídios para a criação de medidas de manejo que visem seu aumento populacional.

### 3. OBJETIVO GERAL

Considerando que, *Myracrodruon urundeuva* M. Allemão (Anacardiaceae) é uma espécie arbórea intolerante à sombra, a criação de ambientes de borda nos remanescentes florestais, poderia favorecer o recrutamento e a sobrevivência de indivíduos jovens da sua população, e conseqüentemente propiciar seu aumento populacional. Dentro desse contexto, essa tese visa avaliar a hipótese de que a estrutura e a dinâmica populacional, bem como a distribuição espacial dos indivíduos de *M. urundeuva* diferem ao longo de um gradiente ambiental da borda ao interior de um fragmento de Floresta Estacional Semidecídua, no domínio do Cerrado.

#### 3.1. Objetivos específicos

Dentro do contexto acima, foram formuladas algumas hipóteses para avaliar diferentes aspectos da demografia e da distribuição espacial de *M. urundeuva*.

#### **Capítulo 1 - Estrutura populacional e distribuição espacial:**

1. A estrutura de tamanho de *M. urundeuva* difere entre a borda e o centro da mata ciliar do Rio da Prata?

Expectativa: Espera-se que sejam encontrados mais indivíduos jovens de *M. urundeuva* na borda do fragmento quando comparado com o interior da mata, pois a regeneração de espécies arbóreas intolerantes à sombra deve ser facilitada em locais onde a disponibilidade de luz é maior, como a borda da mata (Kobe 1999, Uriarte *et al.* 2005).

2. O padrão de distribuição espacial de *M. urundeuva* difere entre diferentes classes de tamanho?

Expectativa: Espera-se que haja uma diminuição da agregação dos indivíduos das menores para as maiores classes de tamanho, uma vez que os estágios iniciais do ciclo de vida das plantas são mais vulneráveis a fatores dependentes da densidade quando comparados a estágios mais tardios do desenvolvimento (Picó e Retana 2008, Comita e Hubbell 2009).

## **Capítulo 2 - Dinâmica populacional:**

1. Qual a taxa de crescimento populacional ( $\lambda$ ) de *M. urundeuva* na mata ciliar do Rio da Prata entre os anos de 2007 e 2009?

Expectativa: Como a mata ciliar amostrada está inserida em uma matriz de pastagem em regeneração, espera-se que a borda da mata ofereça condições favoráveis para o crescimento populacional ( $\lambda > 1$ ) da espécie estudada, principalmente por beneficiar o recrutamento de indivíduos jovens na borda.

2. Quais as classes de tamanho e as taxas vitais de *M. urundeuva* que mais influenciam no crescimento populacional?

Expectativa: Espera-se que a sobrevivência dos indivíduos adultos da população seja o principal responsável pelo crescimento populacional, já que após a proibição do corte de *M. urundeuva* no Brasil, muitos desses indivíduos adultos foram mantidos nos fragmentos florestais.

### **Capítulo 3 - Recrutamento de plântulas:**

1. A taxa de recrutamento e mortalidade de plântulas de *M. urundeuva* difere ao longo de um gradiente ambiental no sentido pasto, borda e interior do fragmento florestal?

Expectativa: Como o interior florestal é mais úmido e apresenta uma menor disponibilidade de energia luminosa quando comparado com as pastagens, espera-se que a sobrevivência de plântulas seja maior na borda da mata, por oferecer condições microclimáticas intermediárias entre o pasto e o interior florestal para a espécie estudada.

2. Qual o efeito da densidade de plântulas no risco de morte ao longo desse gradiente ambiental?

Expectativa: Espera-se que o efeito dependente da densidade de plântulas varie do pasto ao interior florestal, uma vez que o recrutamento e o estabelecimento de plântulas podem ser influenciados por fatores abióticos e bióticos, que devem variar ao longo desse gradiente.

#### **4. ÁREA DE ESTUDO**

Os capítulos 1 e 2, referentes à estrutura populacional, padrão espacial e dinâmica populacional de *Myracrodruon urundeuva* foram realizados em um trecho de aproximadamente 2000 metros de extensão da mata ciliar do Rio da Prata (UTM SAD 69, 21 K 056318 7631850) entre maio de 2007 e maio de 2009. Essa área está localizada na Fazenda Nossa Senhora Aparecida, no município de Jardim, região oeste do Estado de Mato Grosso do Sul (Figura 1).

O capítulo 3, que se refere a um experimento de adição de sementes ao longo de um gradiente ambiental, do pasto ao interior florestal, foi conduzido em um fragmento de aproximadamente 50 hectares, na Fazenda Jatobá, município de Jardim, MS (Figura 1).

Essa região, onde foram conduzidos esses estudos, está inserida no entorno do Parque Nacional da Bodoquena, sendo formada por pasto e manchas de vegetação nativa de capoeiras, mata estacional semidecidual, cerrado *sensu* estrito, cerradão e mata ciliar. Geologicamente a região é caracterizada pela Formação Aquidauana - Bela Vista e pela Depressão do Miranda (Borges *et al.* 1997). Esta unidade constitui-se por terrenos baixos e relativamente planos, drenados pela sub-bacia do rio Miranda. De acordo com o novo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA 1999), os solos predominantes na área de estudo são podzólico vermelho-escuro e vermelho-amarelo, que são profundos, de textura arenosa média, não hidromórficos, apresentam fertilidade natural baixa, monofásicos e horizonte A moderado. O clima é do tipo Tropical subquente e úmido, com um a dois meses de seca (IBGE). A precipitação média anual para a região varia entre 1400 e 1600 mm, sendo que o regime da precipitação é tipicamente tropical apresentando dois períodos distintos: um chuvoso, que se inicia em outubro e estende-se até março, e outro seco, no período de abril a setembro. O mês com maior índice pluviométrico é janeiro, com uma precipitação média de 150 a 250 mm. O mês mais seco é julho, com uma média de 10 a 40 mm. A temperatura média anual varia entre 22°C e 25°C. O mês mais quente é outubro com temperatura média entre 23°C e 27°C e o mais frio é julho com temperatura variando de 17°C a 22°C (Campelo-Júnior *et al.* 1997).

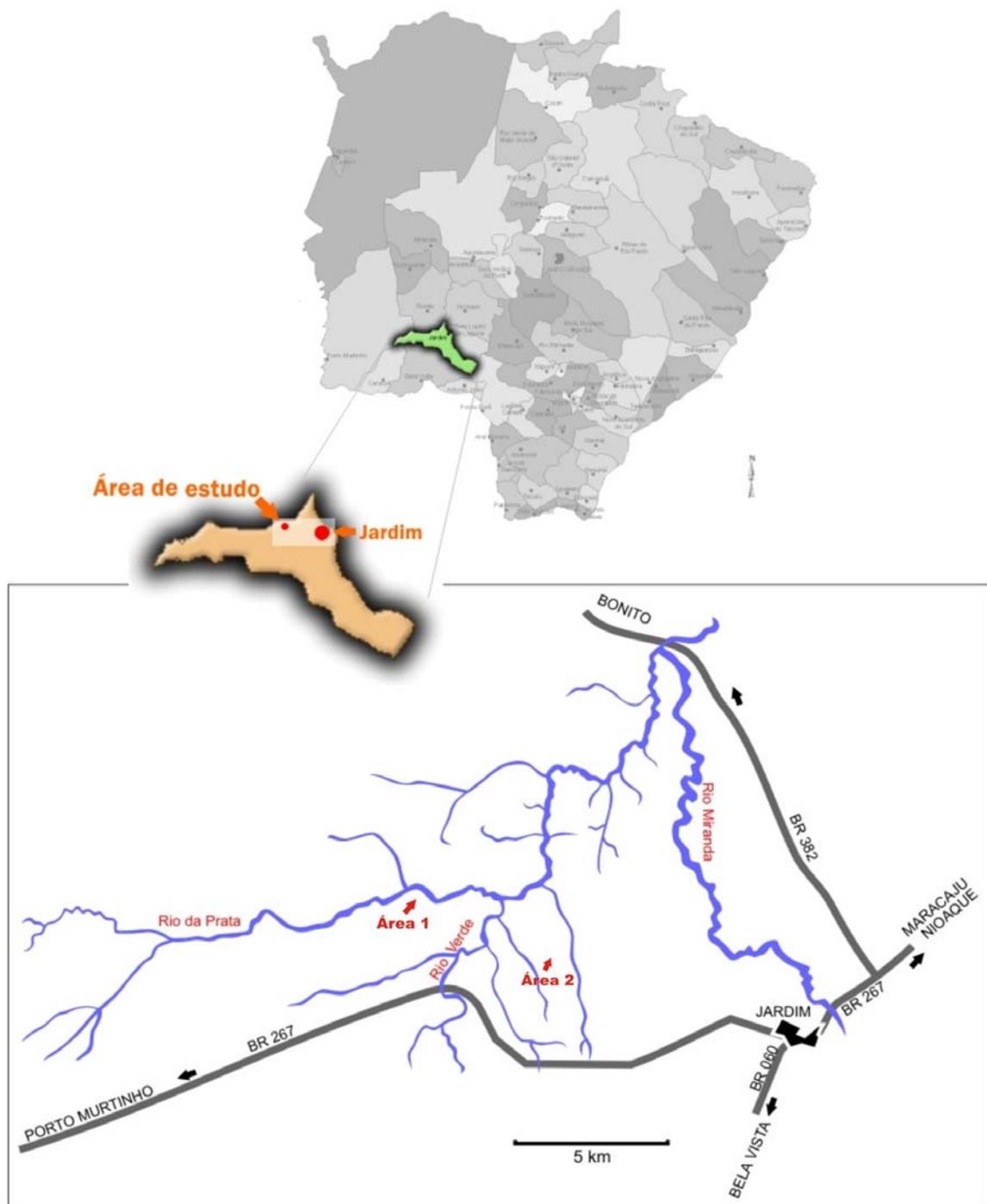


Figura 1. Localização das duas áreas de estudo no município de Jardim, MS. Área 1 - Fazenda Nossa Senhora Aparecida (21 K 56318m L e 763185m S); Área 2 - Fazenda Jatobá (21 K 57408m L e 7625303m S).

## 5. ORGANIZAÇÃO DOS CAPÍTULOS

No presente estudo foram verificados diferentes aspectos demográficos e a distribuição espacial de *Myracrodruon urundeuva* em um trecho de uma Floresta Estacional Semidecídua que ocorre ao longo do rio da Prata, e em um fragmento florestal, entre os anos de 2007 e 2009. Para responder as questões propostas nos objetivos, este estudo foi dividido em três capítulos, apresentados como trabalhos independentes, mas que se relacionam entre si da seguinte maneira.

No primeiro capítulo realizou-se o estudo da estrutura populacional e do padrão espacial de *M. urundeuva*, avaliando a alometria e a distribuição de classes de tamanho ao longo de um gradiente ambiental da borda ao interior da mata ciliar do rio da Prata entre os anos de 2007 e 2009. As relações entre altura e diâmetro dos indivíduos jovens e adultos foram comparadas entre borda e centro da mata ciliar, uma vez que a disponibilidade de luz poderia influenciar na alometria dos indivíduos. A estrutura de tamanho foi avaliada através da Análise de Correspondência, visando entender a distribuição de indivíduos e sua variação em função desse gradiente ambiental. Neste estudo foi também identificado o padrão espacial para toda a população amostrada, bem como separadamente para as cinco classes de tamanho em três escalas espaciais (100m<sup>2</sup>, 400m<sup>2</sup> e 900m<sup>2</sup>). Os resultados obtidos nesse primeiro capítulo forneceram o primeiro passo para o entendimento da ecologia de populações de *M. urundeuva*, além de permitir o estudo da dinâmica populacional no segundo capítulo, e fornecer subsídios para a realização do experimento do terceiro capítulo.

No segundo capítulo, a dinâmica populacional de *M. urundeuva* foi avaliada através de um modelo populacional de matriz determinístico, baseado em cinco classes de tamanho. Com os dados obtidos no primeiro capítulo, foram construídas as matrizes

de transição para estimar a taxa de crescimento finita da população ( $\lambda$ ) entre os anos de 2007 e 2009, a estrutura estável e o valor reprodutivo, para entender se o tamanho populacional de *M. urundeuva* está aumentando ou diminuindo na mata ciliar do Rio da Prata. As análises de elasticidade foram utilizadas para entender como as mudanças nos parâmetros demográficos (classes de tamanho e taxas vitais) afetam a taxa de crescimento populacional ( $\lambda$ ).

No terceiro capítulo, avaliou-se o recrutamento e a mortalidade de *M. urundeuva* através de um experimento de adição de sementes em diferentes habitats em um gradiente ambiental, no sentido pasto, borda e interior florestal, a fim de verificar o habitat mais favorável para o seu estabelecimento. Além disso, foi também avaliada a hipótese de que a probabilidade de morte de plântulas de *M. urundeuva* entre os tempos  $t$  e  $t+1$  tenha sido influenciada pela densidade de indivíduos, ao longo desse gradiente.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Afonso, S.R. e Ângelo, H. 2009. Mercado dos produtos florestais não-madeireiros do Cerrado brasileiro. *Ciência Florestal* 19: 315-326.
- Albuquerque, R.J., Rodrigues, L.V. e Viana, G.S.B. 2004. Análise clínica e morfológica da conjuntivite alérgica induzida por ovalbumina e tratada com chalcona em cobaias. *Acta Cirúrgica Brasileira* 19: 43-68.
- Almeida, L.B. e Galetti, M. 2007. Seed dispersal and spatial distribution of *Attalea geraensis* (Arecaceae) in two remnants of Cerrado in Southeastern Brazil. *Acta Oecologica* 32: 180-187.
- Andrade, M.W., Luz, J.M.Q., Lacerda, A.S. e Melo, P.R.A. 2000. Micropropagação da aroeira (*Myracrodruon urundeuva* Fr. All.). *Ciência e Agrotecnologia* 24: 174-180.

- Arrieta, S. e Suárez, F. 2005. Spatial dynamics of *Ilex aquifolium* populations seed dispersal and seed bank: understanding the first steps of regeneration. *Plant Ecology* 177: 237-248.
- Balderrama, S.I.V. e Chazdon, R.L. 2005. Light-dependent seedling survival and growth of four tree species in Costa Rican second-growth rain forests. *Journal of Tropical Ecology* 21: 383-395.
- Baraloto, C., Goldberg, D.E. e Bonal, D. 2005. Performance trade-offs among tropical tree seedlings in contrasting microhabitats. *Ecology* 86: 2461-2472.
- Battilani, J.L., Scremin-Dias, E. e Souza, A.L.T. 2005. Fitossociologia de um trecho da mata ciliar do rio da Prata, Jardim, MS, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19: 597-608.
- Bawa, K.S. e Seidler, R. 1998. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology* 12: 46-55.
- Benitez-Malvido, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12: 380-389.
- Benitez-Malvido, J. e Martinez-Ramos, M. 2003. Influence of edge exposure on tree seedling species recruitment in tropical rain forest fragments. *Biotropica* 35: 530-541.
- Bertani, D.F., Rodrigues, R.R.; Batista, J.L.F. e Shepherd, G. J. 2001. Análise temporal da heterogeneidade florística e estrutural em uma floresta ribeirinha. *Revista Brasileira de Botânica*. 24: 11-23.
- Bertoni, J.E.A. e Dickfeldt, E.P. 2007. Plantio de *Myracrodruon urundeuva* Fr. All. (Aroeira) em área alterada de floresta: desenvolvimento das mudas e restauração florestal. *Revista do Instituto Florestal* 19: 31-38.

- Bloor, J.M. e Grubb, P.J. 2003. Growth and mortality in high and low light: trends among 15 shade-tolerant tropical rain forest tree species. *Journal of Ecology* 91: 77-85.
- Boggiani, P.C. 1999. Geologia da Bodoquena, Pp. 11-23. In: E. Scremin-Dias, V.J. Pott, R.C. Hora e P.R. Souza. *Nos Jardins Submersos da Bodoquena*. Campo Grande, Editora da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Brum, H.D., Nascimento, H.E.M., Laurance, W.F., Andrade, A.C.S., Laurance, S.G. e Luizão, R.C.C. 2008. Rainforest fragmentation and the demography of the economically important palm *Oenocarpus bacaba* in central Amazonia. *Plant Ecology* 199:209–215.
- Bruna, E.M. 1999. Seed germination in rainforest fragments. *Nature* 402: 139.
- Bruna, E.M. 2002. Effects of forest fragmentation on *Heliconia acuminata* seedling recruitment in central Amazonia. *Oecologia* 132: 235-243.
- Bruna, E.M. 2003. Are plants in rain forest fragments recruitment limited? Tests with an Amazonian herb. *Ecology* 84: 932-947.
- Bruna, E.M. e Oli, M.K. 2005. Demographic effects of hábitat fragmentation on a tropical herb: life-table response experiments. *Ecology* 86: 1816-1824.
- Bunyavejchewin, S., LaFrankie, J.V., Baker, P.J., Kanzaki, M., Ashton, P.S. e Yamakura, T. 2003. Spatial distribution patterns of the dominant canopy dipterocarp species in a seasonal dry evergreen forest in western Thailand. *Forest Ecology and Management* 175: 87-101.
- Caro, T.M., Sungula, M., Schwartz, M.W. e Bella, E.M. 2005. Recruitment of *Pterocarpus angolensis* in the wild. *Forest Ecology and Management* 219: 169-175.

- Carvalho, F.M.V., Marco-Junior, P. e Ferreira, L.G. 2009. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation* 142: 1392-1403.
- Carvalho, I.S.H. 2007. Potenciais e limitações do uso sustentável da biodiversidade do Cerrado: um estudo de caso sobre a Cooperativa Grande Sertão no Norte de Minas. *Revista Brasileira de Agroecologia* 2: 1449-1452.
- Carvalho, P.E.R. 2003. Espécies arbóreas brasileiras. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília.
- Caswell, H. 2001. Matrix population models: construction, analysis and interpretation. 2ª Ed. Sinauer Associates, Sunderland, MA, USA.
- Clark, J.S., Beckage, B., Camill, P., Cleveland, B., HilleRisLambers, J., Lichter, J., McLachlan, J., Mohan, J. e Wyckoff, P. 1999. Interpreting recruitment limitation in forests. *American Journal of Botany* 86:1-16”
- Comita, L.S. e Hubbell, S.P. 2009. Local neighborhood and species’ shade tolerance influence survival in a diverse seedling bank. *Ecology* 90: 328-334.
- Condit, R., Ashton, P.S., Baker, P., Bunyavejchewin, S., Gunatilleke, S., Gunatilleke, N., Hubbell, S.P., Foster, R.B., Itoh, A., Lafrankie, J.V., Lee, H.S., Losos, E., Manokaran, N., Sukumar, R. e Yakamura, T. 2000. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. *Science* 288: 1414-1418.
- Corbacho, C., Sanchez, J.M. e Costillo, E. 2003. Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultural landscapes of a Mediterranean area. *Agriculture Ecosystems and Environment* 95: 495-507.
- Crook, C., Chapp, R.A. 1998. Is market-oriented forest conservation a contradiction in terms? *Environmental Conservation* 25: 131-145.

- de Kroon, H., Plaisier, A., van Groenendael, J. e Caswell, H. 1986. Elasticity: the relative contribution of demographic parameters to population growth rate. *Ecology* 67: 1427-1431.
- Dickinson, K.J.M., Kelly, D., Mark, A.F., Wells, G. e Clayton, R. 2007. What limits a rare alpine plant species? Comparative demography of three endemic species of *Myosotis* (Boraginaceae). *Austral Ecology* 32: 155-168.
- Dorneles, M.C., Ranal, M.A. e Santana, D.G. 2005. Germinação de diásporos recém-colhidos de *Myracrodruon urundeuva* Allemão (Anacardiaceae) ocorrente no cerrado do Brasil Central. *Revista Brasileira de Botânica* 28: 399-408.
- Duchok, R., Kent, K., Khumbongmayum, A.D., Paul, A. e Khan, M.L. 2005. Population structure and regeneration status of medicinal tree *Illicium griffithii* in relation to disturbance gradients in temperate broad-leaved forest of Arunachal Pradesh. *Current Science* 89: 673-676.
- Ehrlén, J., Syrjänen, K., Leimu, R., Garcia, M.B. e Lehtilä, K. 2005. Land use and population growth of *Primula veris*: an experimental demographic approach. *Journal of Applied Ecology* 42: 317-326.
- Eiten, G. 1982. Brazilian “savannas”. In: Huntley, B.J., Walker, B.H. (Eds.), *Ecological Studies, Ecology of Tropical Savannas*, vol. 42. Springer-Verlag, New York, pp. 25-47.
- Emanuel, P.L., Shackleton, C.M. e Baxter, J.S. 2005. Modelling the sustainable harvest of *Sclerocarya birrea* subsp. *caffra* fruits in the South African lowveld. *Forest Ecology and Management* 214: 91-103.
- Faleiro, F.G. e Neto, A.L.F. 2008. Savanas: desafio e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, DF. 1198p.

- Fashing, P.J. 2004. Mortality trends in the African cherry (*Prunus africana*) and the implications for colobus monkeys (*Colobus guereza*) in Kakamega Forest, Kenya. *Biological Conservation* 120: 449-459.
- Felfili, J.M. 1997. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. *Forest Ecology and Management* 91: 235-245.
- Figueirôa, J.M., Barbosa, D.C.A. e Simabukuro, E.A. 2004. Crescimento de plantas jovens de *Myracrodruon urundeuva* Allemão (Anacardiaceae) sob diferentes regimes hídricos. *Acta Botânica Brasilica* 18: 573-580.
- Flores, O., Goulet-Fleury, S. e Picard, N. 2006. Local disturbance, forest structure and dispersal effects on sapling distribution of light-demanding and shade-tolerant species in a French Guianian forest. *Acta Oecologica* 29: 141-154.
- Fonseca, M.G. 2007. Ecologia populacional de três espécies madeireiras na Amazônia oriental: implicações para o manejo. Tese de doutorado. Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas.
- Freitas, M.L.M., Sebbenn, A.M., Moraes, M.L.T. e Lemos, E.G.M. 2004. Mating system of a population of *Myracrodruon urundeuva* F.F. e M.F. Allemão using the fAFLP molecular marker. *Genetics and Molecular Biology*, 27: 425-431.
- Gardner, T.A. 2006. Tree–grass coexistence in the Brazilian cerrado: demographic consequences of environmental instability. *Journal of Biogeography* 33: 448–463.
- Goulet-Fleury, S., Cornu, G., Jéssel, S., Dessard, H., Jourget, J.G., Blanc, L. e Picard, N. 2005. Using models to predict recovery and assess tree species vulnerability in logged tropical forests: A case study from French Guiana. *Forest Ecology and Management* 209: 69-86.
- Grubb, P.J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Review* 52: 107-145.

- Guariguata, M.R. 2000. Seed and seedling ecology of tree species in neotropical secondary forests: management implications. *Ecological Applications* 10: 145-154.
- Guarim Neto, G. e Morais, R.G. 2003. Recursos medicinais de espécies do Cerrado de Mato Grosso: um estudo bibliográfico. *Acta Botanica Brasilica* 17: 561-584.
- Guedje, N.M., Lejoly, J., Nkongmeneck, B.A. e Jonkers, W.B.J. 2003. Population dynamics of *Garcinia lucida* (Clusiaceae) in Cameroonian Atlantic forests. *Forest Ecology and Management* 177-231-241.
- Guimire, S. K., Gimenez, O., Pradel, R., McKey, D. e Aumeeruddy-Thomas, Y. 2008. Demographic variation and population viability in a threatened Himalayan medicinal and aromatic herb *Nardostachys grandiflora*: matrix modeling of harvesting effects in two contrasting habitats. *Journal of Applied Ecology* 45: 41-51.
- Harcombe, P.A. 1987. Tree life tables: simple birth, growth and death data encapsulate life histories and ecological roles. *BioScience* 37: 557-568.
- Haridasan, M. e Araújo, G.M. 1988. Aluminium accumulating species in two forest communities in the Cerrado region of Central Brazil. *Forest Ecology and Management* 24: 15-26.
- Harper, J.L. 1977. *Population biology plants*. Academic Press, London.
- Hegazy, A.K., Hammouda, O., Lovett-Doust, J. e Gomaa, N.H. 2008. Population dynamics of *Moringa peregrine* along altitudinal gradient in the northwestern sector of the Red Sea. *Journal of Arid Environments* 72: 1537-1551.
- Hubbell, S.P. 1979. Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. *Science* 203: 1299-1309.
- IBGE. 2004. Mapa de biomas do Brasil. Escala 1.5.000.000. <http://mapas.ibge.gov.br/biomas2/viewer.htm> (Acesso em 3 de fevereiro de 2010).

- Ivanauskas, N.M., Rodrigues, R.R. e Nave, A.G. 1999. Fitossociologia de um trecho de floresta estacional semidecidual em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Scientia Florestalis* 56: 83-99.
- Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *American Naturalist* 104: 501-528.
- Johnson, E.A. e Fryer, G.L. 1989. Population dynamics in longepole pine-Engelmann spruce forests. *Ecology* 70: 1335-1345.
- Johnson, M.A, Saraiva, P.M e Coelho D. 1999. The role of gallery forests in the distribution of Cerrado mammals. *Revista Brasileira de Biologia* 59: 421-427
- Jules, E.S. 1998. Hábitat fragmentation and demographic change for a common plant: Trillium in old-growth forest. *Ecology* 79: 1645-1656.
- Junior, C.F.C., Souza, R.A., Martins, E.R. e Sampaio, R.A. 2007. Crescimento de aroeira sob adubação com lodo de esgoto e silicato visando a revegetação de área degradada. *Revista Brasileira de Biociências* 5: 261-263.
- Kaye, T.N., Pendergrass, K.L., Finley, K. e Kauffman, J.B. 2001. The effect of fire on the population viability of an endangered prairie plant. *Ecological Applications* 11: 1366-1380.
- Kenkel, N.C. 1988. Pattern of self-thinning in Jack pine: testing the random mortality hypothesis. *Ecology* 69: 1017-1024.
- Killen, T. J., Jardim, A., Mamani, F. e Rojas, N. 1998. Diversity, composition and structure of a tropical semideciduous forest in the Chaquitanía region of Santa Cruz, Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 14: 803-827.
- Klink, C.A. e Machado, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19: 707-713.

- Klink, C.A. e Moreira, A.G. 2002. Past and current human occupation, and land use. In: Oliveira, P. S. & Marquis, R. J. (eds). The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna. Pp. 69-88. Columbia University Press, New York.
- Kobe, R.K. 1999. Light gradient partitioning among tropical tree species through differential seedling mortality and growth. *Ecology* 80: 187-201.
- Lacerda, D.R., Acedo, M.D.P., Lemos Filho, J.P. e Lovato, M.B. 2001. Genetic diversity and structure of natural populations of *Plathymenia reticulata* (Mimosoideae), a tropical tree from the Brazilian Cerrado. *Molecular Ecology* 10: 1143-1152.
- Lan, G., Zhu, H., Cao, M., Yuehua, H., Wang, H., Deng, X., Zhou, S., Cui, J., Huang, J., He, Y., Liu, L., Xu, H. e Song, J. 2009. Spatial dispersion patterns of trees in a tropical rainforest in Xishuangbanna, southwest China. *Ecological Restoration* 24: 1117-1124.
- Lawes, M.J. e Obiri, J.A.F. 2003. Using the spatial grain of regeneration to select harvestable tree species in subtropical forest. *Forest Ecology and Management* 184: 105-114.
- Lefkovich, L. P. 1965. The study of population growth in organisms grouped by stages. *Biometrics* 21: 1-18.
- Leite, E.J. 2001. Spatial distribution patterns of riverine forest taxa in Brasília, Brazil. *Forest Ecology and Management* 140: 257-264.
- Leslie, P.H. 1945. On the use of matrices in certain population mathematics. *Biometrika* 33: 183-212.
- Li, L., Huang, Z., Ye, W., Cao, H., Wei, S., Wang, Z., Lian, J., Sun, I.-F., Ma, K. e He, F. 2009. Spatial distributions of tree species in a subtropical forest of China. *Oikos* 118: 495-502.

- Lima, M.G. e Gascon, C. 1999. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation* 91: 241-247.
- Lobo, J., Barrantes, G., Castilho, M., Quesada, R., Maldonado, T., Fuchs, E.J., Solís, S. e Quesada, M. 2007. Effects of selective logging on the abundance, regeneration and short-term survival of *Caryocar costaricense* (Caryocaceae) and *Peltogyne purpurea* (Caesalpinaceae), two endemic timber species of southern Central America.
- Lorenzi, H. 2002. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 2 ed. Editora Plantarum, Nova Odessa, São Paulo. 384p.
- Lundberg, S. e Ingvarsson, P. 1998. Population dynamics of resource plants and their pollinators. *Theoretical Population Biology* 54: 44-49.
- Machado, R. B., Ramos Neto, M. B., Pereira, P. G. P., Caldas, E. F., Gonçalves, D. A., Santos, N. S., Tadore, K. e Steininger, M. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Relatório técnico não publicado. Conservação Internacional. Brasília. Disponível em <http://www.conservation.org.br> (acesso em 17/12/2009).
- Matos, F.J.A. 1999. Plantas de medicina popular do Nordeste: propriedades atribuídas e confirmadas. Fortaleza: Edições UFC. 80p.
- Meiners, S.J., Pickett, S.T.A. e Handel, S.N. 2002. Probability of tree seedling establishment changes across a forest-old field edge gradient. *American Journal of Botany* 89: 466-471.
- Melo, J.T. 1991. Aroeira: característica e aspectos silviculturais. Planaltina: Embrapa CPAC, Brasília (Documentos 38).
- Mendonça, R.C., Felfili, J.M. Walter, B.M.T., Silva Junior, M.C., Rezende, A.V., Filgueiras, T.S. e Nogueira, P.E. 1998. Flora Vascular do Cerrado. Pp.287-256. In:

- Mano, S.M. e Almeida, S.P. (Eds.). Cerrado: ambiente e flora. Embrapa Cerrados, Planaltina.
- Ministério do Meio Ambiente. 2008. Lista oficial das espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção. Instrução normativa nº 06, de 23 de setembro de 2008.
- Mittermeier, R. A.; Robles-Gil, P.; Hoffmann, M.; Pilgrim, J. D.; Brooks, T. M.; Mittermeier, C. G.; Lamoreux, J. L. e Fonseca, G. 2004. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. CEMEX, Mexico City.
- Moraes, M.L.T., Moraes, S.M.B., Kageyama, P.Y. e Sebbenn, A.M. 2004. Análise genética de fenótipos isoenzimáticos e desequilíbrio de ligação em *Myracrodruon urundeuva* Fr. All. Revista do Instituto Florestal 16: 83-90.
- Morelli, S.L. 2000. Legislação ambiental do Estado do Mato Grosso do Sul. Campo Grande, Editora da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Morris, W.F. e Doak, D.F. 2005. How general are the determinants of the stochastic population growth rate across nearby sites? Ecological Monographs 75: 119-137.
- Myers, N; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B.; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403: 853-858.
- Naiman, R.J., Décamps, H. e McClain, M.E. 2005. Riparia – ecology, conservation, and management of streamside communities. Elsevier, Amsterdam.
- Nepstad, D.C., Veríssimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendonza, E., Cochrane, M. e Brooks, V. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. Nature 398: 505-508.

- Nunes, Y.R.F., Fagundes, M., Almeida, M.F.H.S. e Veloso, M.D.M. 2008. Aspectos ecológicos da aroeira (*Myracrodruon urundeuva* Allemão-Anacardiaceae): fenologia e germinação de sementes. *Revista Árvore*: 32: 233-243.
- Octavio-Aguilar, P., González-Astorga, J. e Vovides, A.P. 2008. Population dynamics of the Mexican cycad *Dioon edule* Lindl. (Zamiaceae): life history stages and management impact. *Botanical Journal of the Linnean Society* 157: 381-391.
- Pacheco, M.V., Matos, V.P., Ferreira, R.L.C., Feliciano, A.L.P. e Pinto, K.M.S. 2006. Efeito de temperaturas e substratos na germinação de sementes de *Myracrodruon urundeuva* Fr. All. (Anacardiaceae). *Revista Árvore* 30: 359-367.
- Paes, J.B., Morais, V.M. e Lima, C.R. 2002. Resistência das madeiras de aroeira (*Myracrodruon urundeuva*), cássia (*Senna siamea*) e ipê (*Tabebuia impetiginosa*) a fungos e cupins xilófagos, em condições de laboratório. *Floresta e Ambiente* 9: 135-144.
- Paine, L.K. e Ribic, C.A. 2002. Comparison of riparian plant communities under four land management systems in southwestern Wisconsin. *Agriculture Ecosystems Environment* 92: 93-105.
- Paula, J. E. e Alves, J. L. 1997. Madeiras nativas: anatomia, dendrologia, dendrometria, produção e uso. Fundação Mokiti Okada – MOA, Brasília.
- Picó, F.X. e Retana, J. 2008. Age-specific, density-dependence and environment-based mortality of a short-lived perennial herb. *Plant Biology* 10: 374-381.
- Pinto, J.R.R. 1999. Perfil florístico e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso. *Revista Brasileira de Botânica* 22: 53-67.
- Plotkin, J.B., Chave, J. e Ashton, P.S. 2002. Cluster analysis of spatial patterns in Malaysian tree species. *American Naturalist* 160: 629-644.

- Portela, R.C.Q. 2008. Ecologia populacional de três espécies de palmeiras em uma paisagem fragmentada do domínio da Mata Atlântica. Tese de doutorado. Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, SP.
- Pott, A. e Pott, V.J. 2003. Espécies de fragmentos florestais em Mato Grosso do Sul. Pp. 26-52. In: R.B. Costa. Fragmentação florestal e alternativas de desenvolvimento rural na região Centro-Oeste. Campo Grande, Universidade Católica Dom Bosco.
- Pressey, R.L.; Humphries, C.R.; Margules, C.R.; Vane-Wright, R.I. e Williams, P.H. 1993. Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 124-128.
- Putz, F.E., Blate, G.M., Redford, K.H., Fimbel, R. e Robinson, J. 2001. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. *Conservation Biology* 15: 7-20.
- Redford, K.H. e Fonseca, G.A.B. 1986. The role of gallery forest in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. *Biotropica* 18: 126–135.
- Ribeiro, J.F. e Walter, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. Pp. 89-166. In: S.M. Mano e S.P. Almeida. Cerrado: ambiente e flora. Planaltina, EMBRAPA/Cerrados.
- Ribeiro, J.F. e Walter, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano, S.M. e Almeida S.P. Cerrado – ambiente e flora. Planaltina: EMBRAPA/CPAC.
- Rodrigues, L.V. 1999. Análise morfológica e morfométrica da colite induzida por ácido acético, em ratos, e tratada com extratos vegetais (*Myracrodruon urundeuva* Fr. All.). Tese de doutorado. Universidade Federal de São Paulo, São Paulo. 50p.
- Rodrigues, R.R. e Leitão, H.F. 2004. Matas Ciliares: Conservação e Recuperação. 2ªEd. São Paulo.

- Rodrigues, R.R. e Nave, A.G. 2000. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: Rodrigues, R.R e Leitão-Filho, H.F. Matas Ciliares – Conservação e Recuperação. EDUSP/FAPESP.
- Rodríguez-Buriticá, S., Orjuela, M.A. e Galeano, G. 2005. Demography and life history of *Geonoma orbignyana*: an understory palm used as foliage in Colombia. Forest Ecology and Management 211: 329-340.
- Rozas, V. 2006. Structural heterogeneity and tree spatial patterns in an old-growth deciduous lowland forest in Cantabria, northern Spain. Plant Ecology 185: 57-72.
- Salis, S.M., Tamashiro, J.Y. e Joly, C.A. 1994. Florística e fitossociologia do estrato arbóreo de um remanescente de mata ciliar do rio Jacaré-Pepira, Brotas, SP. Revista Brasileira de Botânica 17:93-103.
- Sampaio, M.B., Schmidt, I.B. e Figueiredo, I.B. 2008. Harvesting Effects and Population Ecology of the Buriti Palm (*Mauritiafl exuosa* L. f., Arecaceae) in the Jalapio Region, Central Brazil. Economic Botany, 62: 171-181.
- Sampaio, M.B. e Scariot, A. 2010. Effects of stochastic herbivory events on population maintenance of an understory palm species (*Geonoma schottiana*) in riparian tropical forest. Journal of Tropical Ecology 26: 151-161.
- Schleuning, M. e Matthies, D. 2008. Habitat change and plant demography: assessing the extinction risk of a formerly common grassland perennial. Conservation Biology 23: 174-183.
- Schmidt, I.B., Figueiredo, I.B. e Scariot, A. 2007. Ethnobotany and Effects of Harvesting on the Population Ecology of *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland (Eriocaulaceae), a NTFP from Jalapão Region, Central Brazil. Economic Botany 61: 73–85.

- Schwartz, M.W., Caro, T.M. e Banda-Sakala, T. 2002. Assessing the sustainability of harvest of *Pterocarpus angolensis* in Rukwa Region, Tanzania. *Forest Ecology and Management* 170: 259-269.
- Shimamura, T., Momose, K. e Kobayashi, S. 2006. A comparison of sites suitable for the seeling establishment of two co-occurring species, *Swintonia glauca* and *Stemonurus scorpioides*, in a tropical peat swamp forest. *Ecological Restoration* 21: 759-767.
- Silva Matos, D.M.S., Freckleton, R.P. e Watkinson, A.R. 1999. The role of density dependence in the population dynamics of a tropical palm. *Ecology* 80: 2635-2650.
- Silva, D.B. Silva, J.A., Junqueira, N.T.V. e Andrade, L.R. 2001. *Frutas do cerrado*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, Brasília D.F. 178p.
- Silva, J. M. C. e Bates, J. M. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical hotspot. *BioScience* 52: 225-233.
- Silva, J.F., Farinas, M.R., Felfili, J.M. e Klink, C.A. 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography* 33: 536–548.
- Silva, L.M.M., Rodrigues, T.J.D. e Aguiar, I.B. 2002. Efeito da luz e da temperatura na germinação de sementes de aroeira (*Myracrodruon urundeuva* Allemão). *Revista Árvore* 26: 691-697.
- Silva, M.G. e Tabarelli, M. 2001. Seed dispersal, plant recruitment and spatial distribution of *Bactris acanthocarpa* Martius (Arecaceae) in a remnant of Atlantic forest in northeast Brazil. *Acta Oecologica* 22: 259–268.
- Silva, R.P., Santos, J., Tribuzy, E.S., Chambers, J.Q., Nakamura, S. e Higuchi, N. 2002. Diameter increment and growth patterns for individual tree growing in Central Amazon, Brazil. *Forest Ecology and Management* 166: 295-301.

- Silvertown, J., Franco, M. e Menges, E. 1996. Interpretation of elasticity matrices as an aid to the management of plant populations for conservation. *Conservation Biology* 10: 591-597.
- Simon, M.F. e Hay, J.D.W. 2003. Comparison of a common and rare species of *Mimosa* (Mimosaceae) in Central Brazil. *Austral Ecology* 28: 315–326.
- Souza, A.F. e Martins, F.R. 2002. Spatial distribution of an undergrowth palm in fragments of the Brazilian Atlantic Forest 164: 141-155.
- Suzuki, R.O., Numata, S., Okuda, T., Supardi, Md.N.N. e Kachi, N. 2009. Growth strategies differentiate the spatial patterns of 11 dipterocarp species coexisting in a Malaysian tropical rain forest. *Journal of Plant Restoration* 122: 81-93.
- Svensson, J.S. e Jeglum, J.K. 2001. Structure and dynamics of an undisturbed old-growth Norway spruce forest on the rising Bothnian coastline. *Forest Ecology and Management* 151: 67-79.
- Swanson, T.M. 2002. Economics of biodiversity conservation. *Ambio* 21: 250-257.
- Tabacchi, E., Correll, D.L., Hauer, R., Pinay, G., Planty-Tabacchi, A.M. e Wissmar, R.C. 1998. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology* 40: 497-516.
- Tang, Y., Mao, L.H. e Gao, H. 2005. Over-exploitation and lack of protection is leading to a decline of a protected calcicolous tree species *Excentrodendron hsienmu* (Tiliaceae) in China. *Biological Conservation* 126: 14-23.
- Telles, M.P.C., Coelho, A.S.G., Chaves, L.J., Diniz-Filho, J.A.F. e Valva, F.A. 2003. Genetic diversity and population structure of *Eugenia dysenterica* DC. (“cagaiteira” – Myrtaceae) in Central Brazil: Spatial analysis and implications for conservation and management. *Conservation Genetics* 4: 685–695.

- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W.H., Simberloff, D. e Swackhamer, D., 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292: 281–284.
- Tomimatsu, H. e Ohara, M. 2010. Demographic response of plant populations to hábitat fragmentation and temporal environmental variability. *Oecologia* 162: 903-911.
- Uriarte, M., Canham, C.D., Thompson, J., Zimmerman, J.K. e Brokaw, N. 2005. Seedling recruitment in a hurricane-driven tropical forest: light limitation, density-dependence and the spatial distribution of parent trees. *Journal of Ecology* 93: 291-304.
- Viegas, M.P. 2009. Diversidade genética em populações de *Myracrodruon urundeuva* Fr. All., sob diferentes tipos de perturbação antrópica. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Agronomia, Unesp, SP.
- Wadt, L.H.O., Kainer, K.A. e Gomes-Silva, A.P. 2005. Population structure and nut yield of a *Bertholletia excelsa* stand in Southwestern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 211: 371-384.
- Wang, T., Liang, Y., Ren, H., Yu, D. Ni, J. e Ma, K. 2004. Age structure of *Picea schrenkiana* forest along an altitudinal gradient in the central Tianshan Mountains, northwestern China. *Forest Ecology and Management* 196: 267-274.
- Webb, C.O. e Peart, D.R. 1999. Seedling density dependence promotes coexistence of Bornean rain forest trees. *Ecology* 80: 2006-2017.
- Widyatmoko, D., Burgman, M.A., Guhardja, E., Mogeia, J.P., Walujo, E.B. e Setiadi, D. 2005. Population status, demography and hábitat preferences of the threatened lipstick palm *Cyrtostachys renda* blume in Kerumatan reserve, Sumatra. *Acta Oecologica* 28: 107-118.

Zhang, L., Brockelman, W.Y. e Allen, M.A. 2008. Matrix analysis to evaluate sustainability: the tropical tree *Aquilaria crassna*, a heavily poached source of agarwood. *Biological Conservation* 141: 1676-1686.

## **7. CAPÍTULO 1: Estrutura populacional e padrão espacial de *Myracrodruon urundeuva* M. Allemão (Anacardiaceae) em um gradiente da borda ao interior de uma floresta ripária**

**Resumo.** A estrutura populacional e o padrão espacial de *Myracrodruon urundeuva* foi avaliada ao longo de um gradiente ambiental da borda ao interior da mata ciliar do rio da Prata. Todos os indivíduos de *M. urundeuva* encontrados em cinco blocos de 60x60m e em um bloco de 30x60m foram marcados e tiveram sua altura e diâmetro basal medidos entre os anos de 2007 e 2009. Foram registrados 2422 indivíduos pertencentes a cinco classes de tamanho. A população estudada apresentou uma estrutura do tipo “J-invertido” para os três anos amostrados, embora a distribuição de classes de tamanho tenha diferido entre os três anos. Houve um decréscimo do número de indivíduos das menores para as maiores classes de tamanho e a maioria dos indivíduos registrados estava na classe de tamanho 1, que corresponde às plantas nascidas provavelmente nos últimos 5 anos. A maioria dos indivíduos foi registrada na borda da mata ciliar, nos primeiros dez metros da borda e o número de indivíduos diminuiu significativamente com a distância da borda em direção ao interior florestal. Os indivíduos jovens e os adultos apresentaram uma distribuição diferencial no hábitat, sendo que os jovens foram mais associados com a borda da mata, enquanto que os adultos foram mais associados com o interior florestal. A formação de um gradiente das menores para as maiores classes de tamanho da borda ao interior florestal pode estar relacionada a uma competição intraespecífica por luz. A alometria dos indivíduos jovens e adultos de *M. urundeuva*, sugeriu que essas plantas são mais altas em relação ao diâmetro no centro do que na borda da mata. Esses resultados reforçam a hipótese de que luz seja um fator limitante para os indivíduos de *M. urundeuva*. Como no interior florestal a disponibilidade de luz é menor, os indivíduos devem investir mais em crescimento em altura do que em diâmetro para alcançar o dossel florestal mais rapidamente. A população estudada apresentou um padrão espacial agregado nas três escalas amostradas, com valores crescentes com o aumento da área das parcelas. As classes de tamanho 1, 2 e 3 apresentaram um padrão espacial agregado para a maioria dos blocos nas três escalas. No entanto, as classes de tamanho 4 e 5 apresentaram um padrão espacial uniforme para quase todos os blocos e escalas. As espécies se agregam em manchas que podem prover recursos apropriados para a sua regeneração, e assim, as condições do hábitat influenciam a distribuição das espécies. O modelo de distribuição espacial também pode refletir diferentes habilidades das espécies de sobreviverem às competições intra e interespecíficas durante a sucessão florestal.

**7. CHAPTER 1: Population structure and spatial pattern of *Myracrodruon urundeuva* M. Allemão (Anacardiaceae) along an edge-interior gradient in a riparian forest**

**Abstract.** Population structure and the spatial pattern of *Myracrodruon urundeuva* were assessed over a gradient from the edge to the interior of the riparian forest of the Prata River. All individuals of *M. urundeuva* found in five blocks of 60x60m and in one of 30x60m were marked and had their height and basal diameter measured, from 2007 to 2009. A total of 2422 individuals were recorded, distributed in five different size classes. Population structure showed the reversed J-shaped curve for the three sampling years, although the distribution of size classes did not differ among the three years. The number of individuals decreased from the smallest to the largest size class. Most plants were recorded in the size class 1, which probably matches specimens up to five years. Great part of individuals was recorded within the first ten meters from the forest edge, decreasing significantly as distance from the edge toward forest-interior increased. Young and adult individuals were not evenly distributed spatially, the young ones were more abundant in the forest edge while the old ones in the forest-interior. The gradient of smaller to larger size classes from the edge to forest-interior may be related to an intraspecific competition for light. The allometry of young and adult specimens of *M. urundeuva* suggested that these plants are higher, in relation to the diameter, in the forest-interior than at the forest edge. These results support the hypothesis that light is a limiting factor for individuals of *M. urundeuva*. As in the forest-interior light availability is lower, individuals would invest more in height than in diameter growth to reach the forest canopy more quickly. The population presented an aggregated pattern in the three scales, with increasing values along with the increase in the block. The size classes 1, 2 and 3 exhibited an aggregated distribution for most blocks in the three scales sampled. However, the size classes 4 and 5 had a uniform spatial pattern for almost all blocks and scales. Species aggregate in patches that may provide necessary resources for their regeneration. Thus, hábitat conditions influence species distribution. Yet, the spatial distribution model may also reflect different abilities of species to survive intra and interspecific competition through forest succession.

## 7.1. Introdução

A estrutura populacional e a distribuição dos indivíduos em classes de tamanho refletem a influência de fatores bióticos e abióticos nas taxas de sobrevivência e crescimento de cada classe num dado hábitat, bem como de eventos passados de recrutamento (Hutchings 1997, Roach 2003). A descrição da estrutura de tamanho de espécies arbóreas é um dos primeiros passos para a compreensão dos processos que determinam a dinâmica populacional ao longo do tempo (Stewart e Rose 1986, Johnson e Fryer 1989, Svensson e Jeglum 2001, Wang *et al.* 2004). Reconstruções quantitativas sobre a densidade e as proporções de indivíduos em cada classe de tamanho em relação à população como um todo são importantes para o entendimento dos padrões de distribuição espacial e temporal das espécies e para a elaboração de estratégias de manejo, recuperação e conservação das espécies em áreas naturais (Covington *et al.* 1997, Fulé *et al.* 1997, Mast *et al.* 1999).

Diferentes populações de plantas da mesma espécie podem apresentar estruturas populacionais muito distintas que podem ser causadas por variações nas taxas de crescimento e sobrevivência, como consequência de variações genéticas, climáticas, disponibilidade de recursos, ou pela ação de herbívoros, patógenos, predadores de sementes e pela competição (Weiner e Solbrig 1984, Iszkulo e Boratynski 2005, Widyatmoko *et al.* 2005). As perturbações ambientais, como a abertura de clareiras no interior florestal ou a própria fragmentação, podem alterar as condições ambientais pelas mudanças na disponibilidade de luz e condições do solo e interferir no recrutamento de novos indivíduos (Fredericksen e Mostacedo 2000, Rodríguez-Buriticá *et al.* 2005). Por exemplo, Duchok e colaboradores (2005) descreveram a estrutura populacional e o estado de regeneração de populações de *Illicium griffithii*, em relação a um gradiente de perturbação na Índia e encontraram uma dominância de indivíduos

adultos. Os autores sugeriram que a perturbação poderia ter afetado negativamente o recrutamento de novos indivíduos e, conseqüentemente ter comprometido a regeneração da população. Entretanto, uma grande variação entre as espécies é esperada, uma vez que suas características da história de vida, fisiologia e comportamento, também influenciam a regeneração das populações após perturbações (Hutchings *et al.* 2003, Lawes *et al.* 2007).

Muitas espécies de plantas apresentam uma ampla distribuição geográfica e são capazes de se estabelecer em diferentes ambientes, quando analisados em uma grande escala espacial. No entanto, mesmo essas espécies apresentam requerimentos específicos para o seu estabelecimento em determinadas manchas dos habitats (Messaoud e Houle 2006, Dickinson *et al.* 2007, Chapman *et al.* 2008). A interação de vários fatores abióticos como o tipo de solo, estresse hídrico, altitude, intensidade luminosa e fatores bióticos como a polinização, dispersão de sementes e a distância da planta-mãe, predação e competição intra e interespecífica podem afetar o padrão de distribuição espacial de uma espécie (Hubbell 1979, Lundberg e Ingvarsson 1998, Leite 2001, Shimamura *et al.* 2006, Suzuki *et al.* 2009). O modelo espacial, pode ainda, refletir a história de impactos antrópicos, como o fogo e a extração seletiva da madeira (Oliveira-Filho *et al.* 1997, Svenning 1998, Sapkota *et al.* 2009), bem como o efeito de borda, que aparece como consequência direta da vegetação adjacente, restringindo a distribuição das populações no interior de fragmentos florestais (Murcia 1995, Benítez-Malvido e Martínez-Ramos 2003, Benítez-Malvido e Lemus-Albor 2005).

As florestas ripárias que ocorrem ao longo dos rios nas regiões tropicais, estão em sua maioria inseridas em uma matriz composta principalmente por pastagens e plantações (Felfili 1997, Rodrigues e Nave 2000, Paine e Ribic 2002). Esses remanescentes florestais são formados por gradientes ambientais, do interior florestal

aos campos abertos, que interferem no recrutamento de diferentes espécies arbóreas (Meiners *et al.* 2002, Wassie *et al.* 2009). Os efeitos de borda sobre as florestas fragmentadas são bastante diversos e incluem alterações abióticas, como uma diminuição na umidade, maior variação de temperatura e o aumento da luminosidade, que interferem na abundância e na composição das espécies de plantas e animais (Kapos *et al.* 1997, Didham e Lawton 1999, Fáveri *et al.* 2008). A distância na qual estes efeitos penetram para o interior dos fragmentos também é bastante variável, dependendo da forma e do tamanho do fragmento (Laurance e Yensen 1991, Laurance *et al.* 2002), embora seja mais marcante nos primeiros 30 metros da borda (Mesquita *et al.* 1999). Um aumento na disponibilidade de luz do interior florestal à borda dos remanescentes florestais pode favorecer o estabelecimento de espécies de plantas, principalmente das intolerantes à sombra (Guariguata 2000, Montgomery e Chazdon 2002, Balderrama e Chazdon 2005, Uriarte *et al.* 2005). As variações na disponibilidade de luz estão entre os principais fatores que afetam a distribuição espacial e a coexistência de espécies arbóreas (Kobe 1999, Bloor e Grubb 2003, Baraloto *et al.* 2005, Flores *et al.* 2006). Espécies arbóreas clímax exigente de luz, geralmente se estabelecem após uma perturbação que expõe o solo à luz, mas como apresentam um ciclo de vida longo, tornam-se as árvores emergentes no dossel florestal (Swaine e Whithmore 1988). Assim, ambientes de borda podem favorecer o estabelecimento de plântulas e influenciar a estrutura populacional e o padrão espacial de espécies arbóreas intolerantes à sombra (Fraver 1994, Oosterboorn e Kappelle 2000, Cadenasso e Pickett 2001).

Os indivíduos de uma mesma espécie normalmente se arranjam em grupos e são delimitados no tempo e no espaço. Em uma população, os indivíduos podem apresentar três padrões básicos de distribuição espacial, que podem ser: agrupado, quando os indivíduos estão mais próximos uns dos outros do que o esperado pelo acaso; aleatório,

quando os indivíduos estão distribuídos ao acaso; e uniforme, quando há intervalos regulares entre os indivíduos (Harper 1977, Condit *et al.* 2000, Plotkin *et al.* 2002, Li *et al.* 2009). Os indivíduos das populações de plantas normalmente apresentam uma distribuição em níveis de agregação decrescente, isto é, classes menores tendem a ter uma distribuição espacial mais agregada, enquanto que as classes de indivíduos maiores tendem a se distribuir de forma mais regular (Condit *et al.* 2000, Souza e Martins 2002, Suzuki *et al.* 2008). O agrupamento dos indivíduos pode ser decorrente da dispersão limitada (Almeida e Galetti 2007, Nishimura *et al.* 2008, Li *et al.* 2009), da reprodução assexuada ou ser uma resposta à heterogeneidade ambiental com relação a condições microclimáticas ou disponibilidade de recursos (Hutchings 1997, Forget *et al.* 1999).

*Myracrodruon urundeuva* M. Allemão (Anacardiaceae) tem uma ampla distribuição geográfica, porém limitada à América do Sul, principalmente na região chaquenha da Bolívia, Paraguai e Argentina e no Brasil, nas regiões nordeste, sudeste e centro-oeste (Carvalho 2003). Apesar da sua extensão, necessita de requerimentos específicos do hábitat para o seu estabelecimento, por ser considerada clímax exigente de luz (Pinto 1999) e ocorrer em solos com pH e teor de cálcio mais altos (Haridasan e Araújo 1988). Sua madeira é considerada de alta qualidade para a construção civil, por ser muito resistente e durável. Durante muitas décadas, *M. urundeuva* foi intensamente explorada comercialmente, tornando-se escassa em todas as suas áreas de ocorrência (Paula e Alves 1997). Em decorrência disso, a espécie foi inserida na lista oficial de espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção, na classe vulnerável (MMA 2008).

Como, *M. urundeuva* é uma espécie arbórea intolerante a sombra, a criação de ambientes de borda nos remanescentes florestais poderia favorecer o recrutamento e a sobrevivência de indivíduos jovens da sua população. Assim, espera-se que as relações alométricas de indivíduos jovens e adultos da população variem entre a borda e o centro

do fragmento florestal, e que a estrutura de tamanho e a distribuição espacial dos indivíduos variem ao longo de um gradiente ambiental da borda ao interior de uma mata ciliar.

## **7.2. Materiais e Métodos**

### **Área de estudo**

Este estudo foi desenvolvido na mata ciliar do Rio da Prata (UTM SAD 69, 21 K 056318 7631850), na Fazenda Nossa Senhora Aparecida, município de Jardim, MS. A micro-bacia do Rio da Prata está inserida na bacia hidrográfica do Rio Paraguai. Geologicamente a região é caracterizada pela Formação Aquidauana – Bela Vista e pela Depressão do Miranda (Borges *et al.* 1997). Os solos predominantes na região são do tipo Argissolos, com uma fertilidade natural baixa e horizonte A moderado (EMBRAPA 1999). O clima é do tipo Tropical subquente e úmido, com um a dois meses de seca. A precipitação média anual para a região varia entre 1400 a 1600 mm, sendo que o regime da precipitação é tipicamente tropical apresentando dois períodos distintos: um chuvoso, que se inicia em outubro e estende-se até março, e outro seco, no período de abril a setembro (Campelo-Júnior *et al.* 1997).

As formações ciliares ocupam áreas restritas ao longo dos cursos d'água que ocorrem no Bioma Cerrado e são influenciadas por vários fatores físicos locais, como as variações edáficas e topográficas, bem como por processos de perturbações naturais e antrópicas (Nebel *et al.* 2001, Campos e Souza 2002, Ruggiero *et al.* 2002). A composição florística é mista, com espécies típicas das margens dos rios e de outras formações adjacentes, apresentando uma elevada heterogeneidade ambiental (Battilani *et al.* 2005). A mata ciliar estudada possui de 150 a 200 m da margem do rio à borda da

mata e está inserida em uma matriz composta principalmente por pastagens, dominada por espécies do gênero *Brachiaria*, embora apresente áreas campestres nativas. A região vem sofrendo diferentes impactos antrópicos ocasionados por atividades de ecoturismo com trilhas próximas a margem do rio e outras no interior da mata, além da extração seletiva da madeira e o pastejo do gado nas áreas adjacentes (Battilani *et al.* 2005).

A vegetação é característica de uma Floresta Estacional Semidecidual, cujo dossel varia de 15 a 20 m em diferentes locais, além de apresentar indivíduos emergentes com até cerca de 30 m. As espécies mais representativas da área pertencem às famílias, Meliaceae, Myrtaceae, Euphorbiaceae, Annonaceae, Fabaceae, Mimosaceae, Rutaceae, Caesalpiniaceae, Ulmaceae e Sapindaceae. *Myrcianthes pungens*, *Adelia membranifolia*, *Dalbergia* sp., *Holocalyx balansae*, *Unonopsis lindmanii*, *Guarea kunthiana*, *Trichilia claussenii*, *Guarea guidonea*, *Averrhoidium paraguayense* e *Astronium graveolens* estão entre as espécies arbóreas mais frequentes na área estudada. Algumas espécies, como *Attalea phalerata* (Palmae) e *Guadua paniculata* (Gramineae), formam agrupamentos homogêneos e densos ao longo da mata. Essas espécies são comuns em formações secundárias, possivelmente como resultado de perturbações sofridas nas últimas décadas. No estrato inferior ocorrem espécies como *Psychotria carthagenensis* e *Clavija nutans*, além de grande número de plantas jovens de espécies arbóreas. As lianas, epífitas e pteridófitas também são comuns no sub-bosque. Em determinados locais observam-se pequenas e médias clareiras ocasionadas pela queda natural de árvores e também pelo corte seletivo de espécies economicamente importantes como *Myracrodruon urundeuva* e *Astronium graveolens* ocorrido em um passado recente (Battilani *et al.* 2005).

## Coleta de dados

Para a amostragem dos indivíduos de *M. urundeuva* foram sorteados cinco blocos de 60 x 60 m e um bloco de 30 x 60 m, totalizando 1.89 ha de área em um trecho de aproximadamente 2000 metros de extensão na borda da mata ciliar. A distância dos blocos variou de 50 a 150 metros de acordo com o sorteio e cada bloco foi subdividido em parcelas de 10 x 10 m (Figura 1). O gradiente ambiental borda - interior florestal foi avaliado ao longo do bloco de 60 metros da borda em direção ao interior florestal (Figura 1). Todos os indivíduos encontrados foram marcados com placas numeradas e tiveram sua altura e diâmetro basal medidos entre os meses de maio a setembro de 2007. Entre os meses de abril e maio de 2008 e 2009 esses indivíduos foram novamente medidos e os indivíduos novos ou os que não haviam sido registrados anteriormente nas parcelas foram marcados e medidos.

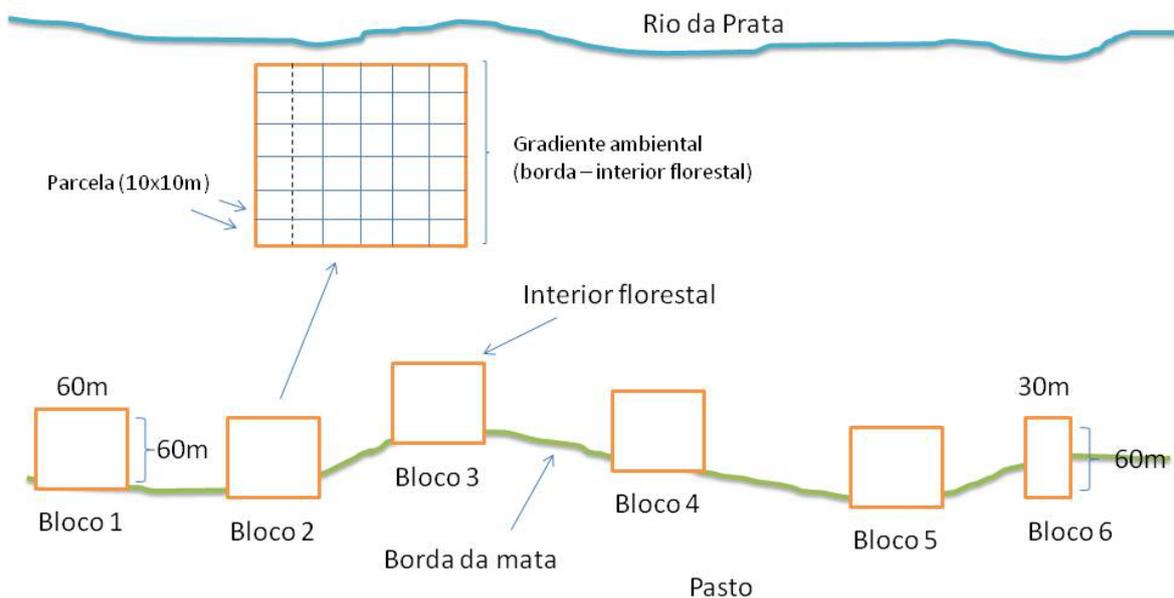


Figura 1. Desenho esquemático mostrando a mata ciliar do rio da Prata e os blocos amostrados.

A altura das plantas menores do que três metros foi medida diretamente com a utilização de uma trena, enquanto que para os indivíduos acima de três metros, a altura foi estimada com auxílio de um Clinômetro (Suunto) através da fórmula:  $h_{total} = (Pa/100) \times Do + Ao$ , sendo que  $Pa$  representa a porcentagem da altura da árvore,  $Do$  é a distância entre o observador e o tronco da árvore e  $Ao$  representa a altura do observador. O diâmetro basal dos indivíduos com menos de 15 cm de diâmetro foram medidos com um paquímetro digital e os maiores de 15 cm foram medidos com uma fita métrica.

Uma possível correlação entre a variância na altura dos indivíduos e o diâmetro foi previamente checada graficamente. Como foi detectada esta correlação os dados foram transformados em logaritmo neperiano para homogeneização destas variâncias e a divisão em classes do tamanho da planta foi feita com base nos valores transformados em intervalos de uma unidade do logaritmo neperiano.

A população foi então dividida em cinco classes de tamanho baseadas no diâmetro da planta:

Classe de tamanho 1 (jovem I) – valores de logaritmo neperiano entre 0 e 0,99, que compreendem os diâmetros entre 0.01 e 1.7 cm;

Classe de tamanho 2 (jovem II) – valores de logaritmo neperiano entre 1,0 e 1,99, que compreendem os diâmetros entre 1.71 e 6.35 cm

Classe de tamanho 3 (adulto I – início da reprodução) – valores de logaritmo neperiano entre 2,0 e 2,99, que compreendem os diâmetros entre 6.36 e 18.94 cm;

Classe de tamanho 4 (adulto II) – valores de logaritmo neperiano entre 3,0 e 3,99, que compreendem os diâmetros entre 19.1 e 53.16 cm;

Classe de tamanho 5 (adulto III) – valores de logaritmo neperiano entre 4,0 e 4,99, que compreendem os diâmetros entre 53.48 e 76.71 cm.

## **Análise de dados**

As relações entre altura e diâmetro dos indivíduos foram comparadas somente entre borda e centro da mata ciliar e não ao longo do gradiente ambiental. Nesta análise as diferentes distâncias em relação à borda da mata foram agrupadas em apenas dois níveis, baseado no modelo que prevê que o efeito de borda é mais intenso nos primeiros 35m. Assim a distância perpendicular foi dividida em borda e centro sendo que a borda envolveu as parcelas até os 30 primeiros metros e o centro as parcelas subsequentes. Jovens (classes 1 e 2) e adultos (classes 3, 4 e 5) foram comparados separadamente, uma vez que os indivíduos adultos podem ter se desenvolvido num intervalo de tempo em que a estrutura espacial da mata, isto é, as localizações da borda em relação ao centro, eram muito diferentes das atuais. Além disto, o padrão de crescimento de jovens - nos estágios anteriores ao início da reprodução - pode ser diferente do padrão de crescimento de adultos. O efeito do hábitat (borda e centro) na altura dos indivíduos foi avaliado usando-se Análise de co-variância (ANCOVA) sendo que o diâmetro foi usado como co-variável. Como o número de indivíduos pertencentes às classes 1, 2 e 3 na borda foi muito alto em relação aos do centro, e isto poderia aumentar as chances de erro do Tipo I, foram sorteados apenas alguns indivíduos de cada uma destas classes para esta análise segundo Underwood (1997).

Para avaliar se o número de indivíduos estava relacionado com a distância da borda ao interior florestal foi utilizada uma Regressão Linear Simples. Os resíduos foram examinados graficamente para verificar se havia alguma tendência ao longo da estimativa. Os dados foram transformados em logaritmo neperiano (Ln) para a homogeneização das variâncias conforme Underwood (1997). O nível de significância considerado foi de  $p < 0.05$ .

A estrutura populacional baseada no número de indivíduos de diferentes classes de tamanho de *M. urundeuva* foi comparada entre os três anos amostrados, com o número de indivíduos em cinco classes de tamanho através do teste G, segundo Sokal e Rohlf (1995).

Para avaliar a distribuição das classes de tamanho de *M. urundeuva* ao longo de um gradiente ambiental, no sentido borda ao interior da mata ciliar, foi utilizada uma Análise de Correspondência (CA) (Jongman *et al.* 1995). A abundância dos indivíduos nas classes de tamanho foi transformada em logaritmo neperiano para a homogeneização das variâncias.

O padrão de distribuição espacial da espécie foi avaliado através da utilização do Índice de Dispersão de Morisita ( $I_d$ ) (Brower e Zar 1984), seguido pelo Índice de Morisita Padronizado ( $I_p$ ) (Morisita 1962, Smith-Gill 1975), calculados de acordo com os procedimentos especificados por Krebs (1998). O índice de dispersão de Morisita é um dos mais recomendados para a análise de padrão espacial (Zar 1996), onde apresenta uma determinação mais precisa de aleatoriedade e agregação. A distribuição espacial foi estimada para toda a população e separadamente para as cinco classes de tamanho em cada bloco em três escalas espaciais (100m<sup>2</sup>, 400m<sup>2</sup> e 900m<sup>2</sup>). No entanto, não foi possível realizar essa análise para alguns blocos que não apresentaram uma determinada classe de tamanho, como por exemplo, no bloco 4 que não foram registrados indivíduos pertencentes à classe 1 (classe 1 – bloco 4; classe 2 – blocos 3 e 4; classe 3 – blocos 1 e 2; classe 5 – blocos 1, 4, 5 e 6).

O  $I_d$  foi estimado da seguinte maneira:

$$I_d = n \left[ \frac{\sum x_i^2 - \sum x_i}{(\sum x_i)^2 - \sum x_i} \right]$$

Onde:  $I_d$  - valor estimado do Índice de Dispersão de Morisita,  $n$  - o número de parcelas amostradas e  $x_i$  - o número de indivíduos em cada parcela amostrada.

A significância estatística do Índice de Dispersão de Morisita ( $I_d$ ) foi constatada através do teste F para significância do  $I_d$  ( $gl = n - 1$ ;  $p < 0,05$ ) (Poole 1974), onde a estimativa de F é:

$$F = I_d (N-1) + n - N/n-1$$

Considerando que:  $n$  = número total de parcelas,  $I_d$  é o valor calculado do Índice de Dispersão de Morisita;  $N$  = número de indivíduos encontrados em todas as parcelas. O valor de F foi comparado com o valor da tabela de F, com  $n-1$  graus de liberdade para o numerador e infinito ( $\infty$ ) para o denominador.

Para aperfeiçoar o Índice de dispersão de Morista e colocá-lo em uma escala absoluta de -1 a + 1, deve-se calcular dois valores críticos, o Índice Uniforme ( $M_u$ ) e o Índice Agrupado ( $M_c$ ). Os cálculos são realizados da seguinte maneira:

$$M_u = \left[ \frac{X^2_{0.975} - n + \sum x}{(\sum x) - 1} \right] \quad M_c = \left[ \frac{X^2_{0.025} - n + \sum x}{(\sum x) - 1} \right]$$

Onde,  $n$  = número total de parcelas,  $x$  = número de indivíduos,  $X^2_{0.025}$  e  $X^2_{0.975}$  são os valores do chi-quadrado com  $(n-1)$  graus de liberdade que possuem 2.5% e 97.5% da área à direita. O Índice de Morisita Padronizado ( $I_p$ ) é então calculado de acordo com uma das quatro fórmulas a seguir:

a) Quando  $I_d \geq M_c > 1$ , 
$$I_p = 0.5 + 0.5 \left[ \frac{I_d - M_c}{n - M_c} \right]$$

b) Quando  $M_c > I_d \geq 1$ , 
$$I_p = 0.5 \left[ \frac{I_d - 1}{M_u - 1} \right]$$

c) Quando  $1 > I_d > M_u$ , 
$$I_p = -0.5 \left[ \frac{I_d - 1}{M_u - 1} \right]$$

$$d) \text{ Quando } 1 > M_u > I_d, \quad I_p = -0.5 + 0.5 \left[ \frac{I_d - M_u}{M_u} \right]$$

O valor do  $I_p$  varia entre -1.0 e +1.0, onde  $I_p = 0$  indicam um padrão espacial aleatório,  $I_p < 0$  indicam padrão regular e  $I_p > 0$  indicam agrupamento na disposição espacial dos indivíduos. O Índice de Morisita Padronizado ( $I_p$ ) é uma das melhores medidas de dispersão porque é independente da densidade populacional e do tamanho da amostra (Myers 1978).

### 7.3. Resultados

#### Estrutura populacional

Nos seis blocos amostrados na mata ciliar do Rio da Prata foram registrados 2422 indivíduos de *M. urundeuva* pertencentes a cinco classes de tamanho entre os anos de 2007 a 2009 (Tabela 1). Nesses locais foram encontradas desde plântulas com 0.01 cm de diâmetro da base e 2 cm de altura até árvores adultas com 76.7 cm de diâmetro da base e 27 metros de altura, sendo que o diâmetro e a altura média das classes de tamanho variaram relativamente pouco entre os anos amostrados (Tabela 2).

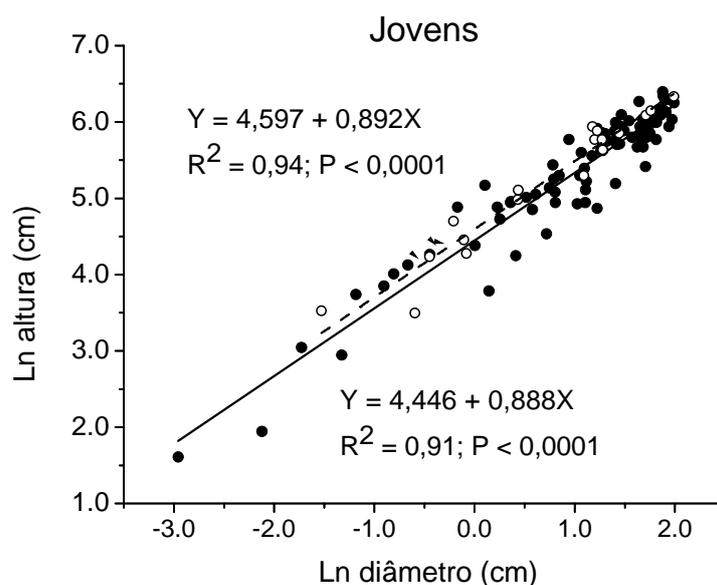
Tabela 1. Número total e média de indivíduos de *M. urundeuva* por classe de tamanho nos três anos. Média de indivíduos por parcela (10x10m). DP = Desvio Padrão.

Classes	2007		2008		2009	
	Total	Média (DP)	Total	Média (DP)	Total	Média (DP)
1	887	147.83 (191.33)	1510	251.67 (364.51)	841	140.17 (186.59)
2	331	55.17 (118.24)	426	71 (136.9)	419	69.83 (127.87)
3	87	14.5 (16.88)	91	15.17 (19.06)	97	16.17 (19.67)
4	54	9 (5.66)	58	9.67 (4.59)	60	10 (5.83)
5	10	1.67 (2.73)	10	1.67 (2.25)	14	2.33 (2.42)
Total	1369	45.63 (108.79)	2095	69.83 (188.09)	1431	47.7 (108.13)

Tabela 2. Diâmetro e altura média por classe de tamanho nos três anos. DP = Desvio Padrão.

Classes	2007		2008		2009	
	Diâmetro (DP)	Altura (DP)	Diâmetro (DP)	Altura (DP)	Diâmetro (DP)	Altura (DP)
1	0.59 (0.48)	64.41 (63.96)	0.45 (0.46)	48.67 (51.2)	0.64 (0.47)	67.08 (58)
2	2.98 (1.09)	239.18 (141.03)	3.03 (1.14)	245.21 (94.4)	2.99 (1.06)	262.45 (107.9)
3	11.64 (3.85)	710.13 (292.47)	10.28 (3.58)	739.18 (892.51)	10.67 (3.71)	860.67 (1330.16)
4	32.74 (9.77)	1476.32 (474.91)	32.84 (10.84)	1403.39 (439.47)	32.67 (10.55)	1400.31 (400.4)
5	61.43 (6.94)	1977.01 (414.01)	61.02 (5.2)	2148.63 (321.99)	67.38 (30.05)	2101.01 (516.36)

A relação entre altura e diâmetro dos indivíduos jovens diferiu entre a borda e o centro da mata ciliar com relação à altura das retas (ANCOVA,  $F_{1,101} = 4,784$ ,  $p = 0,031$ ), mas não diferiu em relação a inclinação (ANCOVA,  $F_{1,101} = 0,0026$ ,  $p = 0,959$ ) sugerindo que os indivíduos são mais altos em relação ao seu diâmetro no centro da mata quando comparado à borda (Figura 2). Por outro lado, as relações entre altura e diâmetro dos indivíduos adultos não diferiram significativamente nem em inclinação (ANCOVA,  $F_{1,140} = 2,551$ ,  $p = 0,113$ ) nem em relação à altura das retas (ANCOVA,  $F_{1,140} = 3,320$ ,  $p = 0,071$ ), apesar de que o valor marginal de  $F$  sugere uma tendência de que mesmo indivíduos adultos possam ser mais altos no centro da mata em relação ao seu diâmetro, do que os indivíduos da borda (Figura 2).



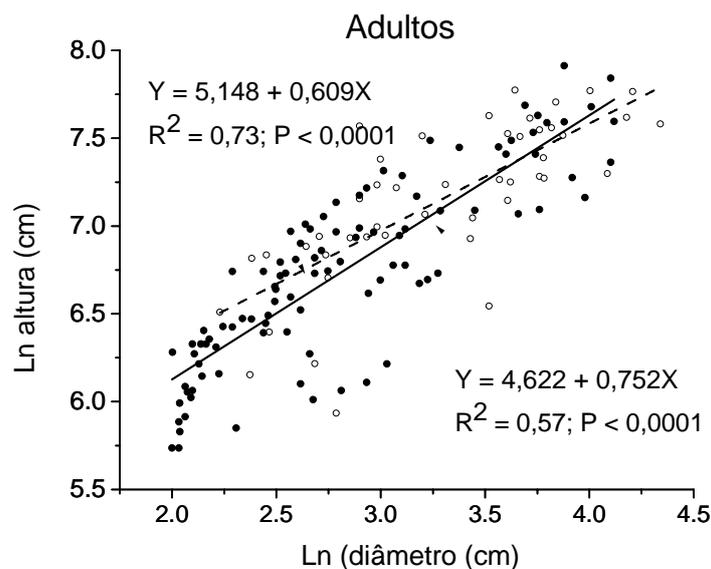


Figura 2. Relações entre altura e diâmetro dos indivíduos jovens (classes 1 e 2) e adultos (classes 3, 4 e 5) na borda (linha contínua e pontos cheios) e no centro da mata ciliar (linha rachurada e pontos vazados).

A população estudada apresentou uma estrutura de tamanhos do tipo “J-reverso” para os três anos amostrados, com um decréscimo do número de indivíduos das menores para as maiores classes de tamanho. A classe de tamanho 1 foi a mais abundante nos locais amostrados para todos os anos (Figura 3). No entanto, a estrutura populacional diferiu significativamente entre os três anos (Teste G,  $G = 71.54$ ,  $gl = 8$ ,  $p < 0.001$ ). As classes de tamanho diferiram significativamente entre os anos de 2007 e 2008 (Teste G,  $G = 22.69$ ,  $gl = 4$ ,  $p < 0.001$ ), entre os anos de 2007 e 2009 (Teste G,  $G = 11.73$ ,  $gl = 4$ ,  $p = 0.019$ ) e entre os anos de 2008 e 2009 (Teste G,  $G = 68.18$ ,  $gl = 4$ ,  $p < 0.001$ ) (Figura 3).

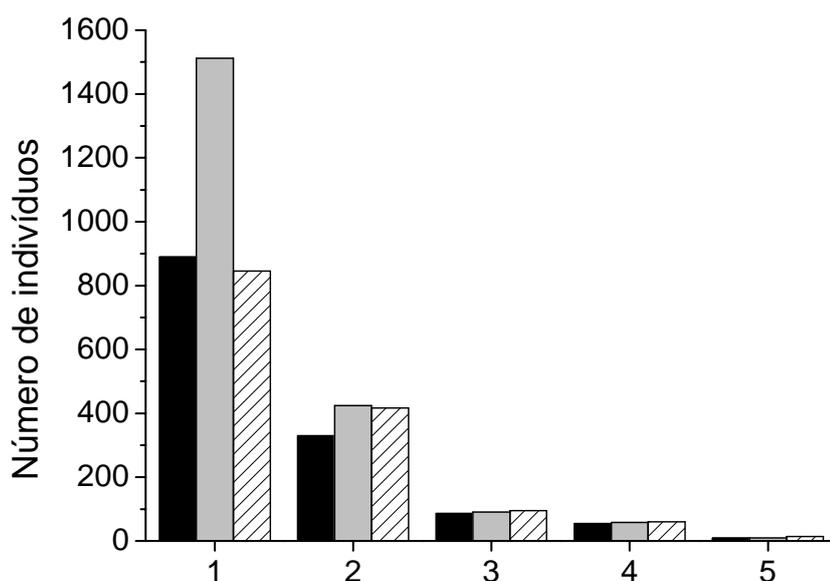


Figura 3. Distribuição de classes de tamanho de *M. urundeuva* entre os anos de 2007 (barras pretas); 2008 (barras cinza) e 2009 (barras rachuradas) na mata ciliar.

O número de indivíduos diminuiu linearmente com a distância da borda em direção ao interior florestal para os anos de 2007 ( $y = 3.96 - 0.65 x$ ,  $r^2 = 0.41$ ,  $p < 0.001$ ), 2008 ( $y = 4.27 - 0.72 x$ ,  $r^2 = 0.43$ ,  $p < 0.001$ ) e 2009 ( $y = 4.08 - 0.67 x$ ,  $r^2 = 0.42$ ,  $p < 0.001$ ). Nas regiões mais próximas às bordas, precisamente nos dez primeiros metros da borda, o número de indivíduos da classe 1 foi muito maior quando comparado com as demais classes (Figura 4). Com a aproximação do centro da mata, a estrutura de tamanho mudou gradativamente, de maneira que depois dos 20 metros da borda houve uma diminuição acentuada do número de indivíduos da classe 1 e um aumento das classes 2, 3 e 4. Mais próximo do centro da mata, depois de 40 metros da borda, apenas indivíduos adultos predominaram (Figura 4).

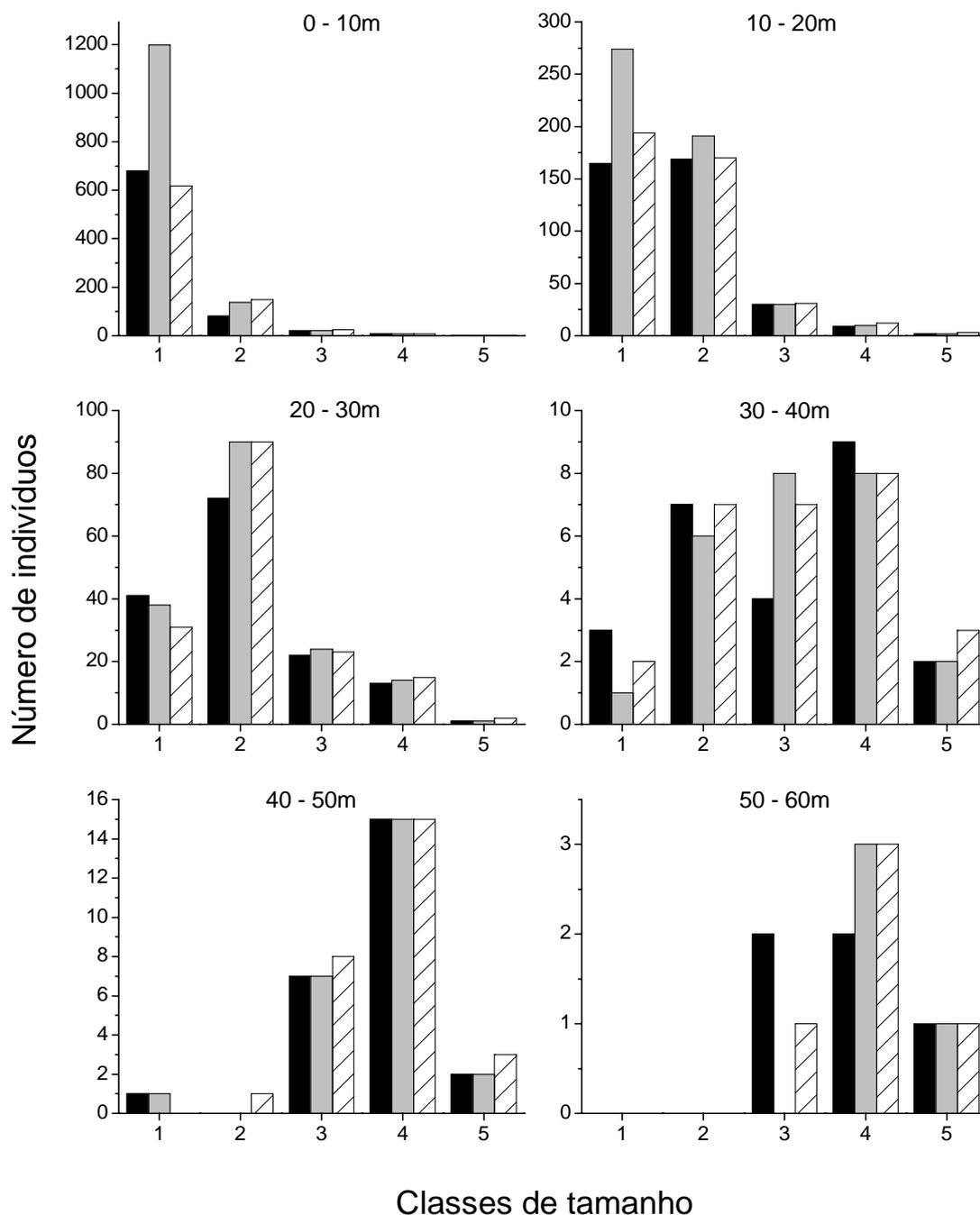


Figura 4. Distribuição das classes de tamanho de *M. urundeuva* nos seis níveis de distância entre os anos de 2007 (barras pretas); 2008 (barras cinza) e 2009 (barras rachuradas) na mata ciliar do rio da Prata.

A Análise de Correspondência ordenou as classes de tamanho de acordo com a distância da borda ao interior da mata ciliar do Rio da Prata e explicou 80,16% da variação em apenas dois eixos (Figura 5) sendo que o primeiro eixo explicou 46,8 % da

variação total. O primeiro eixo mostrou um gradiente entre as classes 1 a 4, sendo que as classes 1 e 2 ficaram bem próximas entre si, enquanto que o segundo eixo separou a classe 5 das demais. As classes 1 (jovens I), 2 (jovens II) e 3 (adultos I) foram associadas principalmente com as parcelas localizadas nos primeiros 10 metros da borda da mata ciliar, enquanto que as classes 4 (adultos II) e 5 (adultos III) foram mais associadas com as parcelas situadas a partir de 40 metros da borda em direção ao interior florestal. A variação horizontal entre blocos foi pequena quando comparada à variação espacial ao longo do gradiente borda-centro da mata ciliar (Figura 5).

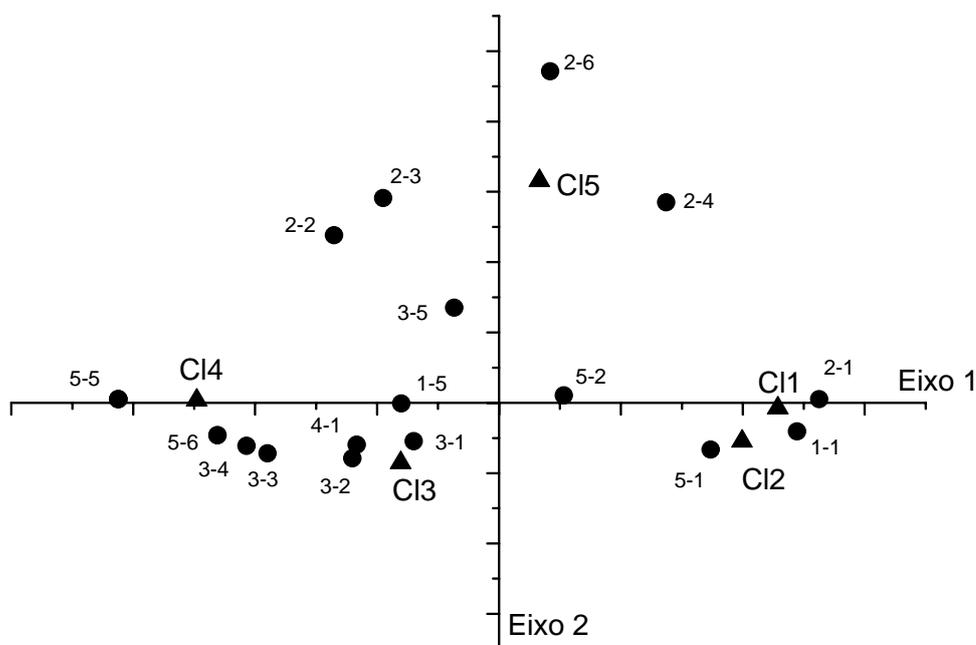


Figura 5. Análise de correspondência baseada na estrutura de tamanho de *Myracrodruon urundeuva* ao longo de um gradiente da borda ao interior da mata ciliar do Rio da Prata. O Eixo 1 explicou 46.8% e o Eixo 2 explicou 33.4% da variação dos dados. ▲ CI = classes de tamanho, que vão de 1 a 5. ● 2-1 = O primeiro número representa o bloco e o segundo número a faixa da mata ciliar.

## Distribuição espacial

A população estudada de *M. urundeuva* em cinco dos seis blocos estudados apresentou um padrão espacial agregado ( $I_p > 0$ ) nas três escalas amostradas, com valores crescentes com o aumento da área das parcelas. No bloco 1, por exemplo, o índice de agregação à 100m<sup>2</sup> foi de 0.27, à 400m<sup>2</sup> foi de 0.37 e à 900m<sup>2</sup> de 0.71. Somente no bloco 4 foi observado um padrão espacial uniforme ( $I_p < 0$ ), com valores decrescentes com o aumento da área amostrada (Figura 6).

As classes de tamanho 1, 2 e 3 apresentaram um padrão espacial agregado para a maioria dos blocos nas três escalas amostradas. O bloco 3 na classe 1 apresentou um padrão agregado somente à 100m<sup>2</sup> e nas demais escalas apresentou um padrão uniforme. Já o bloco 4 na classe 3 apresentou um padrão uniforme nas escalas à 100m<sup>2</sup> e à 400m<sup>2</sup> e um padrão agregado à 900m<sup>2</sup> (Figura 6). Os maiores índices de agregação ocorreram no bloco 6 para as classes 1 ( $I_p = 0.97$ ) e 2 ( $I_p = 0.90$ ), seguidos pelo bloco 1 para as classes 1 ( $I_p = 0.78$ ) e 2 ( $I_p = 0.60$ ). No entanto, as classes de tamanho 4 e 5 apresentaram um padrão espacial uniforme para quase todos os blocos e escalas, com exceção do bloco 3 na classe 5 que apresentou um padrão agregado somente à 900m<sup>2</sup>. De uma forma geral, as classes 4 e 5 apresentaram um padrão uniforme na escala de 900m<sup>2</sup> (Figura 6).

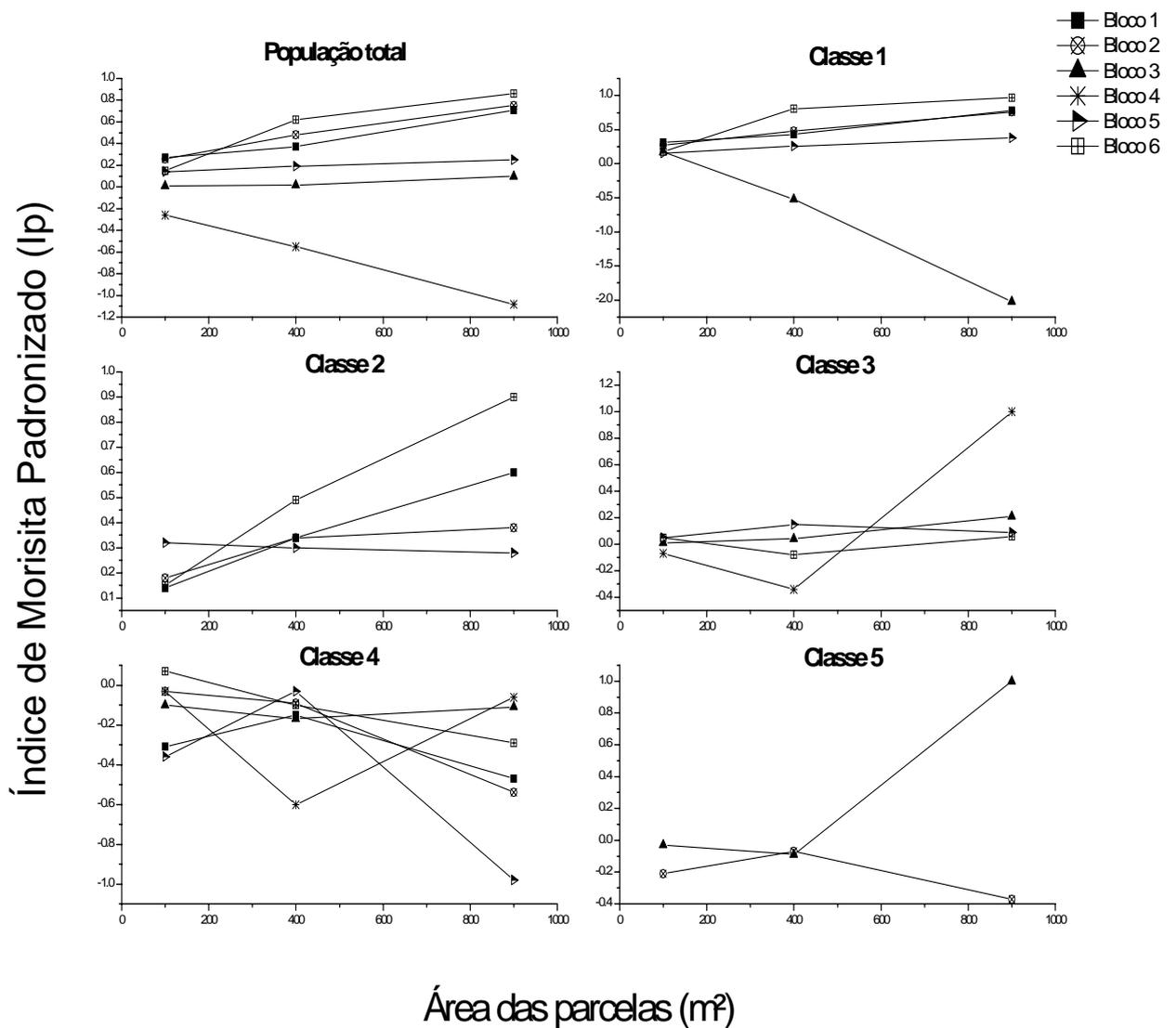


Figura 6. Índices de Dispersão de Morisita padronizado ( $I_p$ ) para todas as classes de tamanho de *Myracrodruon urundeuva* nos seis blocos amostrados em três escalas espaciais na mata ciliar do Rio da Prata.

#### 7.4. Discussão

##### Estrutura populacional

*Myracrodruon urundeuva* é uma espécie típica de florestas estacionais semidecíduais, decíduais e matas secas (Carvalho 2003) e as características edáficas da

região sudoeste do Mato Grosso do Sul, como o solo calcário, o clima e a pluviosidade favoreceram seu estabelecimento nessa região. No entanto, o desmatamento dos remanescentes naturais provavelmente associado ao intenso extrativismo da espécie nas últimas décadas reduziu o seu tamanho populacional em grande parte da sua área de ocorrência. No presente estudo, a distribuição populacional de *M. urundeuva* na mata ciliar do rio da Prata assemelhou-se a uma forma exponencial negativa (J invertido), com uma diminuição do número de indivíduos das menores para as maiores classes de tamanho. Essa diminuição da densidade de indivíduos com o aumento das classes de tamanho é uma característica típica das florestas tropicais secundárias (Killen *et al.* 1998, Emanuel *et al.* 2005, Wadt *et al.* 2005, Gonzáles-Rivas *et al.* 2006). Como a espécie estudada depende de luz para a sua sobrevivência e crescimento, essa diminuição de indivíduos das menores para as maiores classes de tamanho pode estar relacionada a uma competição por luz, mais intensa no interior da mata. Os resultados desse estudo corroboram com outros estudos realizados com várias espécies de árvores tropicais (Webb e Peart 2000, Comita *et al.* 2007) ou subtropicais (Lai *et al.* 2009), no qual as condições ambientais agem de forma diferencial entre os estágios de vida.

A intensidade da competição e de outros fatores dependentes de densidade também pode variar ao longo do ciclo de vida. Por exemplo, Peet (1992) deduziu que nas primeiras fases da vida, os indivíduos são pequenos e a competição é baixa, entretanto, a competição se intensifica conforme o tamanho dos indivíduos aumenta e um efeito negativo dependente da densidade aparece por causa da alta densidade de plântulas e jovens. Assim, uma vez que o número de indivíduos em um dado espaço é alto, ocorre um aumento do risco de morte dependente da densidade e os processos como a competição intraespecífica, os patógenos ou a herbivoria podem determinar a distribuição de tamanhos de uma população em direção a um grande número de jovens e

poucos adultos (Janzen 1970, Connell *et al.* 1984, Harms *et al.* 2000, Peters 2003, Volkov *et al.* 2005).

A frequência e a intensidade das perturbações nas florestas tropicais pode também influenciar a distribuição de tamanhos numa dada população (Sapkota *et al.* 2009). Nas florestas menos perturbadas, a densidade de indivíduos adultos diminui linearmente, enquanto que nas florestas intensamente perturbadas, o recrutamento dos indivíduos é baixo, apresentando um maior número de indivíduos nas classes de tamanho intermediárias, assemelhando-se a uma curva quadrática (Sapkota *et al.* 2009). Baseado neste modelo a distribuição de tamanhos desta população de *M. urundeuva* sugere que apesar da região estudada ter sido intensamente perturbada nas últimas décadas, a recente preservação da mata ciliar do rio da Prata e a proibição da extração de *M. urundeuva* pode ter favorecido a sua regeneração nas regiões de borda da mata. No entanto, para verificar se a distribuição de tamanho observada aproxima-se da distribuição estável, foram utilizados modelos matriciais, que serão apresentados e discutidos no capítulo 2. Somente a partir desses resultados é que poderá ser avaliado se a população estudada está se regenerando na borda da mata ciliar do rio da Prata.

A distribuição de classes de tamanho variou entre os três anos e entre os locais amostrados na borda da mata ciliar. As variações temporais e espaciais na estrutura populacional são comuns em espécies arbóreas (White e Walker 1997, Nathan e Muller-Landau 2000, Luck *et al.* 2003). A produção de sementes viáveis pode diferir entre os anos (Ghazoul 2005, Maron e Crone 2006, Wright e Caldero 2006) e entre locais (Canham *et al.* 1994, Rozas 2006, North e Ovaskainen 2007, Getzom *et al.* 2008) de acordo com as características intrínsecas das espécies e/ou com as variações climáticas (Takenaka 2005, Wright e Caldero 2006). Entretanto, o recrutamento de novos indivíduos também depende das variações na abundância de predadores de sementes pré

e pós-dispersão e de herbívoros que atacam as sementes, as plântulas e as plantas jovens (Maron e Crone 2006, North e Ovaskainen 2007, Getzom *et al.* 2008). No entanto, essas variações espaço-temporais também podem ser ocasionadas por diferenças na intensidade e frequência das perturbações, que alteram a disponibilidade de luz nos remanescentes florestais e afetam a estrutura populacional e a distribuição espacial de espécies arbóreas (Bunyavejchewin *et al.* 2003). Como os fatores abióticos variam no espaço, em uma escala de poucos centímetros a muitos metros, a heterogeneidade espacial varia dentro de habitats e interfere na disponibilidade de microsítios apropriados para o estabelecimento das plântulas e conseqüentemente dos adultos (Baraloto *et al.* 2005, Messaoud e Houle 2006).

A maioria dos indivíduos foi registrada na borda da mata ciliar, nos primeiros dez metros da borda e o número de indivíduos diminuiu com a distância da borda em direção ao interior florestal. Isto porque a maioria dos indivíduos da população era composta por jovens não reprodutivos pertencentes às classes 1 e 2, localizados na borda. Ao contrário disso, os maiores indivíduos adultos da população, pertencentes às classes 4 e 5 foram mais associados com as parcelas localizadas a partir de 40 metros da borda. Esse padrão de distribuição das classes de tamanho pode ser resultante de um baixo sucesso no recrutamento ou no estabelecimento de plântulas no interior florestal, provavelmente como uma consequência da diminuição na disponibilidade de luz ao longo desse gradiente. Assim, o interior florestal onde estão localizadas as árvores adultas parece não ser apropriado para a subsequente germinação e estabelecimento das plântulas por apresentar desfavoráveis condições de luz ou outros fatores bióticos (Montgomery e Chazdon 2002, Jones e Del Moral 2005, Suzuki *et al.* 2009).

Além disto, a alometria dos indivíduos jovens e adultos de *M. urundeuva*, sugeriu que essas plantas são mais altas em relação ao diâmetro no centro do que na

borda da mata. Esses resultados reforçam a hipótese de que os indivíduos de *M. urundeuva* estariam competindo por luz. Como no interior florestal a disponibilidade de luz é menor, os indivíduos devem investir mais em crescimento do que em diâmetro para alcançar o dossel florestal mais rapidamente, e assim a luz deve ser um importante fator limitante para o crescimento desta população no interior da mata ciliar.

### **Agregação dos indivíduos**

A população estudada de *M. urundeuva* apresentou um padrão de distribuição espacial agregado na maioria dos blocos estudados, aumentando a agregação com a escala espacial amostrada. Um padrão espacial uniforme foi observado somente no bloco 4, de forma que o espaçamento entre os indivíduos aumentou com o tamanho da área. A ausência de plantas jovens I (classe 1) e a baixa abundância de plantas jovens II (classe 2) podem ter interferido nesse padrão espacial. Nos outros locais amostrados, a borda da mata ciliar era circundada por pastagens em estágio inicial de regeneração, o que parece ter favorecido o estabelecimento dos indivíduos. No entanto, o bloco 4 estava inserido em uma parte mais alagada do terreno, principalmente da borda para o campo, que era inundado durante o período chuvoso. Como o estabelecimento dos indivíduos jovens parece estar associado com a borda do fragmento inserida em uma matriz de pastagem em regeneração, locais mais úmidos e brejosos podem impedir a germinação e/ou a sobrevivência desses indivíduos.

A agregação é um modelo comum de distribuição de espécies nas florestas tropicais ricas em espécies (Hubbell 1979, He *et al.* 1997, Condit *et al.* 2000, Leite *et al.* 2001, Lan *et al.* 2008) e é verificada quando, em parcelas semelhantes, o número de indivíduos varia fortemente de uma parcela a outra, a ponto de formarem conjuntos de

parcelas de acordo com a densidade de indivíduos. O máximo de agrupamento seria verificado se todos os indivíduos ocorressem em uma única parcela ou unidade amostral. Condit *et al.* (2000) encontraram um modelo espacial de agregação em 1768 espécies que apresentavam ao menos um indivíduo por hectare e a agregação aumentou com a área amostrada. Dos inúmeros mecanismos que contribuem para esse modelo de agregação, os mais documentados estão, a diferenciação do nicho (Pielou 1961, Grubb 1977, Lai *et al.* 2009), a heterogeneidade do hábitat (Messaoud e Houle 2006, Getzin *et al.* 2008), as características reprodutivas, a predação diferencial (Janzen 1970, Connell 1971) e a limitação na dispersão de sementes (Nathan e Muller-Landau 2000, Condit *et al.* 2000, Nishimura *et al.* 2008).

Os dados encontrados sugerem a formação de grupos de indivíduos nas três escalas espaciais avaliadas para as classes de tamanho 1, 2 e 3, para quase todas as escalas e locais amostrados. No entanto, as classes de tamanho 4 e 5 apresentaram um padrão espacial uniforme para a maioria dos locais e escalas. Diversos estudos têm mostrado que a agregação espacial diminui com o aumento do diâmetro dos indivíduos (Kenkel 1988, Bunyavejchewin *et al.* 2003, Suzuki *et al.* 2008, Li *et al.* 2009). Lan *et al.* (2009) ao avaliarem o modelo espacial de 468 espécies em uma floresta tropical no sudoeste da China, encontraram que a maioria das plântulas e plantas jovens apresentaram uma distribuição agregada, enquanto que os adultos apresentaram uma distribuição aleatória, em todas as escalas. Uma das principais explicações para esse modelo é a hipótese do espaçamento proposta por Janzen-Connell que prevê um distanciamento mais regular entre os indivíduos adultos que os jovens. Os herbívoros, predadores de sementes e patógenos seriam responsáveis pelo aumento na taxa de mortalidade nas primeiras fases do ciclo de vida das plantas de acordo com a distância e a frequência dos indivíduos adultos (Janzen 1970, Connell 1971).

Estudos prévios têm mostrado que as espécies que selecionam determinadas manchas nos habitats, tendem a apresentar um modelo espacial de distribuição agregada. Por exemplo, Debski *et al.* (2002) mostraram que 24 das 25 espécies de *Aporosa* dispersas por aves apresentaram uma distribuição agregada em determinados habitats na Malásia. No entanto, esse modelo pode variar muito entre as espécies, pois a agregação das espécies no espaço pode simplesmente estar relacionada com uma limitação na capacidade de dispersão e não com um habitat específico. Para as espécies que se distribuem independentemente do habitat e apresentam um modelo espacial aleatório, as interações bióticas, como a dispersão secundária e/ou a sobrevivência pós-dispersão parecem ser mais importantes para determinar o modelo espacial dessas espécies (Nishimura *et al.* 2008). A distribuição espacial agregada de *M. urundeuva* e a sua preferência pela borda da mata, corroboram com os resultados obtidos por Nishimura *et al.* (2008) ao mostrar que das cinco espécies arbóreas dispersas pelo vento, todas apresentaram uma distribuição agrupada e três tiveram uma preferência pelo habitat. Ainda, a distribuição da espécie na mata ciliar do rio da Prata também pode refletir a influência da extração seletiva da madeira realizada em um passado recente e a própria regeneração e expansão da mata em direção ao pasto, após a sua proteção. Além disso, uma melhor sobrevivência em ambientes favoráveis, as interações bióticas, como a dispersão de sementes e a mortalidade dependente da densidade, podem ser importantes fatores que determinaram a presente distribuição de *M. urundeuva* na borda da mata ciliar do rio da Prata. Contudo, uma avaliação dos fatores ambientais que determinam a distribuição da espécie estudada, deveriam ser investigados em trabalhos futuros.

## 7.5. Conclusão

Os resultados desse estudo mostraram que *Myracrodruon urundeuva* apresenta uma estrutura populacional formada principalmente por indivíduos jovens, apesar da distribuição das classes de tamanho ter variado entre os locais amostrados. As classes de tamanho apresentaram uma distribuição diferencial no hábitat, sendo que as plântulas e plantas jovens foram mais associadas com a borda da mata, ao contrário dos adultos, que foram mais associados com o interior florestal. Esse padrão de distribuição das classes de tamanho pode ser resultante de um baixo sucesso no recrutamento ou no estabelecimento de plântulas e plantas jovens no interior florestal, provavelmente como uma consequência da diminuição na disponibilidade de luz ao longo desse gradiente. As características ecológicas da espécie, como uma dispersão limitada e a dependência de luz para sua sobrevivência podem ter favorecido seu modelo de distribuição agregado para a população estudada na mata ciliar. No entanto, os indivíduos jovens apresentaram um modelo de distribuição mais agrupado que os adultos, que apresentaram um modelo de distribuição uniforme. Os indivíduos de espécies arbóreas se agregam em manchas que podem prover recursos apropriados para a sua regeneração, e assim, as condições do hábitat influenciam a distribuição das espécies. O modelo de distribuição espacial também pode refletir diferentes habilidades das espécies de sobreviverem às competições intra e interespecíficas durante a sucessão (Getzin *et al.* 2006).

## 7.6. Referências Bibliográficas

Almeida, L.B. e Galetti, M. 2007. Seed dispersal and spatial distribution of *Attalea geraensis* (Arecaceae) in two remnants of Cerrado in Southeastern Brazil. *Acta Oecologica* 32: 180-187.

- Balderrama, S.I.V. e Chazdon, R.L. 2005. Light-dependent seedling survival and growth of four tree species in Costa Rican second-growth rain forests. *Journal of Tropical Ecology* 21: 383-395.
- Baraloto, C., Goldberg, D.E. e Bonal, D. 2005. Performance trade-offs among tropical tree seedlings in contrasting microhabitats. *Ecology* 86: 2461-2472.
- Battilani, J.L., Scremin-Dias, E. e Souza, A.L.T. 2005. Fitossociologia de um trecho da mata ciliar do rio da Prata, Jardim, MS, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19: 597-608.
- Benítez-Malvido, J. e Lemus-Albor, A. 2005. The seedling community of tropical rain forest edges and its interaction with herbivores and pathogens. *Biotropica* 37: 301-313.
- Benítez-Malvido, J. e Martínez-Ramos, M. 2003. Influence of edge exposure on tree seedling species recruitment in tropical rain forest fragments. *Biotropica* 35: 530-541.
- Bloor, J.M. e Grubb, P.J. 2003. Growth and mortality in high and low light: trends among 15 shade-tolerant tropical rain forest tree species. *Journal of Ecology* 91: 77-85.
- Borges, C.A., Scheurer-Werle, H.J., Rosa, D.B., Paiva, D.J., Moraes, E.P. e Silva, L.B.S.M. 1997. Geomorfologia. In: Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai – PCBAP Meio Físico. Vol.II, Tomo I. MMA, PNMA, Brasília.
- Brower, J.E. e Zar, J.H. 1984. Field and laboratory methods for general ecology. Wm.C.Brown, Dubuque.
- Bunyavejchewin, S., LaFrankie, J.V., Baker, P.J., Kanzaki, M., Ashton, P.S. e Yamakura, T. 2003. Spatial distribution patterns of the dominant canopy

- dipterocarp species in a seasonal dry evergreen forest in western Thailand. *Forest Ecology and Management* 175: 87-101.
- Cadenasso, M.L. e Pickett, S.T.A. 2001. Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. *Conservation Biology* 15: 91-97.
- Campelo-Júnior, J.H., Sandanielo, A., Caneppele, C.R. e Soriano, B.M.A. 1997. Climatologia. In: Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai – PCBAP Meio Físico. Vol.II, Tomo I. MMA, PNMA, Brasília.
- Campos, J.B. e Souza, M.C. 2002. Arboreous vegetation of an alluvial riparian forest and their soil relations: Porto Rico Island, Paraná River, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 45: 137-149.
- Canham, C.D., Finzi, A.C., Pacala, S.W. e Burbank, D.H. 1994. Causes and consequences of resource heterogeneity in forests: interspecific variation in light transmission by canopy trees. *Canadian Journal of Forest and Restoration* 24: 337-349.
- Carvalho, P.E.R. 2003. Espécies arbóreas brasileiras. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília.
- Clark, C.J., Poulsen, J.R., Bolker, B.M., Connor, E.F. e Parker, V.T. 2005. Comparative seed shadows of bird-, monkey-, and wind-dispersed trees. *Ecology* 86: 2684-2694.
- Comita, L.S., Condit, R. e Hubbell, S.P. 2007. Developmental changes in habitat associations of tropical tree. *Journal of Ecology* 95: 482-492.
- Condit, R., Ashton, P.S., Baker, P., Bunyavejchewin, S., Gunatilleke, S., Gunatilleke, N., Hubbell, S.P., Foster, R.B., Itoh, A., Lafrankie, J.V., Lee, H.S., Losos, E., Manokaran, N., Sukumar, R. e Yakamura, T. 2000. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. *Science* 288: 1414-1418.

- Connell, J.H. 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine and in rain forest trees. In Dynamics of populations (Eds B.J. den Boer & G.R. Gradwell), pp. 298-310. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen.
- Connell, J.H., Tracey, J.G. e Webb, L.J. 1984. Compensatory recruitment, growth, and mortality as factors maintaining rain forest tree diversity. *Ecological Monographs* 54: 141-164.
- Covington, W. ., Fulé, P.Z., Moore, M.M., Hart, S.C. Kolb, T.E., Mast, J.N., Sackett, S.S. e Wanger, M.R. 1997. Restoration of ecosystem health in southwestern ponderosa pine forests. *Journal of Forestry* 95: 23-29.
- Debski, I., Burslem, D.R.R.P., Palmiotto, P.A., LaFrankie, J.V., Lee, H.S. e Manokaran, N. 2002. Hábitat preferences of *Aporosa* in two Malaysian forests: implication for abundance and coexistence. *Ecology* 83: 2005-2018.
- Dickinson, K.J.M., Kelly, D., Mark, A.F., Wells, G. e Clayton, R. 2007. What limits a rare alpine plant species? Comparative demography of three endemic species of *Myosotis* (Boraginaceae). *Austral Ecology* 32: 155-168.
- Didham, R.K. e Lawton, J.H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica*, 31: 17-30.
- Duchok, R., Kent, K., Khumbongmayum, A.D., Paul, A. e Khan, M.L. 2005. Population structure and regeneration status of medicinal tree *Illicium griffithii* in relation to disturbance gradients in temperate broad-leaved forest of Arunachal Pradesh. *Current Science* 89: 673-676.

- Emanuel, P.L., Shackleton, C.M. e Baxter, J.S. 2005. Modelling the sustainable harvest of *Sclerocarya birrea* subsp. *caffra* fruits in the South African lowveld. *Forest Ecology and Management* 214: 91-103.
- EMBRAPA. 1999. Sistema brasileiro de classificação de solos. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Rio de Janeiro.
- Fáveri, S.B., Vasconcelos, H.L. e Dirzo, R. 2008. Effects of Amazonian forest fragmentation on the interaction between plants, insect herbivores, and their natural enemies. *Journal of Tropical Ecology*, 24: 57-64.
- Felfili, J.M. 1997. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. *Forest Ecology and Management* 91: 235-245.
- Flores, O., Goulet-Fleury, S. e Picard, N. 2006. Local disturbance, forest structure and dispersal effects on sapling distribution of light-demanding and shade-tolerant species in a French Guianian forest. *Acta Oecologica* 29: 141-154.
- Forget, P-M., Mercier, F. e Collinet, F. 1999. Spatial patterns of two rodent-dispersed rain forest trees *Carapa procera* (Meliaceae) and *Vouacapoua americana* (Caesalpinaceae) at Paracou, French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 15: 301-313.
- Fraver, S. 1994. Vegetation responses along edge-to-interior gradients in the mixed hardwood forests of the Roanoke River basin, North Carolina. *Conservation Biology* 8: 822-832.
- Fredericksen, T.S e Mostacedo, B. 2000. Regeneration of timber species following selection logging in a Bolivian tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*. 131:47-55.

- Fulé, P.Z., Covington, W.W. e Moore, M.M. 1997. Determining reference conditions for ecosystem management of south-western ponderosa pine forests. *Ecological Applications* 7: 895-908.
- Getzin, S., Dean, C., He, F., Trofymow, J.A., Wiegand, K. e Wiegand, T. 2006. Spatial patterns and competition of tree species in a Douglas-fir chronosequence on Vancouver Island. *Ecography* 29: 671-682.
- Getzin, S., Wiegand, T., Wiegand, K. e He, F. 2008. Heterogeneity influences spatial patterns and demographics in forest stands. *Journal of Ecology* 96: 807-820.
- Ghazoul, J. 2005. Pollen and seed dispersal among dispersed plants. *Biological Review* 80: 413-443.
- González-Rivas, B., Tigabu, M., Gerhardt, K., Castro-Marín, G. e Odén, P. 2006. Species composition, diversity and local uses of tropical dry deciduous and gallery forests in Nicaragua. *Biodiversity Conservation* 15: 1509-1527.
- Grubb, P.J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Review* 52: 107-145.
- Guariguata, M.R. 2000. Seed and seedling ecology of tree species in neotropical secondary forests: management implications. *Ecological Applications* 10: 145-154.
- Haridasan, M. e Araújo, G.M. 1988. Aluminium accumulating species in two forest communities in the Cerrado region of Central Brazil. *Forest Ecology and Management* 24: 15-26.
- Harms, K.E., Wright, S.J., Calderon, O., Hernandez, A. e Herre, E.A. 2000. Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. *Nature* 404: 493-495.
- Harper, J.L. 1977. *Population biology plants*. Academic Press, London.

- He, F., Legendre, P., LaFrankie, J.V. 1997. Distribution patterns of tree species in a Malaysian tropical rain forest. *Journal of Vegetation Science* 8: 105-114.
- Howe, H.F. e Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 201-228.
- Hubbell, S.P. 1979. Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. *Science* 203: 1299-1309.
- Hutchings, M.J. 1997. The structure of plant populations. In: Crawley, M.J. (ed). *Plant Ecology*. Blackwell Scientific, Oxford, UK.
- Hutchings, M.J., John, E.A. e Wijesinghe, D.K. 2003. Toward understanding the consequences of soil heterogeneity for plant populations and community. *Ecology* 84: 2322-2334.
- Iszkulo, G. e Boratynski, A. 2005. Different age and spatial structure of two spontaneous subpopulations o *Taxus baccata* as a resulto f various intensity of colonization process. *Flora* 200: 195-206.
- Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *American Naturalist* 104: 501-528.
- Johnson, E.A. e Fryer, G.L. 1989. Population dynamics in londgepole pine-Engelmann spruce forests. *Ecology* 70: 1335-1345.
- Jones, C.C. e Del Moral, R. 2005. Effects of microsite conditions on seedling establishment on the foreland of Coleman Glacier, Washington. *Journal of Vegetation Science* 16: 293-300.
- Jongman, R.H.G., Ter Braak, C.J.F. e van Tongeren, O.F.R. 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kapos, V., Wandelli, E., Camargo, J.L. e Ganade, G. 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia.

- Pp 33-44 In: W.F. Laurance e R.O. Bierregaard (eds). Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago. 616p.
- Kenkel, N.C. 1988. Pattern of self-thinning in Jack pine: testing the random mortality hypothesis. *Ecology* 69: 1017-1024.
- Killen, T. J., Jardim, A., Mamani, F. e Rojas, N. 1998. Diversity, composition and structure of a tropical semideciduous forest in the Chaquitanía region of Santa Cruz, Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 14: 803-827.
- Kobe, R.K. 1999. Light gradient partitioning among tropical tree species through differential seedling mortality and growth. *Ecology* 80: 187-201.
- Krebs, C.J. 1998. *Ecological Methodology*. 2ª Ed. Benjamin Cummings.
- Lai, J., Mi, X., Ren, H. e Ma. K. 2009. Species-habitat associations change in a subtropical forest of China. *Journal of Vegetation Science* 20: 415-423.
- Lan, G., Zhu, H., Cao, M., Yuehua, H., Wang, H., Deng, X., Zhou, S., Cui, J., Huang, J., He, Y., Liu, L., Xu, H. e Song, J. 2009. Spatial dispersion patterns of trees in a tropical rainforest in Xishuangbanna, southwest China. *Ecological Restoration* 24: 1117-1124.
- Lan, G.Y., Hu, Y.H., Cao, M., Zhu, H., Wang, H., Zhou, S.H., Deng, X.B., Cui, J.Y., Huang, J.G., Liu, L.Y. Xu, H.L., Song, J.P. e He, Y.C. 2008. Establishment of Xishuangbanna tropical forest dynamics plot: species compositions and spatial distribution patterns. *Journal of Plant Ecology* 32: 287-298.
- Laurance, W.F. e Yensen, E. 1991. Predicting the impact of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*, 55: 77-92.
- Laurance, W.F., Delamonica, P., Laurance, S.G., Vasconcelos, H.L. e Lovejoy, T.E. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, 404: 836-836.

- Lawes, M.J., Joubert, R., Griffiths, M.E., Boudreau, S. e Chapman, C.A. 2007. The effect of the spatial scale of recruitment on tree diversity in afro-montane forest fragments. *Biological Conservation* 139: 447-456.
- Leite, E.J. 2001. Spatial distribution patterns of riverine forest taxa in Brasília, Brazil. *Forest Ecology and Management* 140: 257-264.
- Li, L., Huang, Z., Ye, W., Cao, H., Wei, S., Wang, Z., Lian, J., Sun, I.-F., Ma, K. e He, F. 2009. Spatial distributions of tree species in a subtropical forest of China. *Oikos* 118: 495-502.
- Luck, G.W., Daily, G.C. e Ehrlich, P.R. 2003. Population diversity and ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 331-336.
- Lundberg, S. e Ingvarsson, P. 1998. Population dynamics of resource plants and their pollinators. *Theoretical Population Biology* 54: 44-49.
- Maron, J.L. e Crone, E. 2006. Herbivory: effects on plant abundance, distribution and population growth. *Proceeding Royal Society B* 273: 2575–2584.
- Mast, J.N., Fulé, P.Z., Moore, M.M., Covington, W.W. e Waltz, A.E. M. 1999. Restoration of presettlement age structure of an Arizona ponderosa pine forest. *Ecological Applications* 9: 228-239.
- Meiners, S.J., Pickett, S.T.A. e Handel, S.N. 2002. Probability of tree seedling establishment changes across a forest-old field edge gradient. *American Journal of Botany* 89: 466-471.
- Mesquita R.C.G.; Delamonica P, William F. Laurance W.F. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91: 129-134.

- Messaoud, Y. e Houle, G. 2006. Spatial patterns of tree seedling establishment and their relationship to environmental variables in a cold-temperate deciduous forest of eastern North America. *Plant Ecology* 185: 319-331.
- Ministério do Meio Ambiente. 2008. Lista oficial das espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção. Instrução normativa nº 06, de 23 de setembro de 2008.
- Montgomery, R.A. e Chazdon, R.L. 2002. Light partitioning by tropical tree seedlings in the absence of canopy gaps. *Oecologia* 131: 165-174.
- Morisita, M. 1962. Id-index, a measure of dispersion of individuals. *Researches in Population Ecology* 4: 1-7.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- Myers, J.H. 1978. Selecting a measure of dispersion. *Environmental Entomology* 7: 619-621.
- Nathan, R. e Muller-Landau, H.C. 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Tree* 15: 278-285.
- Nebel, G., Kvist, L.P., Vanclay, J.K., Christensen, H., Freitas, L. e Ruíz, J. 2001. Structure and floristic composition of flood plain forests in the Peruvian Amazon I. Overstory. *Forest Ecology and Management* 150: 27-57.
- Nishimura, S., Yoneda, T., Fujii, S., Mukhtar, E. e Kanzaki, M. 2008. Spatial patterns and hábitat associations of Fagaceae in a Hill dipterocarp forest in Ulu Gadut, west Sumatra. *Journal of Tropical Ecology* 24: 535-550.
- North, A. e Ovaskainen, O. 2007. Interactions between dispersal, competition, and landscape heterogeneity. *Oikos* 116: 1106-1119.
- Oliveira-Filho, A.T., Mello, J.M. e Scolforo, J.R.S. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical

- semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecology* 131: 45-66.
- Oosterhoorn, M. e Kappelle, M. 2000. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. *Forest Ecology and Management* 126: 291-307.
- Paine, L.K. e Ribic, C.A. 2002. Comparison of riparian plant communities under four land management systems in southwestern Wisconsin. *Agriculture Ecosystems Environment* 92: 93-105.
- Paula, J. E. e Alves, J. L. 1997. Madeiras nativas: anatomia, dendrologia, dendrometria, produção e uso. Fundação Mokiti Okada – MOA, Brasília.
- Peet, R.K. 1992. Community structure and ecosystem function. Pp. 103-151. In: D.C. Glenn-Lewin; R.K. Peet and T.T. Veblen (eds.). *Plant Succession: theory and prediction*. London, Chapman and Hall.
- Pereira, S.R. 2007. Avaliação do modelo de Janzen-Connell em áreas degradadas: um estudo de caso com aroeira-verdadeira *Myracrodruon urundeuva* M. Allemão (Anacardiaceae). Dissertação de mestrado. Departamento de Biologia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Peters, H.A. 2003. Neighbour-regulated mortality: the influence of positive and negative density dependence on tree populations in species-rich tropical forests. *Ecology Letters* 6: 757-765.
- Pielou, E.C. 1961. Segregation and symmetry in two-species populations as studied by nearest-neighbour relationships. *Journal of Ecology* 49: 255-269.
- Pinto, J.R.R. 1999. Perfil florístico e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso. *Revista Brasileira de Botânica* 22: 53-67.

- Plotkin, J.B., Chave, J. e Ashton, P.S. 2002. Cluster analysis of spatial patterns in Malaysian tree species. *American Naturalist* 160: 629-644.
- Poole, R.W. 1974. An introduction to quantitative ecology. McGraw-Hill, Inc. New York.
- Roach, D.A. 2003. Age-specific demography in *Plantago*: variation among cohorts in a natural plant population. *Ecology* 84: 749-756.
- Rodrigues, R.R. e Nave, A.G. 2000. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: Rodrigues, R.R & Leitão-Filho, H.F. Matas Ciliares – Conservação e Recuperação. EDUSP/FAPESP.
- Rodríguez-Buriticá, S., Orjuela, M.A. e Galeano, G. 2005. Demography and life history of *Geonoma orbignyana*: an understory palm used as foliage in Colombia. *Forest Ecology and Management* 211: 329-340.
- Rozas, V. 2006. Structural heterogeneity and tree spatial patterns in an old-growth deciduous lowland forest in Cantabria, northern Spain. *Plant Ecology* 185: 57-72.
- Ruggiero, P.G.C., Batalha, M.A., Pivello, V.R. e Meirelles, S.T. 2002. Soil vegetation relationships in Cerrado (Brazilian savanna) and semideciduous forest, Southeastern Brazil. *Plant Ecology* 160: 1-16.
- Sapkota, I.P., Tigabu, M. e Odén, P.C. 2009. Spatial distribution, advanced regeneration and stand structure of Nepale Sal (*Shorea robusta*) forests subject to disturbance of different intensities. *Forest Ecology and Management* 257: 1966-1975.
- Shimamura, T., Momose, K. e Kobayashi, S. 2006. A comparison of sites suitable for the seedling establishment of two co-occurring species, *Swintonia glauca* and *Stermonurus scorpioides*, in a tropical peat swamp forest. *Ecological Restoration* 21: 759-767.

- Silva, L.M.M., Rodrigues, T.J.D. e Aguiar, I.B. 2002. Efeito da luz e da temperatura na germinação de sementes de aroeira (*Myracrodruon urundeuva* Allemão). Revista *Árvore* 26: 691-697.
- Smith-Gill, S.J. 1975. Cytophysiological basis of disruptive pigmentary patterns in the leopard frog *Rana pipiens*. II. Wild type mutant cell specific patterns. *Journal of Morphology* 146:35-54.
- Sokal, R.R. e Rohlf, F.J. 1995. *Biometry*. 3rd edn. Freeman, New York.
- Souza, A.F. e Martins, F.R. 2002. Spatial distribution of an undergrowth palm in fragments of the Brazilian Atlantic Forest 164: 141-155.
- Stewart, G.H. e Rose, A.B. 1986. The significance of life history strategies in the development history of mixed beech (*Nothofagus*) forests, New Zealand. *Vegetatio* 87: 101-114.
- Suzuki, R.O., Numata, S., Okuda, T., Supardi, Md.N.N. e Kachi, N. 2009. Growth strategies differentiate the spatial patterns of 11 dipterocarp species coexisting in a Malaysian tropical rain forest. *Journal of Plant Restoration* 122: 81-93.
- Suzuki, S.N., Kachi, N. e Suzuki, J-I. 2008. Development of a local size hierarchy causes regular spacing of trees in an even-aged *abies* forest: analyses using spatial autocorrelation and Mark correlation function. *Annals of Botany* 102: 435-441.
- Svenning, J.C. 1998. The effects of land-use on the local distribution of palm species in an Andean rain forest fragment in North-western Ecuador. *Biodiversity and Conservation* 7: 1529-1537.
- Svensson, J.S. e Jeglum, J.K. 2001. Structure and dynamics of an undisturbed old-growth Norway spruce forest on the rising Bothnian coastline. *Forest Ecology and Management* 151: 67-79.

- Swaine, M.D. e Whitmore, T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. *Vegetatio* 75: 81-86.
- Takenaka, A. 2005. Local coexistence of tree species and the dynamics of global distribution pattern along an environmental gradient: a simulation study. *Ecological Restoration* 20: 297-304.
- Underwood, A.J. 1997. *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, New York. USA.
- Uriarte, M., Canham, C.D., Thompson, J., Zimmerman, J.K. e Brokaw, N. 2005. Seedling recruitment in a hurricane-driven tropical forest: light limitation, density-dependence and the spatial distribution of parent trees. *Journal of Ecology* 93: 291-304.
- Volkov, I., Banavar, J.R., He, F., Hubbell, S.P. e Maritan, A. 2005. Density dependence explains tree species abundance and diversity in tropical forests. *Nature* 438: 658-661.
- Wadt, L.H.O., Kainer, K.A. e Gomes-Silva, A.P. 2005. Population structure and nut yield of a *Bertholletia excelsa* stand in Southwestern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 211: 371-384.
- Wang, T., Liang, Y., Ren, H., Yu, D. Ni, J. e Ma, K. 2004. Age structure of *Picea schrenkiana* forest along an altitudinal gradient in the central Tianshan Mountains, northwestern China. *Forest Ecology and Management* 196: 267-274.
- Wassie, A., Sterck, F.J. Teketay, D. e Borgers, F. 2009. Tree regeneration in church forests of Ethiopia: effects of microsites and management. *Biotropica* 41: 110-119.
- Webb, C.O. e Peart, D.R. 1999. Seedling density dependence promotes coexistence of Bornean rain forest trees. *Ecology* 80: 2006-2017.

- Webb, C.O. e Peart, D.R. 2000. Hábitat associations of trees and seedlings in a Bornean rain forest. *Journal of Ecology* 88: 464-478.
- Weiner, J. e Solbrig, O.T. 1984. The meaning and measurement of size hierarchies in plant populations. *Oecologia* 61: 334-336.
- White, P.S. e Walker, J.L. 1997. Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. *Restoration Ecology* 5: 338-349.
- Widyatmoko, D., Burgman, M.A., Guhardja, E., Mogeia, J.P., Walujo, E.B. e Setiadi, D. 2005. Population status, demography and hábitat preferences of the threatened lipstick palm *Cyrtostachys renda* blume in Kerumatan reserve, Sumatra. *Acta Oecologica* 28: 107-118.
- Wright, S.J. e Caldero, O. 2006. Seasonal, El Niño and longer term changes in flower and seed production in a moist tropical forest. *Ecology Letters* 9: 35-44.
- Zar, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. 3<sup>a</sup> ed. Prentice Hall, New Jersey.

**8. CAPÍTULO 2: Dinâmica populacional de *Myracrodruon urundeuva* M. Allemão  
em um trecho da mata ciliar do Rio da Prata, Jardim, MS.**

**Resumo.** As taxas vitais como a sobrevivência, o crescimento e a fecundidade determinam o crescimento populacional das espécies arbóreas e as variações nessas taxas determinam a mudança no número de indivíduos em uma população ao longo do tempo. Em um modelo de matriz, as populações são estruturadas em classes, que partilham determinados valores dos parâmetros demográficos. As taxas de crescimento populacional são calculadas com base nas probabilidades de transições entre as classes, que é refletido na estrutura do ciclo de vida. No presente estudo foi estimada a taxa de crescimento populacional ( $\lambda$ ) de *Myracrodruon urundeuva* e verificadas as classes de tamanho e as taxas vitais que mais influenciam no  $\lambda$ . Os indivíduos de *M. urundeuva* foram amostrados em um trecho de aproximadamente 2000 m de extensão na mata ciliar do Rio da Prata. Todos os indivíduos marcados em cinco parcelas de 60x60 m e uma de 30x60 m tiveram sua altura e diâmetro basal medidos e acompanhados de maio de 2007 a maio de 2009. Os parâmetros demográficos foram estimados através de um modelo de matriz determinístico baseado em cinco classes de tamanho entre os anos de 2007-2008 e 2008-2009. A projeção de matriz indicou um aumento populacional da espécie estudada a uma taxa de aproximadamente 13% ao ano. A distribuição de tamanho observada diferiu da estrutura populacional estável, pois o recrutamento de novos indivíduos é menor do que o esperado pela distribuição estável. A classe de tamanho 5 apresentou o maior valor reprodutivo, embora o tempo de permanência na mesma classe tenha sido maior na classe 4. Dentre as taxas vitais básicas, a sobrevivência foi mais alta para todas as classes de tamanho e aumentou com o tamanho dos indivíduos. A análise de elasticidade mostrou que a sobrevivência dos indivíduos jovens, com exceção da classe 1, e adultos contribuiu com proporções semelhantes para o crescimento populacional. Portanto, os principais esforços de manejo da espécie estudada devem estar concentrados na sobrevivência tanto de indivíduos jovens como de adultos.

## **8. CHAPTER 2: Population dynamics of *Myracrodruon urundeuva* M. Allemão in a riparian forest area of the Prata River, Jardim-MS, Brazil**

**Abstract.** Vital rates such as survival, growth and fecundity determine population growth in tree species. Variations in these rates influence the number of individuals in a population over time. In a matrix model, populations are structured into classes that share certain values of demographic parameters. Population growth rates are based on the probabilities of exchange among classes, which is reflected in the life cycle structure. In this study, we estimated the population growth rate ( $\lambda$ ) of *Myracrodruon urundeuva*, checked size classes and the vital rates most likely to influence population growth rate. Individuals of *M. urundeuva* were sampled in a area of about 2000 m length in the riparian forest of the Prata River. All specimens found in the five 60x60 m plots and in the 30x60 m plot had their basal diameter measured and were monitored from May 2007 to May 2009. The demographic parameters were estimated using a deterministic matrix model, based on five size classes between 2007-2008 and 2008-2009. The matrix projection indicated a population growth rate of 13% a year. Size distributions were different from the stable population structure, because the recruitment of new individuals is lower than expected by the stable distribution. The size class 5 had the highest reproductive value, although the time spent in the same class was higher in class 4. Among the basic vital rates, survival had the highest rates for all size classes and increased along with the size of individuals. The elasticity analysis showed that survival of young, except for Class 1, and adult individuals contributed with similar proportions to population growth. Therefore, the main efforts in the management of *M. urundeuva* should be focused on the survival of both juveniles and adults.

## 8.1. Introdução

Com a crescente destruição das florestas tropicais, diversas espécies de árvores têm apresentado uma redução no tamanho populacional em decorrência de diversos fatores como o desmatamento, o superextrativismo vegetal, o baixo investimento na implementação do manejo florestal, uma legislação inadequada sobre a exploração de recursos de forma sustentável, assim como a falta de conhecimento sobre os próprios recursos vegetais. Atualmente, um dos maiores problemas na exploração dos recursos vegetais está em estabelecer taxas de extração que sejam tanto biologicamente quanto economicamente sustentáveis (LaFrankie 1994, Gourlet-Fleury *et al.* 2005).

Estudos demográficos em plantas têm sido utilizados para entender os fatores que regulam as populações, bem como para descrever as características dos diferentes estágios de desenvolvimento de plantas que podem estar sob intensa pressão seletiva (Law *et al.* 1977, Bruna e Oli 2005). A taxa de crescimento populacional quantifica as mudanças no número de indivíduos em uma população ao longo do tempo. As taxas vitais como a sobrevivência e a reprodução são responsáveis por essas mudanças e determinam os parâmetros demográficos que descrevem o desenvolvimento dos indivíduos ao longo do ciclo de vida. Os parâmetros demográficos são determinados pela idade, estágio de desenvolvimento ou tamanho dos indivíduos, ou por uma combinação desses fatores (de Kroon *et al.* 2000, Caswell 2001, Morris e Doak 2005). Avaliar a sobrevivência e a mortalidade de espécies arbóreas nos seus estágios iniciais do ciclo de vida é importante não somente por ser a fase mais vulnerável na dinâmica de uma população, mas também porque são os únicos estágios onde experimentos manipulativos podem ser realizados (Turner *et al.* 1966, Goldstein *et al.* 1985). No entanto, na maioria das populações de plantas com sobreposição de gerações, a mortalidade, a sobrevivência e a reprodução tendem a variar com a idade ou com o

tamanho das plantas (Goldstein *et al.* 1985, Harper 1980, Hegazy 1990, de Kroon *et al.* 2000) e esses dados quantitativos provem informações essenciais para o manejo e a conservação de espécies ameaçadas (Hegazy 1990, Schwartz *et al.* 2002, Ehrlén *et al.* 2005, Widyatmoko *et al.* 2005).

A dinâmica populacional de plantas, especialmente aquelas de vida longa, pode ser considerada tanto como um indicador da sucessão da vegetação quanto de mudanças climáticas (Brubaker 1986, Camarero e Gutiérrez 2004). Como geralmente é impossível acompanhar todo o ciclo de vida de espécies de vida longa, análises sobre a estrutura etária ou de tamanho geralmente são utilizadas na inferência da dinâmica populacional (Johnson e Fryer 1989, Svensson e Jeglum 2001, Wang *et al.* 2004, Caro *et al.* 2005, Brum *et al.* 2008). Estudos quantitativos que englobem todo o ciclo de vida de espécies arbóreas, sua produtividade presente e futura, assim como o impacto da exploração sobre a dinâmica populacional são pouco documentados (Soehartono e Newton 2001). O impacto da exploração sobre uma espécie deve ser avaliado através da previsão do tamanho da população futura, baseado na estrutura populacional, no crescimento e na fecundidade presente. Para a realização dessas projeções em longo prazo têm sido utilizados os modelos populacionais de matriz (Olmsted e Alvarez-Buylla 1995, Freckleton *et al.* 2003, Guedje *et al.* 2003, van Mantgem e Stephenson 2005). Por exemplo, Zhang *et al.* (2008) avaliaram a sobrevivência futura de *Aquilaria crassna*, uma árvore tropical muito explorada no sul e sudeste da Ásia para a fabricação de produtos cosméticos e farmacêuticos. Através de modelos matriciais encontraram que a população apresentou uma taxa de crescimento populacional ( $\lambda$ ) foi de 1,002 e 1,005 e que a distribuição de tamanho observado foi similar a distribuição estável, sugerindo que a população amostrada está próxima do equilíbrio. No entanto, a análise de sensibilidade mostrou que o crescimento populacional é muito sensível a remoção dos

indivíduos adultos e dos pré-reprodutivos da população. Assim, um aumento na mortalidade de adultos e uma diminuição na taxa de crescimento dos pré-reprodutivos, causados pela extração da resina da árvore podem levar a extinção dessa população em algumas áreas.

Em um modelo matricial, as populações são estruturadas em classes, no qual os indivíduos de uma mesma classe apresentam taxas vitais semelhantes. As taxas de crescimento populacional são calculadas com base nas probabilidades de transições entre as classes, que é refletido na estrutura do ciclo de vida (Bierzychudek 1999, Caswell 2001). A análise de sensibilidade dos modelos demográficos quantifica o efeito que as mudanças absolutas em cada taxa vital teriam sobre a taxa de crescimento populacional. No entanto, nesta análise, os parâmetros são geralmente medidos em escalas muito diferentes como, quando se compara as taxas de sobrevivência com a fertilidade ou quando se compara a sobrevivência nos primeiros estágios com a de plantas adultas. A elasticidade (sensibilidade proporcional) quantifica as mudanças relativas na taxa de crescimento populacional resultante de pequenas mudanças nos elementos da matriz de transição. A soma de todos os elementos da matriz de elasticidade é igual a uma unidade, o que torna possível a sua interpretação como a contribuição relativa de cada elemento da matriz ao  $\lambda$  (taxa de crescimento populacional) quando todos os outros elementos são mantidos constantes (de Kroon *et al.* 2000, Caswell 2001). A predição desses modelos está baseada no pressuposto de que a população alcançará um ponto de equilíbrio, no qual as suas taxas de crescimento intrínseco ( $\lambda$ ) sejam constantes (Caswell 2001, Caswell 2007). Assim, as informações obtidas poderão ser utilizadas para avaliar o atual *status* de conservação das populações e implementar planos de manejo para o uso sustentável da espécie (Wisdom *et al.* 2000).

Os modelos de matriz (Leslie 1945, Lefkovich 1965) são importantes instrumentos para analisar a demografia e a dinâmica de populações de plantas e animais. Uma das mais importantes aplicações desse modelo é a sua habilidade de prever como as mudanças nas taxas vitais individuais influenciam as taxas determinísticas e estocásticas do crescimento populacional (Caswell 2001). Embora a taxa de crescimento populacional seja formado pela interação de várias taxas vitais, como a fecundidade e a sobrevivência, as análises de elasticidades são particularmente importantes para os esforços conservacionistas, uma vez que pequenas mudanças em algumas das taxas vitais poderiam ter um grande impacto no crescimento. As taxas vitais com altas elasticidades podem ainda indicar pontos específicos para ações conservacionistas, desde que pequenas mudanças naquelas taxas poderiam conduzir a um proporcionalmente grande aumento no crescimento (Kalisz e McPeck 1992, de Kroon *et al.* 2000, Bruna 2003, Morris e Doak 2005). Bruna *et al.* (2009) realizaram uma revisão a respeito do efeito da fragmentação do hábitat sobre a demografia de plantas e dos 34 estudos publicados que analisaram o modelo de elasticidade, os mais altos valores de elasticidade pertenceram às maiores classes de tamanho, indicando a importância dos indivíduos adultos para um aumento no crescimento populacional. A identificação desses pontos na matriz de transição pode ser um primeiro passo para amenizar o declínio na abundância de espécies ameaçadas de extinção (Bruna 2003).

A utilização e a importância das árvores estão estritamente relacionadas com as condições ecológicas locais, econômicas e sócio-culturais, o que justifica a realização de pesquisas em locais específicos. Estudos em grande escala ou estudos de caso sobre espécies tropicais exploradas são raros, mas essenciais, tanto para o entendimento da estrutura populacional das espécies como para a verificação do impacto da exploração sobre a dinâmica populacional (Guedje *et al.* 2003). *Myracrodruon urundeuva* M.

Allemão (Anacardiaceae) é uma espécie arbórea heliófita, classificada como climax exigente de luz e que se distribui em quase todo o Brasil, principalmente nas regiões nordeste, centro-oeste e sudeste (Pinto 1999, Carvalho 2003). Ocorre principalmente em florestas estacionais semidecíduais, decíduais e matas secas, principalmente em solos calcários e rasos (Carvalho 2003). Possui grande valor econômico, devido às características da sua madeira, como a cor castanho-avermelhada, alta densidade (1 a 1.21 g/m<sup>3</sup>) e resistência (presença de 15% de tanino na casca). É muito utilizada em construções e obras externas que exijam resistência e durabilidade da madeira, como barracões, cercas, postes, pontes e dormentes (Lorenzi 2002, Carvalho 2003). Também tem sido explorada na medicina popular por apresentar alta concentração de tanino, o que lhe confere propriedades farmacológicas, devido ao seu comprovado efeito antiinflamatório e cicatrizante em casos de úlceras e alergias (Rodrigues 1999, Albuquerque et al 2004). A espécie é atualmente considerada escassa em todas as suas áreas de ocorrência, por sua elevada exploração, associada com o desmatamento e a expansão da agropecuária no Brasil (Paula e Alves 1997). Em decorrência disso, a espécie foi inserida na lista oficial da flora brasileira ameaçada de extinção, na classe vulnerável (MMA 2008) e desde 1991, o governo brasileiro proibiu o corte e a exploração de *M. urundeuva* em todas as suas áreas de ocorrência (Portaria nº 83 de 26.09.1991). Assim, dada a importância econômica, medicinal e sócio-cultural de *M. urundeuva* aliada à sua elevada exploração extrativista, estudos que avaliam sua dinâmica populacional em remanescentes florestais são essenciais para propor medidas que forneçam subsídios para promover seu aumento populacional.

Nesse estudo foi utilizado um modelo populacional de matriz baseado em classes de tamanho, a fim de estimar a taxa de crescimento finita da população ( $\lambda$ ) entre os anos de 2007 e 2009, a estrutura estável e o valor reprodutivo, para entender se o

tamanho populacional de *M. urundeuva* está aumentando ou diminuindo na mata ciliar do Rio da Prata. Além disso, foram utilizadas análises de elasticidade para detectar as classes de tamanho e as taxas vitais que mais influenciam no  $\lambda$ , a fim de entender como as mudanças nos parâmetros demográficos afetam a taxa de crescimento populacional ( $\lambda$ ).

## 8.2. Materiais e Métodos

### Área de estudo

Este estudo foi conduzido em um trecho da mata ciliar do Rio da Prata, na Fazenda Nossa Senhora Aparecida, entre as seguintes coordenadas (UTM 21 K SAD 69 - 0565224m L, 7631799m S e 0566120m L, 7631562m S), no município de Jardim, MS. Os solos predominantes da região são podzólico vermelho-escuro e vermelho-amarelo, que são profundos, de textura arenosa média, não hidromórficos, apresentam fertilidade natural baixa, monofásicos e horizonte A moderado (EMBRAPA 1999). O clima é do tipo Tropical subquente e úmido, com um a dois meses de seca (IBGE). A precipitação média anual varia entre 1400 e 1600 mm, sendo que o regime da precipitação é tipicamente tropical apresentando dois períodos distintos: um chuvoso, que se inicia em outubro e estende-se até março, e outro seco, no período de abril a setembro (Campelo-Júnior *et al.* 1997).

A micro-bacia do Rio da Prata está inserida na Bacia hidrográfica do Rio Paraguai. As formações ciliares que circundam o rio da Prata apresentam uma composição florística mista com espécies típicas das margens dos rios e de outras formações adjacentes, apresentando uma elevada heterogeneidade ambiental. A vegetação da mata ciliar estudada é característica de uma Floresta Estacional

Semidecidual, apresentando um dossel de 15 a 20 metros, embora apresente indivíduos emergentes com aproximadamente 30 metros de altura. As espécies mais representativas da área pertencem às famílias, Meliaceae, Myrtaceae, Euphorbiaceae, Annonaceae, Fabaceae, Mimosaceae, Rutaceae, Caesalpiniaceae, Ulmaceae e Sapindaceae (Battilani *et al.* 2005). A mata ciliar possui de 150 a 200 m da margem do rio à borda da mata e está inserida em uma matriz composta principalmente por pastagens, dominada por espécies do gênero *Brachiaria*, embora apresente áreas campestres nativas. A região vem sofrendo diferentes impactos antrópicos ocasionados por atividades de ecoturismo com trilhas próximas a margem do rio e outras no interior da mata, além do pastejo do gado nas áreas adjacentes e a extração seletiva da madeira de espécies economicamente importantes como *Myracrodruon urundeuva* e *Astronium graveolens* ocorrido nas últimas décadas (Battilani *et al.* 2005).

### **Coleta de dados**

Para a amostragem dos indivíduos de *M. urundeuva* foram sorteados cinco blocos de 60 x 60 m e um bloco de 30 x 60 m, totalizando 1.89 ha de área em um trecho de aproximadamente 2000 metros de extensão na borda da mata ciliar. A distância dos blocos variou de 50 a 150 metros de acordo com o sorteio. Todos os indivíduos encontrados foram marcados com placas numeradas e tiveram sua altura e diâmetro basal medidos entre os meses de maio a setembro de 2007. A sobrevivência das plantas foi monitorada entre os meses de abril e maio de 2008 e 2009 e os indivíduos novos ou os que não haviam sido registrados anteriormente foram também marcados.

A altura das plantas menores que três metros foi medida com a utilização de uma trena, enquanto que os indivíduos acima de três metros, tiveram sua altura estimada com

o auxílio de um Clinômetro (Suunto) através da fórmula  $h_{total} = Pa/100 \times Do + Ao$ , sendo que  $Pa$  representa a porcentagem da altura da árvore,  $Do$  é a distância entre o observador e o tronco da árvore e  $Ao$  representa a altura do observador. O diâmetro basal dos indivíduos com menos de 15 cm de diâmetro foram medidos com um paquímetro digital e os maiores de 15 cm foram medidos com uma fita métrica.

Os indivíduos foram classificados em cinco classes de tamanho de acordo com logaritmo neperiano do diâmetro da base (cm):

Classe de tamanho 1 (jovem I) – valores de logaritmo neperiano entre 0 e 0,99, que compreendem os diâmetros entre 0.01 e 1.7 cm;

Classe de tamanho 2 (jovem II) – valores de logaritmo neperiano entre 1,0 e 1,99, que compreendem os diâmetros entre 1.71 e 6.35 cm

Classe de tamanho 3 (adulto I – início da reprodução) – valores de logaritmo neperiano entre 2,0 e 2,99, que compreendem os diâmetros entre 6.36 e 18.94 cm;

Classe de tamanho 4 (adulto II) – valores de logaritmo neperiano entre 3,0 e 3,99, que compreendem os diâmetros entre 19.1 e 53.16 cm;

Classe de tamanho 5 (adulto III) – valores de logaritmo neperiano entre 4,0 e 4,99, que compreendem os diâmetros entre 53.48 e 76.71 cm.

### **Construção da matriz**

Os parâmetros demográficos de *M. urundeuva* foram estimados através de um modelo de matriz baseado em classes de tamanho (Lefkovitch 1965). O gráfico do ciclo de vida (Figura 1A) e a matriz de Lefkovitch foram baseados em cinco classes de tamanho (Figura 1B e 1C), através da amostragem dos indivíduos em todas as parcelas entre os anos de 2007-2008 e 2008-2009.

A matriz contém as probabilidades de transição intra e inter-classes de tamanho, descrita inicialmente por Lefkovitch (1965) e posteriormente modificada por Caswell (1989), onde  $n_{t+1} = A \times n_t$ , sendo  $n$  a coluna do vetor que contém o número de indivíduos em cada classe de tamanho no tempo  $t$  e  $t+1$ , e  $A$  é a matriz quadrada com os elementos da matriz representando as taxas de transição entre as classes, a partir do acompanhamento de todos os indivíduos marcados dentro da amostra durante um intervalo de tempo. Nesta equação, a estrutura populacional no tempo  $t+1$  é obtida pela multiplicação da estrutura no tempo  $t$  com a matriz de transição que contém as informações sobre as probabilidades de transição específicas de cada classe ou as taxas de fertilidade, construídas com base nas taxas vitais, assumindo que os fatores ambientais são constantes neste intervalo de tempo (Caswell 2001).

Nesse modelo, de um ano ao próximo, as plantas podem crescer e passar para a próxima classe de tamanho (G), permanecer na mesma classe (S), retornarem para uma classe anterior (R), ou morrer (Figura 1B). Cada uma dessas taxas vitais é o produto das taxas vitais básicas (Figuras 1C), que representam melhor os processos biológicos do ciclo de vida de cada indivíduo. Para estimar esses elementos da matriz, primeiro foram calculadas as taxas vitais básicas (Figuras 1C), pois é considerada a melhor forma de analisar a dinâmica populacional através de modelos matriciais (Morris e Doak 2004, Franco e Silvertown 2004). Uma simples taxa vital básica, como por exemplo, o crescimento ( $g_1$ ), frequentemente contribui com muitos elementos da matriz, e a variação nessas taxas vitais geram uma modificação nos elementos da matriz de transição, como por exemplo, a probabilidade de transição de um indivíduo passar para uma classe de tamanho maior envolve tanto a taxa de sobrevivência quanto o crescimento positivo (Figura 1C).

As taxas vitais básicas são:  $s_j(t)$  é a probabilidade de um indivíduo da classe de tamanho  $j$  sobreviver do ano  $t$  ao ano  $t+1$ ,  $g_j(t)$  é a probabilidade de um indivíduo sobreviver na classe  $j$  no ano  $t$  crescer para a classe  $j+1$  no ano  $t+1$ ,  $r_j(t)$  é a probabilidade de um indivíduo sobreviver no estágio  $j$  no ano  $t$  e regredir a uma menor classe, e a fecundidade ( $f_j$ ) é o número de novas plântulas observadas no tempo  $t+1$  dividido pelo número de indivíduos reprodutivos no tempo  $t$ . Cada um desses elementos da matriz de transição foram apresentados na Figura 1C (Para detalhes de como calcular as taxas vitais básicas veja Morris e Doak 2005).

### **Modelo populacional de matriz**

A matriz da espécie estudada foi analisada através de um modelo determinístico (Caswell 2001) e as variáveis ambientais não foram incluídas nesse modelo. Dependendo das características da matriz, a população tende a atingir uma estrutura de tamanho estável. Quando essa proporção estável de indivíduos é alcançada nas classes de tamanho, a população assume uma taxa finita de crescimento populacional ( $\lambda$ ), que corresponde ao autovalor dominante da matriz. Valores de  $\lambda < 1$  indicam um declínio populacional, valores de  $\lambda > 1$  indicam crescimento populacional, e  $\lambda = 1$  indicam uma estabilidade populacional.

Cada matriz resumida foi usada para calcular a taxa finita de crescimento exponencial ( $\lambda$ , autovalor dominante da matriz de transição), a distribuição de tamanho estável (autovetor à direita da matriz de transição) e o valor reprodutivo (autovetor à esquerda da matriz de transição) de cada classe de tamanho e a elasticidade do  $\lambda$  de diferentes taxas vitais (Caswell 2001).

A distribuição de tamanho estável ( $w$ ) é a representação proporcional de cada classe de tamanho. Independente da proporção inicial dos indivíduos em cada classe de tamanho, a população alcançará uma distribuição de tamanhos estável e a proporção de indivíduos em cada classe permanecerá constante (Caswell 2001). A distribuição de tamanho estável estimada através da simulação (esperado) foi comparada com os dados demográficos no campo (observado) de cada transição de ano amostrado (2007-2008 e 2008-2009) através de teste G. O nível de significância considerado foi de  $p < 0.05$ .

O valor reprodutivo ( $v$ ) fornece o valor presente dos descendentes futuros produzidos pelos indivíduos em cada classe de tamanho (Caswell 2001). A análise de elasticidade estima os efeitos de uma mudança proporcional nas taxas vitais sobre o  $\lambda$  (Caswell 2001).

Em cada ano amostrado, o efeito de cada elemento da matriz de transição ao  $\lambda$  foi avaliado através da Análise de Elasticidade dada por:  $e_{ij} = \left( \frac{a_{ij}}{\lambda} \right) \left( \frac{\partial \lambda}{\partial a_{ij}} \right)$  sendo que

$\frac{\partial \lambda}{\partial a_{ij}}$  representa a sensibilidade da matriz de transição (Caswell 2001). No entanto, ao contrário dos elementos da matriz de elasticidade, as elasticidades das taxas vitais básicas efetivamente separam a independência da influência dos processos demográficos no crescimento populacional. Ainda, a elasticidade das taxas vitais básicas é preferida porque elas correspondem estritamente aos processos demográficos fundamentais que os elementos da matriz de elasticidade se aproximam (Franco e Silvertown 2004). Os elementos da matriz de elasticidade foram somados para verificar os efeitos proporcionais nas probabilidades de transição, representando os seguintes processos demográficos: permanecer na mesma classe, passar para a próxima classe, retroceder para uma classe anterior e a fecundidade. As elasticidades das cinco classes de tamanho também foram somadas (somado pelas colunas) (Silvertown *et al.* 1996).

Para a realização da análise de matriz foi utilizado o programa Matlab (MathWorks, Natick, Massachusetts, USA).

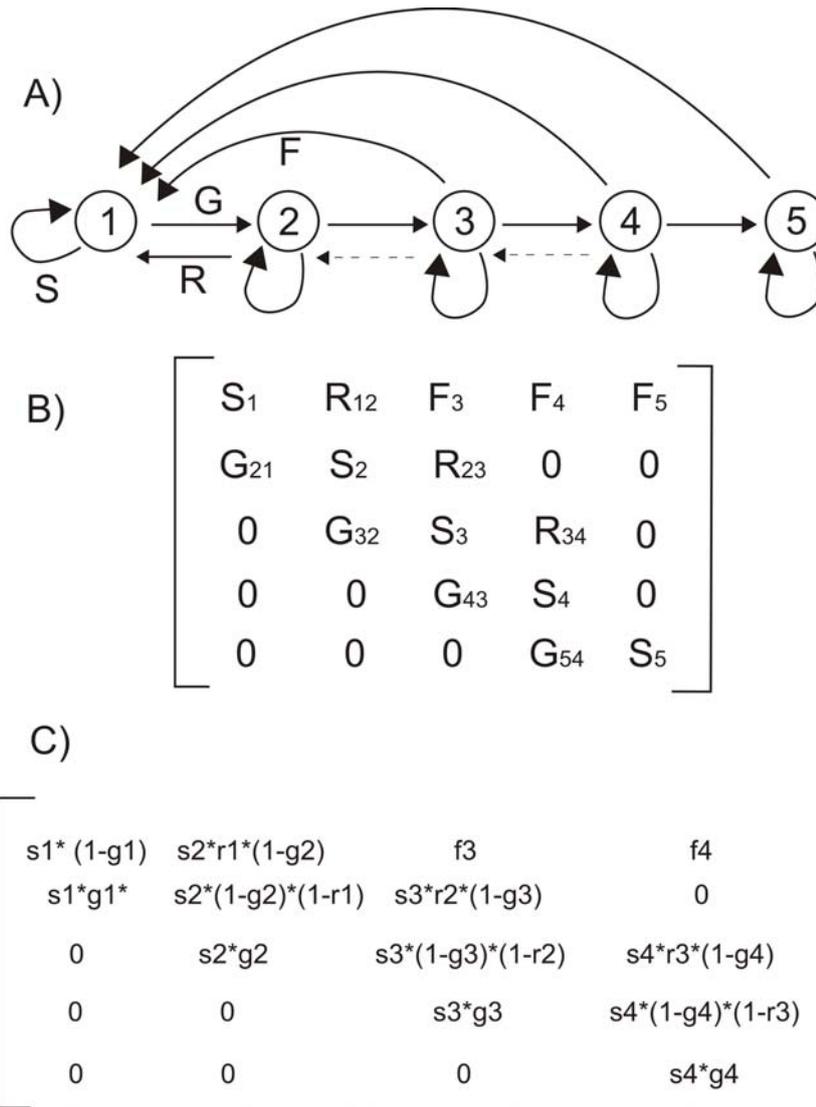


Figura 1. (A) Gráfico do ciclo de vida de *Myracrodruon urundeuva*. As setas indicam a transição potencial entre as cinco classes de tamanho, incluindo as contribuições das plântulas (classe I) por reprodução. As linhas tracejadas indicam as transições que foram raramente observadas (<1%). Os elementos da matriz (A) representam: F (fertilidade), S (permanência), R (regressão) e G (crescimento). Classes de tamanho: 1 (plântula), 2 (planta jovem), 3 (adulto I), 4 (adulto II) e 5 (adulto III). (B) Uma projeção de matriz correspondente ao ciclo de vida na Figura 1A. Os elementos da matriz representam a fecundidade por indivíduo reprodutivo ( $F_i$ ), a probabilidade de sobrevivência e crescimento de uma classe para a uma maior ( $G_{ij}$ ), a probabilidade de sobreviver e retornar a uma menor classe ( $R_{ij}$ ), ou a probabilidade de sobreviver e permanecer na mesma classe de um intervalo de tempo ao próximo ( $S_i$ ). Zero representa as transições que nunca são observadas. (C) Uma projeção de matriz correspondente ao ciclo de vida da Figura 1A baseado nas taxas vitais básicas.  $s_1$  - sobrevivência da classe 1;  $g_1$  - crescimento total da classe 1;  $s_2$  - sobrevivência da classe 2;  $r_1$  - crescimento negativo da classe 2;  $g_2$  - crescimento total da classe 2;  $f_3$  - fecundidade da classe 3;  $s_3$  - sobrevivência da classe 3;  $r_2$  - crescimento negativo da classe 3;  $g_3$  - crescimento total da classe 3;  $f_4$  - fecundidade da classe 4;  $s_4$  - sobrevivência da classe 4;  $r_3$  - crescimento negativo da classe 4;  $g_4$  - crescimento total da classe 4;  $f_5$  - fecundidade da classe 5;  $s_5$  - sobrevivência da classe 5.

### 8.3. Resultados

A população estudada de *Myracrodruon urundeuva* apresentou uma **taxa de crescimento populacional ( $\lambda$ ) acima de 1** para os dois anos amostrados. A taxa de crescimento populacional foi de 1.1570 e 1.1076 para os anos de 2007-2008 e 2008-2009, respectivamente.

A distribuição de tamanho observada diferiu da **distribuição de tamanho estável** entre os anos de 2007-2008 (teste G,  $G = 115,72$ ;  $df = 4$ ,  $p < 0,0001$ ) e entre os anos de 2008-2009 (teste G,  $G = 180,31$ ;  $df = 4$ ,  $p < 0,0001$ ) (Figura 2). O modelo sugere uma distribuição estável com um maior número indivíduos na primeira classe de tamanho e uma subsequente diminuição desses indivíduos com o aumento das classes de tamanho.

Os **valores reprodutivos**, estimados pelo modelo para a população de *M. urundeuva* para os anos de 2007-2008 e 2008-2009 mostram a contribuição relativa de cada classe de tamanho para as gerações futuras (Figura 3). O valor reprodutivo é a contribuição relativa de cada classe para o crescimento populacional futuro. Os indivíduos pertencentes a classe 5 (adulto III) apresentaram os maiores valores reprodutivos.

O **tempo médio de residência** mostra o tempo médio que os indivíduos permanecem em cada classe de tamanho. Os indivíduos permaneceram um maior período de tempo na classe 4 (adulto II) quando comparado com as demais classes (Figura 4). Não foi possível determinar o tempo médio de residência da classe 5 (adulto III), pois não foram detectadas mortes nesta classe durante o período de estudo. Assim, este tempo é indeterminado para esta classe e não foi representado nesta figura.

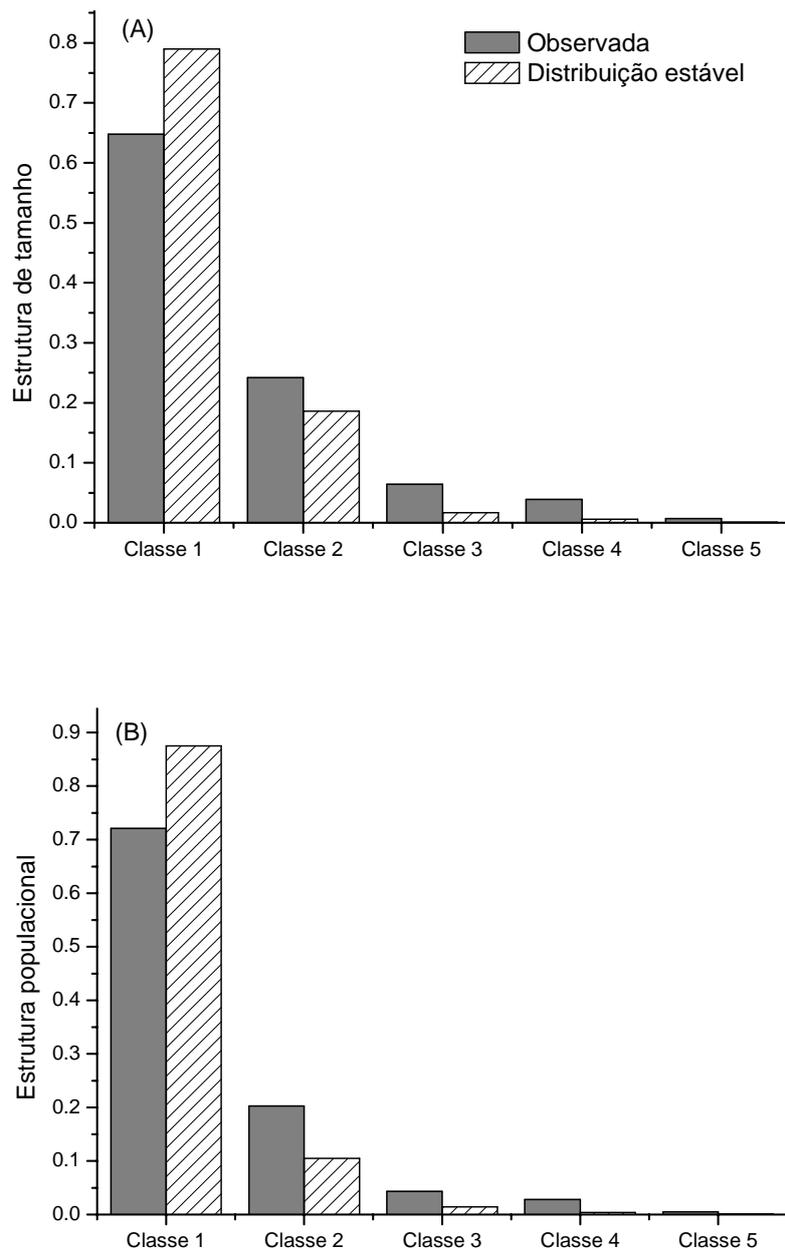


Figura 2. Distribuição de tamanho observada e a distribuição estável para a população de *Myracrodruon urundeuva* na mata ciliar do Rio da Prata. (A): Distribuição de tamanho entre os anos de 2007-2008; (B): Distribuição de tamanho entre os anos de 2008-2009.

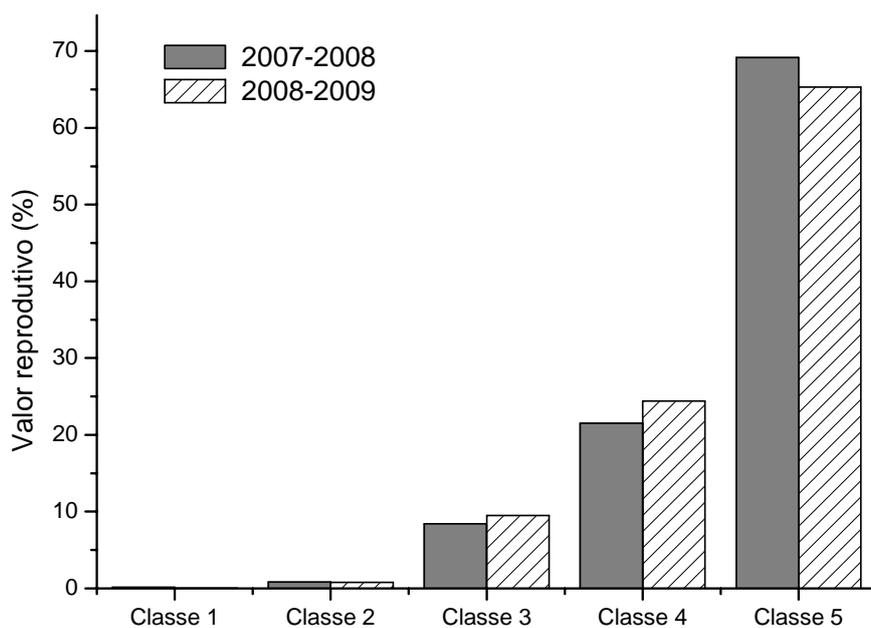


Figura 3. Distribuição do valor reprodutivo de cada classe de tamanho para a população estudada de *Myracrodruon urundeuva* entre os dois períodos de transição amostrados.

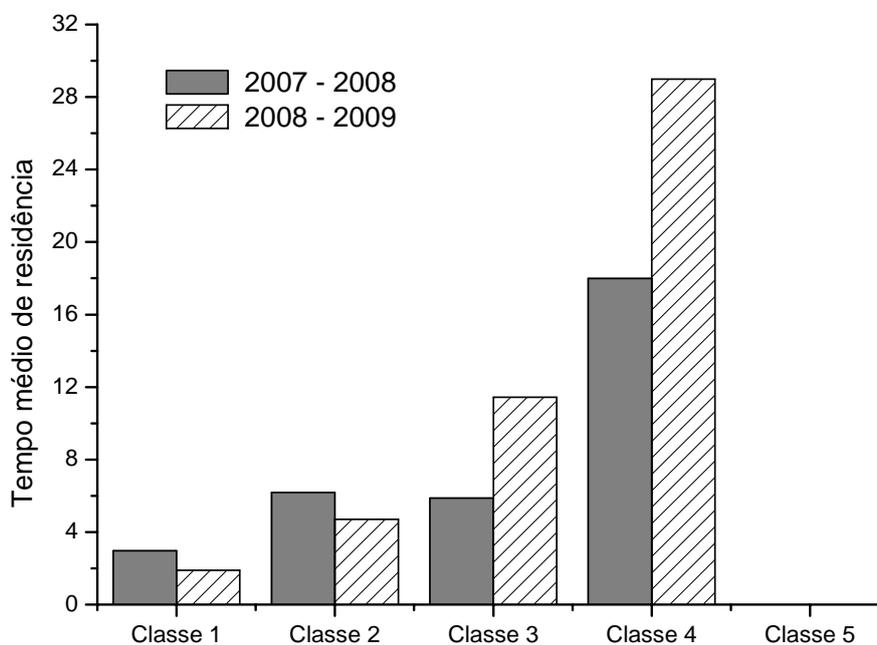


Figura 4. Distribuição do tempo médio de residência em cada classe de tamanho para a população estudada de *Myracrodruon urundeuva* entre os dois períodos de transição amostrados.

Os resultados da **matriz de transição** entre os anos de 2007-2008 e 2008-2009 foram apresentados no diagrama do ciclo de vida (Figura 5), indicando que a probabilidade de permanência na mesma classe de tamanho (S) apresentou o mais alto valor quando comparado com o crescimento (G) e a regressão (R).

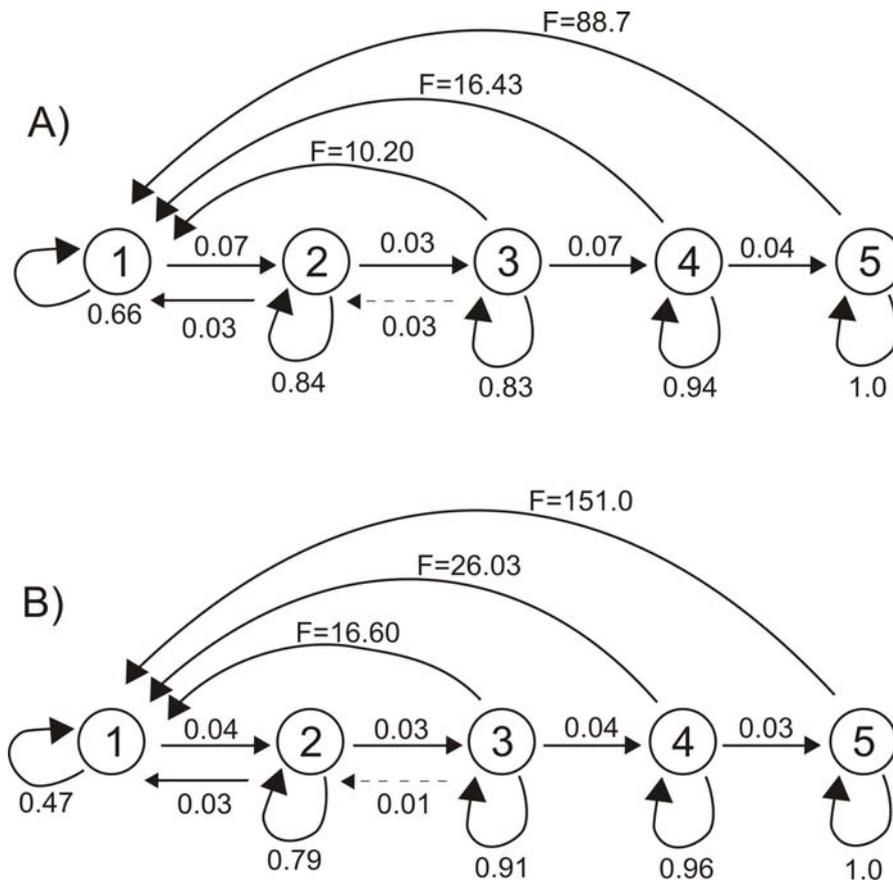


Figura 5. Diagrama do ciclo de vida de *Myracrodruon urundeuva* na mata ciliar do Rio da Prata. A) Ano de transição: 2007-2008; B) Ano de transição: 2008-2009. Os círculos representam as cinco classes de tamanho. Os números sobre as setas representam as probabilidades de transição das diferentes classes de tamanho de um ano ao outro. A fecundidade (F) é representada quando todas as setas conduzem a classe de tamanho 1.

A sobrevivência apresentou a mais alta **taxa vital básica** em todas as classes de tamanho, quando comparada com o crescimento e a fecundidade. A menor taxa de sobrevivência foi observada na classe 1 (jovem I), com 73% para os anos de 2007-2008 e 51% para os anos de 2008-2009 (Tabela 1). Nas demais classes, a sobrevivência esteve acima de 90% para os anos de 2007-2008 e 84% para os anos de 2008-2009. A

proporção de indivíduos que mudou para uma classe de tamanho maior foi baixa, apresentando no máximo 10% de mudança da classe 1 (jovem I) para a classe 2 (jovem II) entre os anos de 2007-2008. As menores taxas de crescimento foram observadas da classe 2 para a classe 3 (adulto I) (3%) e da classe 4 (adulto II) para a classe 5 (adulto III) (3%), na transição dos anos amostrados. Somente uma pequena proporção dos indivíduos retornou para uma classe de tamanho menor, sendo que o maior valor obtido foi na transição dos anos de 2007-2008, com 4% dos indivíduos que retornaram da classe de tamanho 2 para a classe 1 (Tabela 1).

A **elasticidade das taxas vitais básicas** foram semelhantes para os anos de transição analisados, com os maiores valores de elasticidade para a sobrevivência das classes 2 (Jovem II), e das três classes de adultos (Tabela 1). No entanto, os menores valores de elasticidade foram encontrados para a fertilidade, seguido das regressões. Assim, a taxa de crescimento populacional foi mais sensível a sobrevivência e menos sensível a regressão. No primeiro ano de transição, a sobrevivência das classes 2, 3 e 4, contribuiu com 25%, 20% e 18% ao lambda, respectivamente, enquanto que no segundo ano de transição, a sobrevivência das classes 3, 4, 2 e 5, contribuiu com 27%, 22%, 18% e 18% ao lambda, respectivamente (Tabela 1).

A **matriz da elasticidade** indicou que a sobrevivência total contribuiu com 74% no primeiro ano de transição e com 79% no segundo ano de transição. Ao contrário disso, o crescimento total contribuiu com 12% no primeiro ano e com 15% no segundo ano, enquanto que fecundidade contribuiu com 7% no primeiro ano e 5% no segundo, e a regressão total contribuiu apenas com 0,17% no primeiro ano e 0,05% no segundo ano (Tabelas 2 e 3).

Tabela 1. Valor das taxas vitais básicas e elasticidades. s1 - sobrevivência da classe 1; g1 - crescimento total da classe 1; s2 - sobrevivência da classe 2; r1 - crescimento negativo da classe 2; g2 - crescimento total da classe 2; f3 - fecundidade da classe 3; s3 - sobrevivência da classe 3; r2 - crescimento negativo da classe 3; g3 - crescimento total da classe 3; f4 - fecundidade da classe 4; s4 - sobrevivência da classe 4; r3 - crescimento negativo da classe 4; g4 - crescimento total da classe 4; f5 - fecundidade da classe 5; s5 - sobrevivência da classe 5.

	2007-2008		2008-2009	
	Taxas vitais básicas	Elasticidades	Taxas vitais básicas	Elasticidades
s1	0.7373	0.1600	0.5106	0.0904
g1	0.1009	0.0580	0.0752	0.0487
s2	0.9033	<b>0.2503*</b>	0.8427	<b>0.1802*</b>
r1	0.0401	-0.0064	0.0362	-0.0045
g2	0.0334	0.0615	0.0306	0.0478
f3	10.1954	0.0307	16.5934	0.0216
s3	0.9310	0.2094*	0.9670	<b>0.2726*</b>
r2	0.037	-0.0060	0.0114	-0.0026
g3	0.0741	0.0227	0.0455	0.0184
f4	16.4259	0.0161	26.0345	0.0105
s4	0.9815	<b>0.1828*</b>	1.0000	<b>0.2235*</b>
r3	0	0	0	0
g4	0.0377	0.0141	0.0345	0.0122
f5	88.700	0.0204	151.000	0.0195
s5	1.0000	0.1304	1.0000	<b>0.1815*</b>

\* maiores valores da elasticidade

Tabela 2. Matriz de elasticidade estimada a partir das taxas vitais de diferentes classes de tamanho de uma população de *Myracrodruon urundeuva* na mata ciliar entre os anos de 2007 e 2008.

Classe de tamanho ( $t + 1$ )	Elasticidade				
	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
Classe 1 (Jovem I)	0.0917	0.0011	0.0307	0.0161	0.0204
Classe 2 (Jovem II)	0.0683	<b>0.1813</b>	0.0006	0.0000	0.0000
Classe 3(Adulto I)	0.0000	0.0678	<b>0.1723</b>	0.0000	0.0000
Classe 4(Adulto II)	0.0000	0.0000	0.0365	<b>0.1623</b>	0.0000
Classe 5 (Adulto III)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0204	<b>0.1304</b>

Tabela 3. Matriz de elasticidade estimada a partir das taxas vitais de diferentes classes de tamanho de uma população de *Myracrodruon urundeuva* na mata ciliar entre os anos de 2008 e 2009.

Classe de tamanho ( $t + 1$ )	Elasticidade				
	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
Classe 1 (Jovem I)	0.0386	0.0003	0.0216	0.0105	0.0195
Classe 2 (Jovem II)	0.0519	<b>0.1281</b>	0.0002	0.0000	0.0000
Classe 3 (Adulto I)	0.0000	0.0518	<b>0.2424</b>	0.0000	0.0000
Classe 4 (Adulto II)	0.0000	0.0000	0.0300	<b>0.2040</b>	0.0000
Classe 5 (Adulto III)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0195	<b>0.1816</b>

#### 8.4. Discussão

O modelo de matriz determinístico utilizado no presente estudo tem sido aplicado para descrever a dinâmica populacional de árvores tropicais (Schwartz *et al.* 2002, Emanuel *et al.* 2005, Zhang *et al.* 2008), palmeiras (Silva Matos *et al.* 1999, Freckleton *et al.* 2003, Rodríguez-Buriticá *et al.* 2005) e produtos florestais não madeireiros (Guedje *et al.* 2003, Guedje *et al.* 2007, Ghimire *et al.* 2008). Os resultados mostraram que a população estudada de *Myracrodruon urundeuva* cresceu aproximadamente 13% ao ano, nos dois períodos amostrados na mata ciliar do Rio da Prata. A borda da mata, circundada por pastagens em recuperação, provavelmente favoreceu sua persistência nesta paisagem, por ser uma espécie arbórea clímax exigente de luz. A atual proibição da sua exploração madeireira no Brasil, associada com as características ambientais locais podem ter levado a um crescimento positivo da sua população no trecho amostrado.

A distribuição de tamanho observada não apresentou uma estrutura populacional estável, pois o recrutamento de novos indivíduos ainda é menor do que o esperado pela distribuição estável. Nas demais classes de tamanho o número de indivíduos observado é maior do que o esperado pela distribuição estável. O trecho da mata ciliar do Rio da Prata avaliado nesse estudo estava inserido em uma matriz composta por pastagem. No

entanto, essa área foi utilizada para o cultivo de milho, cuja produção foi abandonada há aproximadamente 17 anos atrás. Com isso, um processo natural de regeneração foi iniciado, transformando-se em uma área de pastagem com a presença de gramíneas exóticas e nativas, mas também com espécies arbustivas e arbóreas pioneiras no entorno da mata ciliar. Apesar do gado circular livremente por toda essa área, a maioria dos indivíduos jovens de *M. urundeuva* foi registrada na borda da mata. Como a mata ciliar está em processo de expansão em direção à área de pastagem, a estrutura populacional observada ainda difere da estrutura estável. Além disso, como o recrutamento de novos indivíduos está restrito a borda da mata, principalmente nos primeiros 30 metros da borda ao interior florestal, e a maioria dos indivíduos adultos está situado no interior florestal (Capítulo 1), muitos desses adultos que estão no interior florestal podem não estar contribuindo com a geração de novos indivíduos. Portanto, como *M. urundeuva* depende de luz para o recrutamento de novos indivíduos na população, a borda da mata inserida em uma pastagem em regeneração pode estar favorecendo seu crescimento populacional, embora esse crescimento ainda esteja variando entre os anos amostrados.

Os valores reprodutivos estimados para a população de *M. urundeuva* foram maiores para a classe de tamanho 5 (adulto III). Para espécies de plantas perenes, um alto valor reprodutivo é geralmente observado nas maiores classes de tamanho ou estágios de vida. Isto reflete a baixa probabilidade de que uma planta jovem sobreviva até a fase adulta (Knight 2004). Considerando que a espécie estudada possui uma baixa taxa de crescimento anual associada a uma baixa sobrevivência das plântulas, a preservação dos maiores indivíduos adultos reprodutivos da população, principalmente daqueles localizados na borda da mata ou próximos às clareiras no interior florestal será determinante para seu crescimento populacional.

O tempo médio de residência na mesma classe aumentou com o tamanho dos indivíduos, da classe 1 (jovem I) até a 4 (adulto II), embora não tenha sido possível determinar o tempo médio de residência da classe 5, pela ausência de mortes nesta classe durante o período de estudo. Como a espécie estudada é uma espécie arbórea de vida longa, o tempo amostrado deve ter sido relativamente curto para a percepção da transição da classe 4 (adultos II) para a classe 5 (adultos III). Entre os anos de 2007-2008, as classes de tamanho 1 e 2 apresentaram um maior tempo de residência quando comparado com os anos de 2008-2009, ao contrário das classes 3 e 4, que apresentaram um maior tempo de residência entre os anos de 2008-2009 do que entre 2007-2008. Isso pode ter acontecido porque a taxa de sobrevivência da primeira classe de tamanho (jovem I) no segundo ano de transição foi menor (51%) do que no primeiro ano de transição (73%). No entanto, alguns indivíduos adultos foram registrados caídos no solo em 2008, ocasionados provavelmente por fortes tempestades que ocorreram no referido ano na área de estudo, influenciando assim, o tempo de permanência dos indivíduos na mesma classe.

A sobrevivência foi menor na classe de tamanho 1 e aumentou com o tamanho dos indivíduos amostrados. A alta taxa de sobrevivência registrada nas maiores classes de tamanho indica o sucesso no estabelecimento da espécie estudada sob o dossel florestal após a fase mais vulnerável do ciclo de vida. Pereira (2007) mostrou que esta espécie é capaz de produzir uma grande quantidade de sementes (entre 174 e 360 sementes/0,25m<sup>2</sup> próximo da planta mãe), assim é provável que na transição das sementes às plântulas a taxa de mortalidade seja muito alta. Vários estudos com espécies arbóreas de florestas tropicais têm mostrado que a mortalidade é maior nos estágios iniciais do ciclo de vida e diminui com o aumento do tamanho dos indivíduos (Janzen 1970, Connell *et al.* 1984, Widyatmoko *et al.* 2005). A baixa sobrevivência das

plântulas pode estar associada com o tamanho das sementes (55.500 sementes por kg) (Salomão 2003), uma vez que plântulas provenientes de sementes pequenas possuem uma menor quantidade de reservas nutritivas e podem ser mais susceptíveis às oscilações ambientais (Camargo *et al.* 2002, Green e Juniper 2004). Além disso, as plântulas podem ter sido influenciadas negativamente pelo efeito dependente da densidade, nos locais onde a densidade de plântulas era maior, como observado em um estudo experimental na mesma região do presente estudo (Capítulo 3). Os frutos da espécie estudada são dispostos em cachos na copa da árvore, e como são dispersos pelo vento, grande parte das sementes caem próximas da árvore parental, o que propicia uma alta densidade inicial de sementes e plântulas.

A sobrevivência dos indivíduos jovens (classe II) e dos adultos reprodutivos (classes III, IV, e V) foi responsável por 65% (primeiro ano de transição) e por 75% (segundo ano de transição) da elasticidade total, evidenciando que a sobrevivência dessas classes de tamanho foi determinante para a taxa de crescimento populacional ( $\lambda$ ). Isso significa que a sobrevivência dessas classes foi a principal taxa vital responsável pelo crescimento populacional de *M. urundeuva*, seguida do crescimento (12% no primeiro ano e 15% no segundo ano) e da reprodução, com menos de 1%. A sobrevivência das espécies arbóreas é caracterizada por apresentar a maior taxa de elasticidade, principalmente dos indivíduos que pertencem às maiores classes de tamanho ou estágios ontogenéticos (Silvertown *et al.* 1993, 1996, Franco e Silvertown 2004). No presente estudo, a análise de elasticidade mostrou que a sobrevivência dos indivíduos jovens e adultos contribuiu com proporções semelhantes para o crescimento populacional. Portanto, os principais esforços de manejo da espécie estudada devem estar concentrados na sobrevivência tanto de indivíduos jovens (Classe 2) como de adultos. Como *M. urundeuva* é uma espécie arbórea emergente no dossel florestal e sua

madeira possui alta densidade (1 a 1.21 g/m<sup>3</sup>), sua taxa de crescimento anual dos indivíduos é baixa e assim, a sobrevivência, mais do que o crescimento deve ser crucial para o aumento populacional. No entanto, como o período amostrado foi de apenas três anos, o tempo deve ter sido relativamente curto para detectar tanto o crescimento dos indivíduos (passagem de um estágio adulto para outro) como a classe mais vulnerável do ciclo de vida, pois espécies arbóreas emergentes possuem longos períodos de vida.

Apesar da proibição do corte e da exploração de *M. urundeuva* a partir de 1991 no território nacional, a mesma ainda vem sendo extraída ilegalmente na zona rural para a construção de curral e produção de mourões, cercas, postes, vigas e móveis, devido à alta resistência da sua madeira e ao seu elevado valor econômico (Observação pessoal). Sua extração é realizada quando os indivíduos atingem aproximadamente 15 cm de diâmetro do tronco para a produção de mourões. Esses indivíduos pertencem à classe de tamanho 3 (entre 6,36 e 18,94 diâmetro da base), que corresponde aos primeiros indivíduos reprodutivos da população estudada. Estima-se que em média seja necessário um período de rotação de 8 a 10 anos para a produção de mourões e de 15 a 20 anos para a produção de dormentes em plantações (Carvalho 2003). Contudo, indivíduos acima de 15 cm de diâmetro também são explorados para a produção de vigas e móveis, e pertencem às classes de tamanho 4 e 5, que representam os maiores indivíduos reprodutivos. Alguns estudos têm mostrado que a taxa de incremento anual da espécie realizada em plantios experimentais varia muito com a idade, com a qualidade do solo e com as técnicas de plantio, e podem chegar ao máximo a 5,60 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> (Carvalho 2003).

## 8.5. Conclusão

A população estudada de *M. urundeuva* cresceu aproximadamente 13% entre os anos amostrados na mata ciliar do Rio da Prata. Entretanto, como a distribuição de tamanho observada diferiu da estrutura estável, não é possível concluir se a população continuará a crescer, uma vez que sua dinâmica ainda é variável. Contudo, a sobrevivência dos indivíduos jovens e adultos foi a principal taxa vital responsável pelo crescimento populacional. Assim, a melhor forma de aumentar a probabilidade de persistência dessa população, é proteger os indivíduos adultos, principalmente os reprodutivos, contra o corte seletivo. Porém, nos locais onde esses indivíduos adultos não estiverem sendo extraídos, proteger esses indivíduos não terá maior impacto no crescimento populacional, pois a sobrevivência desses estágios já é bastante alta (de Kroon *et al.* 2000). Dessa forma, como as plantas jovens também apresentaram valores de elasticidade semelhantes àqueles dos indivíduos adultos, seria mais interessante do ponto de vista de conservação, proteger esses indivíduos, de forma a aumentar a sobrevivência dessas classes. No caso de *M. urundeuva* a matriz no qual os fragmentos estão inseridos será crucial para propiciar tanto o recrutamento quanto a sobrevivência de indivíduos jovens, que conseqüentemente poderá implicar em um crescimento populacional futuro.

## 8.6. Referências Bibliográficas

Albuquerque, R.J., Rodrigues, L.V. e Viana, G.S.B. 2004. Análise clínica e morfológica da conjuntivite alérgica induzida por ovalbumina e tratada com chalcona em cobaias. *Acta Cirúrgica Brasileira* 19: 43-68.

- Battilani, J.L., Scremin-Dias, E. e Souza, A.L.T. 2005. Fitossociologia de um trecho da mata ciliar do rio da Prata, Jardim, MS, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19: 597-608.
- Bierzychudek, P. 1999. Looking backwards: assessing the projections of a transition matrix models. *Ecological Applications* 9: 1278-1287.
- Brubaker, L. B. 1986. Responses of tree populations to climatic change. *Vegetatio* 67: 119-130.
- Brum, H.D., Nascimento, H.E.M., Laurance, W.F., Andrade, A.C.S., Laurance, S.G. e Luizão, R.C.C. 2008. Rainforest fragmentation and the demography of the economically important palm *Oenocarpus bacaba* in central Amazonia. *Plant Ecology* 199:209–215.
- Bruna, E.M. 2003. Are plants in rain forest fragments recruitment limited? Tests with an Amazonian herb. *Ecology* 84: 932-947.
- Bruna, E.M. e Oli, M.K. 2005. Demographic effects of hábitat fragmentation on a tropical herb: life-table response experiments. *Ecology* 86: 1816-1824.
- Bruna, E.M., Fiske, I.J. e Trager, M.D. 2009. Hábitat fragmentation and plant populations: is what we know demographically irrelevant? *Journal of Vegetation Science* 20: 569-576.
- Camarero, J. J. e Gutiérrez, E. 2004. Pace and pattern of recent treeline dynamics: response of ecotones to climatic variability in the Spanish Pyrenees. *Climatology Change* 63: 181-200.
- Camargo, J.L.C., Ferraz, I.D.K. e Imakawa, A.M. 2002. Rehabilitation of degraded areas of Central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. *Restoration Ecology* 10: 636-644.

- Campelo-Júnior, J.H., Sandanielo, A., Caneppele, C.R. e Soriano, B.M.A. 1997. Climatologia. In: Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai – PCBAP Meio Físico. Vol.II, Tomo I. MMA, PNMA, Brasília.
- Caro, T.M., Sungula, M., Schwartz, M.W. e Bella, E.M. 2005. Recruitment of *Pterocarpus angolensis* in the wild. *Forest Ecology and Management* 219: 169-175.
- Carvalho, P.E.R. 2003. Espécies arbóreas brasileiras. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília.
- Caswell, H. 1989. Matrix population models: construction, analysis and interpretation. Sinauer Associates, Sunderland, MA, USA.
- Caswell, H. 2001. Matrix population models: construction, analysis and interpretation. 2ª Ed. Sinauer Associates, Sunderland, MA, USA.
- Caswell, H. 2007. Sensitivity analysis of transient population dynamics. *Ecology Letters* 10: 1-15.
- Connell, J.H., Tracey, J.G. e Webb, L.J. 1984. Compensatory recruitment, growth, and mortality as factors maintaining rain forest tree diversity. *Ecological Monographs* 54: 141-164.
- de Kroon, H., van Groenendael, J. e Ehrlén, J. 2000. Elasticities: a review of methods and model limitations. *Ecology* 81: 607-618.
- Ehrlén, J., Syrjänen, K., Leimu, R., Garcia, M.B. e Lehtilä, K. 2005. Land use and population growth of *Primula veris*: an experimental demographic approach. *Journal of Applied Ecology* 42: 317-326.
- Emanuel, P.L., Shackleton, C.M. e Baxter, J.S. 2005. Modelling the sustainable harvest of *Sclerocarya birrea* subsp. *caffra* fruits in the South African lowveld. *Forest Ecology and Management* 214: 91-103.

- Franco, M. e Silvertown, J. 2004. A comparative demography of plants based upon elasticities of vital rates. *Ecology* 85: 531-538.
- Freckleton, R.P., Silva Matos, D.M., Bovi, M.L.A. e Watkinson, A.R. 2003. Predicting the impacts of harvesting using structured population models: the importance of density-dependence and timing of harvest for a tropical palm tree. *Journal of Applied Ecology* 40: 846-858.
- Goldstein, G., Meinzer, F., e Monasterio, M., 1985. Physiological and mechanical factors in relation to size-dependent mortality in an Andean giant rosette species. *Acta Oecologica* 6, 263–275.
- Gourlet-Fleury, S., Cornu, G., Jéssel, S., Dessard, H., Jourget, J.G., Blanc, L. e Picard, N. 2005. Using models to predict recovery and assess tree species vulnerability in logged tropical forests: A case study French Guiana. *Forest Ecology and Management* 209: 69-86.
- Green, P.T. e Juniper, P.A. 2004. Seed mass, seedling herbivory and the reserve effect in tropical rainforest seedlings. *Functional Ecology* 18: 539–547.
- Guedje, N. M, Lejoly, J., Nkongmeneck, B.A. e Jonkers, W. B. J. 2003. Population dynamics of *Garcinia lucida* (Clusiaceae) in Cameroonian Atlantic forests. *Forest Ecology and Management* 177: 231-241.
- Guedje, N.M., Zuidema, P.A., During, H., Foahom, B. e Lejoly, J. 2007. Tree bark as a non-timber forest product: The effect of bark collection on population structure and dynamics of *Garcinia lucida* Vesque. *Forest Ecology and Management* 240: 1-12.
- Guimire, S. K., Gimenez, O., Pradel, R., McKey, D. e Aumeeruddy-Thomas, Y. 2008. Demographic variation and population viability in a threatened Himalayan medicinal and aromatic herb *Nardostachys grandiflora*: matrix modeling of

- harvesting effects in two contrasting habitats. *Journal of Applied Ecology* 45: 41-51.
- Harper, J.L., 1980. Plant demography and ecological theory. *Oikos* 35, 244–253.
- Hegazy, A.K., 1990. Population ecology and implications for conservation of *Cleome droserifolia*: a threatened xerophyte. *Journal of Arid Environments* 19, 269–282.
- Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *American Naturalist* 104: 501-528.
- Johnson, E. A. e Fryer, G. L. 1989. Population dynamics in longepole pine-Engelmann spruce forests. *Ecology* 70: 1335-1345.
- Kalisz, S. e McPeck, M.A. 1992. Demography of an age-structured annual: resampled projection matrices, elasticity analyses, and seed bank effects. *Ecology* 73: 1082-1093.
- Knight, T.M. 2004. The effects of herbivory and pollen limitation on a declining population of *Trillium grandiflorum*. *Ecological Applications* 14: 915-928.
- LaFrankie, J. V. 1994. Population dynamics of some tropical trees that yield non-timber forest products. *Economical Botany* 48: 301-309.
- Law, R.A., Bradshaw, A.D., Putwain, P.D., 1977. Life history variation in *Poa annua*. *Evolution* 31: 233-246.
- Lefkovith, L. P. 1965. The study of population growth in organisms grouped by stages. *Biometrics* 21: 1-18.
- Leslie, P.H. 1945. On the use of matrices in certain population mathematics. *Biometrika* 33: 183-212.
- Lorenzi, H. 2002. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 2 ed. Editora Plantarum, Nova Odessa, São Paulo. 384p.

- Ministério do Meio Ambiente. 2008. Lista oficial das espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção. Instrução normativa nº 06, de 23 de setembro de 2008.
- Morris, W.F. e Doak, D.F. 2005. How general are the determinants of the stochastic population growth rate across nearby sites? *Ecological Monographs* 75: 119-137.
- Olmsted, I. e Alvarez-Buylla, E. R. 1995. Sustainable harvesting of tropical trees: demography and matrix models of two palm species in Mexico. *Ecological Applications* 5: 484-500.
- Paula, J. E. e Alves, J. L. 1997. Madeiras nativas: anatomia, dendrologia, dendrometria, produção e uso. Fundação Mokiti Okada – MOA, Brasília.
- Pereira, S.R. 2007. Avaliação do modelo de Janzen-Connel em áreas degradadas: um estudo de caso com aroeira-verdadeira *Myracrodruon urundeuva* M. Allemão (Anacardiaceae). Dissertação de mestrado. Departamento de Biologia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Pinto, J.R.R. 1999. Perfil florístico e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso. *Revista Brasileira de Botânica* 22: 53-67.
- Rodrigues, L.V. 1999. Análise morfológica e morfométrica da colite induzida por ácido acético, em ratos, e tratada com extratos vegetais (*Myracrodruon urundeuva* Fr. All.). Tese de doutorado. Universidade Federal de São Paulo, São Paulo. 50p.
- Rodríguez-Buriticá, S., Orjuela, M.A. e Galeano, G. 2005. Demography and life history of *Geonoma orbignyana*: na understory palm used as foliage in Colombia. *Forest Ecology and Management* 211: 329-340.
- Salomão, A.N. 2003. Germinação de sementes e produção de mudas de plantas do Cerrado. 1ª Ed. Brasília, Rede de Sementes do Cerrado. 96p.

- Schwartz, M.W., Caro, T.M. e Banda-Sakala, T. 2002. Assessing the sustainability of harvest of *Pterocarpus angolensis* in Rukwa Region, Tanzania. *Forest Ecology and Management* 170: 259-269.
- Silva Matos, D.M.S., Freckleton, R.P. e Watkinson, A.R. 1999. The role of density dependence in the population dynamics of a tropical palm. *Ecology* 80: 2635-2650.
- Silvertown, J., Franco, M. e Menges, E. 1996. Interpretation of elasticity matrices as an aid to the management of plant populations for conservation. *Conservation Biology* 10: 591-597.
- Soehartono, T. e Newton, A. C. 2001. Conservation and sustainable use of tropical trees in the genus *Aquilaria*. II. Impact of gahuru harvesting in Indonesia. *Biological Conservation* 97: 29-41.
- Svensson, J. S. e Jeglum, J. K. 2001. Structure and dynamics of na undisturbed old-growth Norway spruce Forest on the rising Bothnian coastline. *Forest Ecology and Management* 151: 67-79.
- Turner, R.M., Alcorn, S.M., Oling, G., e Booth, J.A., 1966. The influence of shade, soil and water on Saguaro seedling establishment. *Botanical Gazette* 127, 95–102.
- van Mantgem, P. J. e Stephenson, N. L. 2005. The accuracy of matrix population model projections for coniferous trees in the Sierra Nevada, California. *Journal of Ecology* 93: 737-747.
- Wang, T., Liang, Y., Ren, H., Yu, D. Ni, J. e Ma, K. 2004. Age structure of *Picea schrenkiana* forest along an altitudinal gradient in the central Tianshan Mountains, northwestern China. *Forest Ecology and Management* 196: 267-274.
- Widyatmoko, D., Burgman, M.A., Guhardja, E., Mogeja, J.P., Walujo, E.B. e Setiadi, D. 2005. Population status, demography and hábitat preferences of the threatened

lipstick palm *Cyrtostachys renda* blume in Kerumatan reserve, Sumatra. *Acta Oecologica* 28: 107-118.

Wisdom, M.J., Mills, L.S. e Doak, D.F. 2000. Life stage simulation analysis: estimating vital-rate effects on population growth for conservation. *Ecology* 81: 628-641.

Zhang, L., Brockelman, W.Y. e Allen, M.A. 2008. Matrix analysis to evaluate sustainability: the tropical tree *Aquilaria crassna*, a heavily poached source of agarwood. *Biological Conservation* 141: 1676-1686.

**9. CAPÍTULO 3: Estabelecimento de *Myracrodruon urundeuva* M. Allemão (Anacardiaceae) e as variações do efeito densidade-dependência ao longo de um gradiente ambiental do pasto ao interior florestal**

**Resumo.** A avaliação dos habitats mais favorável para o recrutamento de plântulas ao longo de um gradiente ambiental pode fornecer informações estratégicas para o manejo de espécies no seu ambiente natural. *Myracrodruon urundeuva* é uma espécie arbórea ameaçada de extinção, pouco abundante em toda a sua área de ocorrência e recomendada para a recuperação de áreas degradadas. Para avaliar as variações nas taxas de recrutamento e mortalidade dependente da densidade de plântulas de *M. urundeuva* em diferentes habitats ao longo de um gradiente ambiental, foi realizado um experimento em cinco habitats, desde ambiente de pasto até o interior de um fragmento florestal, no município de Jardim/MS. Seis blocos de 90x2m foram sorteados no fragmento. Dentro de cada bloco foram marcadas 5 parcelas de 1x1m cada, correspondentes aos cinco habitats, sendo dois no interior do fragmento florestal, uma situada na borda e outras duas numa área de pasto adjacente ao fragmento. As parcelas apresentaram uma distância de 20m entre si dentro do bloco, sendo que a terceira parcela de cada bloco ficou situada no limite entre a mata e o pasto. Em novembro de 2006 foram semeadas 920 sementes em cada parcela, totalizando 27600 em todo o experimento. A sobrevivência das plântulas foi avaliada durante 338 dias em intervalos de tempo que variaram entre 20 e 40 dias entre os meses de dezembro de 2006 e outubro de 2007. Para determinar o potencial germinativo máximo das sementes utilizadas no experimento de campo, 210 sementes foram colocadas em tubetes individuais em dezembro de 2006 e foram acompanhadas até fevereiro de 2007. O recrutamento de *M. urundeuva* variou muito dentro dos tratamentos, mas não diferiu entre os tratamentos utilizados, sugerindo a existência de um efeito espacial numa escala mais fina do que o gradiente proposto. No tratamento situado a 40m da borda na mata foi registrada a maior porcentagem média de recrutamento (12,6%) e na borda da mata a menor (2,2%). A probabilidade de morte das plantas jovens no tempo (t+1) foi fortemente influenciada pela densidade de plantas jovens no tempo anterior (t) em todos os habitats, mas o padrão diferiu entre as diferentes distâncias da borda do fragmento. Com exceção da borda, em todos os outros habitats a probabilidade de morte aumentou quando a densidade de plântulas era superior a 10 indivíduos/m<sup>2</sup>. Na borda do fragmento, a densidade de indivíduos registrada no intervalo de tempo anterior (t) não influenciou significativamente o número de indivíduos no tempo (t + 1). Esse resultado corroborou a hipótese de que as condições da borda diferiram dos demais ao longo do gradiente e que a densidade necessária para provocar um efeito negativo na sobrevivência das plantas jovens na borda provavelmente era superior ao registrado neste experimento. Assim, a borda do fragmento deve suportar um maior número de indivíduos jovens quando comparada com o pasto adjacente e o interior florestal.

**9. CHAPTER 3: Establishment of *Myracrodruon urundeuva* M. Allemão (Anacardiaceae) and variations in density-dependent mortality along an environmental gradient from pasture to forest-interior**

**Abstract.** The assessment of favorable habitats for seedling recruitment over an environmental gradient can provide strategic information for species management in their natural environment. *Myracrodruon urundeuva* is a tree species threatened with extinction, rare within its distribution range and recommended to the recovery of degraded areas. In this study, variations in the recruitment rates and density-dependent mortality of *M. urundeuva* seedlings were experimentally tested in different habitats along an environmental gradient. The experiment was carried out in five different habitats, from pasture to the interior of a forest fragment, in the municipality of Jardim, state of Mato Grosso do Sul, Brazil. Six blocks (90x2m) were randomly selected. In each block, five plots (1x1m) were established, corresponding to the five habitats, including two inside the forest fragment, one at the forest edge and two in an area of pasture bordering the fragment. Within the blocks, plots were 20m apart from each other and the third plot in each block was located on the boundary between forest and pasture. In november 2006, 920 seeds were planted in each plot, totaling 27600 seeds throughout the experiment. Seedlings survival was evaluated for 338 days within a 20-40 days time interval, from December 2006 to October 2007. To determine the maximum germination potential used in the field experiment, 210 seeds were planted in individual tubes in Dezember 2006 and monitored until February 2007. Seeds germinated mainly in the first month after sowing and the recruitment rate recorded in the field was fifteen times lower (5.4%) than that recorded in the greenhouse (74.8%). *Myracrodruon urundeuva* recruitment varied more among microhabitats (blocks) than among habitats (treatments), suggesting that the spacial effect occurs in a finer scale than that proposed. In treatment situated 40 m from the forest edge was a greater average percentage of recruitment (12.6%) an in the forest edge, the lowest (2.2%). The probability of death of young plants in time (t +1) was strongly influenced by the density of seedlings in the previous time (t) in all habitats, but the pattern differed among the different distances from the edge of the fragment. Except for the edge in all other habitats the probability of death increased when the density of seedlings was more than 10 individuals / m<sup>2</sup>. At the edge of the fragment, the density of individuals recorded in the previous time interval (t) did not significantly affect the number of individuals over time (t + 1). This result corroborated the hypothesis that the conditions differed from the other edge along the gradient and the density required to cause an effect on survival of young plants at the edge was probably higher than recorded in this experiment. Thus, the fragment must bear a greater number of young plants when compared with the adjacent pasture and forest interior.

## 9.1. Introdução

Ao mesmo tempo em que a fragmentação das florestas nativas continua sendo uma das maiores ameaças à biodiversidade (Sauders *et al.* 1991, Fischer e Lindenmayer 2007), diversas áreas agro-pastoris estão sendo abandonadas e um processo de regeneração natural vem ocorrendo no entorno desses fragmentos (Buschbacher 1986, Brown e Lugo 1990, Duncan e Duncan 2000, Klanderud *et al.* 2010). A matriz na qual um fragmento florestal está inserido interfere na quantidade de recursos e nas condições microclimáticas que afetam a sobrevivência e o crescimento de plântulas de espécies arbóreas (Nepstad *et al.* 1996, Clark e Clark 1992, Queenborough 2007). Muitos dos fragmentos nas regiões tropicais estão inseridos em áreas de pastagens, sujeitas a um intenso manejo e/ou perturbações, como a utilização do fogo, ou o corte raso que inibe a capacidade de regeneração das árvores florestais (Fernandes e Sanford 1995, Duncan e Duncan 2000, Young *et al.* 2005). Tais paisagens passaram a ser compostas por gradientes ambientais entre o interior florestal e os campos abertos, que interferem nos habitats disponíveis para o estabelecimento de diferentes espécies arbóreas, afetando a estrutura e a composição da comunidade vegetal (Fraver 1994, Oosterboorn e Kappelle 2000, Cadenasso e Pickett 2001).

O interior florestal é caracterizado por um microclima mais estável, úmido e com pouca quantidade de energia luminosa quando comparado com as pastagens, embora a borda apresente condições intermediárias entre esses dois ambientes (Jose *et al.* 1996, Alvarez-Aquino *et al.* 2004, Cadenasso *et al.* 1997). Wassie e colaboradores (2009) investigaram o sucesso de regeneração de quatro espécies arbóreas ao longo de um gradiente do interior florestal aos campos abertos na Etiópia. Seus resultados mostraram que as regiões de borda do fragmento facilitaram a germinação, a sobrevivência e/ou o crescimento das espécies, assim como as condições encontradas

nas clareiras localizadas no interior do fragmento. Diversos estudos têm mostrado que o estabelecimento de muitas espécies arbóreas depende da disponibilidade de luz, sugerindo que a regeneração pode ser facilitada em locais mais abertos, como em clareiras e bordas de mata (Belsky *et al.* 1993, Kobe 1999, Guariguata 2000, McLarem e McDonald 2003, Balderrama e Chazdon 2005).

O recrutamento e estabelecimento de indivíduos de espécies arbóreas pode ser influenciada por fatores abióticos como a incidência de luz (Chazdon e Fetcher 1984, Svenning 2000, Bloor e Grubb 2003, Norden *et al.* 2009), umidade, temperatura, acumulação de serrapilheira e disponibilidade de nutrientes no solo (Camargo e Kapos 1995, Vasconcelos e Luizão 2004), bem como por fatores bióticos como a infecção por fungos, herbivoria (Benítez-Malvido e Lemus-Albor 2005) e competição com gramíneas (Hammond 1995, Holl *et al.* 2000, Riginos 2009). Assim, a mortalidade nessas espécies pode ser afetada por fatores dependentes da densidade, que atuam mais frequentemente nos estágios iniciais do ciclo de vida das plantas, principalmente quando a densidade de plântulas é alta (Howe e Smallwood 1982, Webb e Peart 1999, Uriarte *et al.* 2005, Picó e Retana 2008). Uma das hipóteses mais discutidas sobre esse efeito da densidade são os estudos realizados por Janzen e Connell (Janzen 1970, Connell 1971), no qual os predadores de sementes, os patógenos e os herbívoros reduziram a sobrevivência de plântulas em altas densidades, como, por exemplo, quando as sementes são dispersas próximas da árvore parental. Como estes fatores variam muito entre locais e ao longo do tempo, a influência da densidade no estabelecimento de espécies arbóreas deve diferir entre e dentro de populações (Hutchings *et al.* 2003).

*Myracrodruon urundeuva* M. Allemão (Anacardiaceae) é uma espécie arbórea clímax exigente de luz (Pinto 1999), atualmente considerada escassa em todas suas

áreas de ocorrência devido a sua elevada exploração para o extrativismo (Paula e Alves 1997). Em consequência disso, a espécie foi inserida na lista oficial de espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção, na classe vulnerável (MMA 2008). A elevada redução no seu tamanho populacional se deve às suas diversas utilidades econômicas, medicinais e sócio-culturais. Carvalho (2003) sugeriu que indivíduos jovens de *M. urundeuva* não devem se desenvolver bem em plantios feitos a pleno sol, exceto quando plantadas em consórcio com outras espécies, uma vez que seria incompatível com suas características silviculturais. No entanto, apesar da importância econômica e ecológica da espécie, as informações sobre a germinação de suas sementes e estabelecimento de plantas jovens se restringem a estudos em laboratório (Silva *et al.* 2002, Dorneles *et al.* 2005, Pacheco *et al.* 2006, Nunes *et al.* 2008) ou de plantio de mudas em campo em condições controladas (Figueirôa *et al.* 2004, Bertoni e Dickfeldt 2007, Junior *et al.* 2007).

Essa espécie germina bem na ausência e na presença de luz (Silva *et al.* 2002), mas depende da luz para a sobrevivência das plântulas e plantas jovens, de forma que locais mais abertos devem ser mais favoráveis para o seu estabelecimento. Por outro lado, apesar da luz não ser um fator limitante nas áreas de pastagens, o estresse hídrico e a competição com gramíneas poderiam reduzir a sobrevivência de *M. urundeuva* nos primeiros estágios do seu desenvolvimento, o que refletiria em um baixo recrutamento de plantas jovens (veja Nepstat *et al.* 1996, Holl 1999, Holl *et al.* 2000). No interior florestal, a luminosidade poderia ser o principal fator limitante para muitas espécies arbóreas, embora outros fatores como os dependentes de densidades, poderiam influenciar negativamente o recrutamento e o estabelecimento dos indivíduos jovens (Camargo 2002). Assim, numa escala espacial mais ampla, a borda da mata poderia

favorecer a sua sobrevivência por oferecer condições microclimáticas intermediárias entre o pasto e o interior florestal.

Este estudo avaliou a hipótese de que a borda de fragmentos florestais seriam habitats mais favoráveis ao recrutamento e estabelecimento de novos indivíduos das populações de *M. urundeuva* dentre os que compõem o gradiente ambiental no sentido pasto, borda e interior do fragmento florestal. Além disto, de acordo com o modelo de Janzen-Connel, é esperada uma relação positiva entre a densidade de indivíduos co-específicos e a taxa de mortalidade das plantas jovens como resultado da propagação de pragas dos adultos para os descendentes, e a maior proliferação de herbívoros e patógenos espécie-específicos (Peters 2003, Wright 2002). Assim, este estudo avaliou também a hipótese de que a intensidade do efeito negativo da densidade de co-específicos na sobrevivência de indivíduos jovens de *M. urundeuva* varia ao longo deste gradiente, uma vez que os fatores densidade-dependência que influenciam negativamente a sobrevivência dos indivíduos devem diferir entre os habitats que compõe este gradiente (veja Hutchings *et al.* 2003).

## **9.2. Materiais e Métodos**

### **Área de estudo**

Este estudo foi conduzido em um fragmento florestal de aproximadamente 50 hectares, localizado na Fazenda Jatobá, no município de Jardim, região oeste do Estado de Mato Grosso do Sul (UTM SAD 69 21k 574086m L e 7625303m S). Esse fragmento é formado por uma Floresta Estacional Semidecidual, apresentando uma vegetação densa, com dossel variando de 15 a 20 m, embora seja comum a presença de indivíduos emergentes com até 30 m. É bastante frequente a ocorrência de lianas e epífitas, e em

determinados locais observam-se pequenas e médias clareiras ocasionadas pela queda natural de árvores e pelo corte seletivo de espécies economicamente importantes como *Myracrodruon urundeuva*. A principal atividade econômica desenvolvida na fazenda é a pecuária bovina de corte, para a qual são formadas extensas áreas de pastagens, dominadas principalmente por espécies do gênero *Brachiaria*. As formações vegetais naturais apresentam-se fragmentadas, constituindo mosaicos de remanescentes florestais inseridos em uma matriz de pastagens.

Essa região está inserida no entorno do Parque Nacional da Bodoquena, sendo formada por pasto e manchas de vegetação nativa de capoeiras, mata estacional semidecidual, cerrado *sensu* estrito, cerradão e mata ciliar. Geologicamente a região é caracterizada pela Formação Aquidauana - Bela Vista e pela Depressão do Miranda (Borges *et al.* 1997). De acordo com o novo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA 1999), os solos predominantes na área de estudo são podzólico vermelho-escuro e vermelho-amarelo, que são profundos, de textura arenosa média, não hidromórficos, apresentam fertilidade natural baixa, monofásicos e horizonte A moderado. O clima é do tipo Tropical subquente e úmido, com um a dois meses de seca. A precipitação média anual para a região varia entre 1400 e 1600 mm, sendo que o regime da precipitação é tipicamente tropical, apresentando dois períodos distintos: um chuvoso, que se inicia em outubro e estende-se até março, e outro seco, no período de abril a setembro (Campelo-Júnior *et al.* 1997).

### **Espécie estudada**

*Myracrodruon urundeuva* M. Allemão (Anacardiaceae) apresenta uma distribuição limitada à América do Sul, principalmente na região chaquenha da Bolívia,

Paraguai e Argentina e no Brasil, nas regiões nordeste, sudeste e centro-oeste (Carvalho 2003). É caracterizada por apresentar caducifolia nos meses mais secos, coincidindo com a época de floração, e seu porte varia de acordo com a região onde é encontrada (Nunes *et al.* 2008), ocorrendo em solos com pH e teor de cálcio mais altos (Haridasan e Araújo 1988). Geralmente a espécie floresce de julho a setembro e a maturação dos frutos ocorre de setembro a outubro. A polinização é realizada por abelhas e a dispersão dos diásporos é anemocórica (Lorenzi 1992, Andrade *et al.* 2000, Nunes *et al.* 2008). Sua madeira é muito densa (1,00 a 1,21 g.cm<sup>-3</sup>) e possui um cerne bastante durável e imputrescível (Paes *et al.* 2002), o que a torna a madeira mais resistente do Brasil. Devido a sua resistência, *M. urundeuva* tem sido muito utilizada na construção civil para a produção de vigas, móveis e pisos, dentre outros. O pólen produzido por suas flores é de grande interesse para a apicultura (Melo 1991, Lorenzi 2002, Carvalho 2003). Além desses usos para fins econômicos, a mesma tem sido utilizada na medicina popular no tratamento de hemorragias, infecções respiratórias, urinárias e distúrbios no sistema digestório (Matos 1999) e devido ao seu comprovado efeito antiinflamatório e cicatrizante em casos de úlceras e alergias (Rodrigues 1999, Albuquerque *et al.* 2004). É atualmente considerada escassa em todas suas áreas de ocorrência devido a elevada exploração para o extrativismo (Paula e Alves 1997).

### **Coleta de dados**

Um experimento de campo foi conduzido para avaliar o efeito de diferentes habitats em um gradiente ambiental, compreendendo áreas de pasto até o interior da mata, sobre o recrutamento e a mortalidade de plantas jovens de *M. urundeuva*. Seis blocos de 90m x 2m foram distribuídos aleatoriamente e perpendicularmente à borda do

fragmento. Dentro de cada um desses blocos foram marcadas cinco parcelas de 1m x 1m alinhadas, correspondendo aos cinco hábitats (Figura 1). As parcelas apresentaram uma distância de 20m entre si, sendo que as parcelas nas distâncias medianas destas linhas ficaram na borda do fragmento, região limítrofe entre a mata e o pasto (tratamento “B0” – Figura 1). Os tratamentos foram: P40 – situada no pasto a 40m da borda do fragmento; P20– situada no pasto a 20m da borda; B0– situada na borda do fragmento (linha entre a mata e o pasto); M20 – situada no interior do fragmento a 20m de distância da borda e M40 – situada no interior do fragmento a uma distância de 40m da borda (Figura 1).

O experimento foi montado em novembro de 2006. Em cada parcela (1×1m) (tratamentos) foram semeadas 920 sementes, totalizando 27.600 sementes em todo o experimento. Pereira (2007), ao avaliar a chuva de sementes em relação à distância da planta-mãe de *M. urundeuva* em áreas de pastagens, encontrou que próximo ao tronco das árvores a disponibilidade de sementes era maior e variava entre 174 e 360 sementes/0,25m<sup>2</sup>. Portanto, o número de sementes utilizado no presente estudo aproxima-se da densidade observada naturalmente embaixo da copa.

As sementes foram coletadas diretamente da copa ou do solo de 15 árvores isoladas nas áreas de pastagens, localizadas no município de Jardim/MS. As sementes foram colocadas para secar a sombra em bandejas plásticas durante 7 dias (Siqueira e Figliolia 1987), mas não sofreram nenhum tratamento prévio para a superação da dormência. Em seguida, as sementes foram misturadas, contadas e guardadas em sacos de papel até o momento da semeadura. As parcelas foram cercadas com arame para evitar o pisoteamento e o forrageamento por gado. Este experimento foi vistoriado por 338 dias em intervalos que variaram entre 20 e 40 dias entre os meses de dezembro de 2006 a outubro de 2007. As plântulas foram marcadas com lacres de plástico numerados

para o acompanhamento individual da sobrevivência. Em cada visita todas as plantas jovens ainda vivas foram registradas.

Para determinar o potencial germinativo máximo das sementes utilizadas no experimento de campo, 210 sementes foram colocadas em tubetes individuais contendo substrato nutritivo na casa de vegetação da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. As sementes sofreram o mesmo tratamento das que foram usadas no experimento de campo e foram molhadas duas vezes ao dia. As sementes que abriram o primeiro par de folhas foram consideradas como germinadas. A semeadura foi realizada em dezembro de 2006 e as plântulas foram monitoradas até fevereiro de 2007.

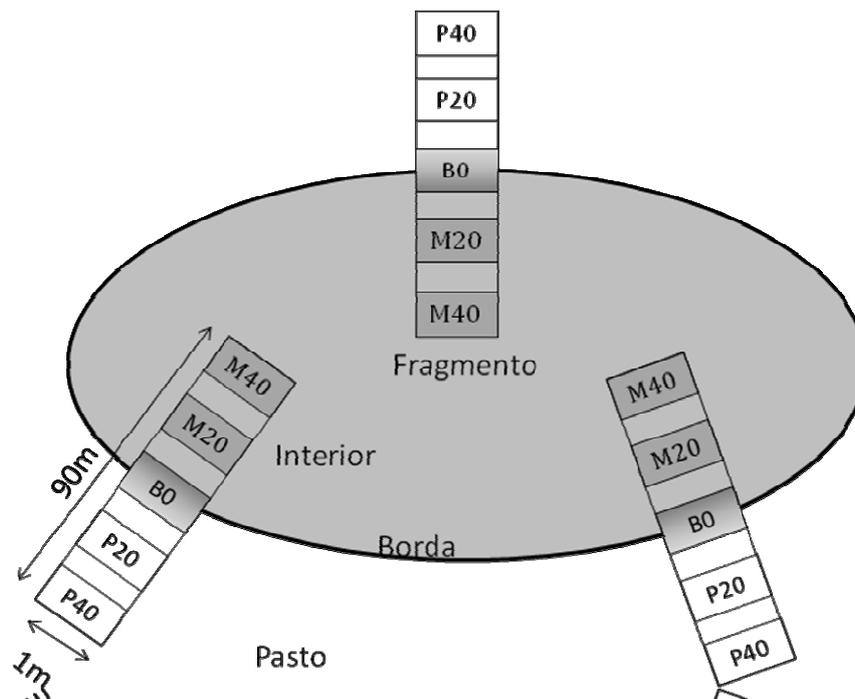


Figura 1. Esquema da posição dos blocos e das parcelas (tratamentos) em relação a um fragmento florestal. Os tratamentos são: P40 – situada no pasto a 40m da borda do fragmento; P20 – situada no pasto a 20m da borda; B0 – situada na borda do fragmento; M20– situada no interior do fragmento a 20m de distância da borda e M40 – situada no interior do fragmento a uma distância de 40m da borda do fragmento. As informações métricas não estão escala. Nesse esquema são mostrados apenas três blocos, mas o experimento foi realizado com seis blocos nesse fragmento.

## **Análise de dados**

A avaliação do efeito de hábitat no recrutamento de indivíduos novos foi feita através de Análise de Variância (ANOVA).. Os resíduos foram examinados graficamente para verificar se havia tendências ao longo da estimativa e homogeneidade das variâncias. Todos os dados de proporção foram transformados em arco-seno da raiz quadrada para se obter homogeneidade de variâncias conforme Underwood (1997).

A hipótese de que a probabilidade de morte de plantas de *M. urundeuva* no tempo ( $t + 1$ ) tenha sido influenciada pela densidade de plantas (número de indivíduos/m<sup>2</sup>) no intervalo de tempo anterior ( $t$ ) e pelo gradiente ambiental entre o interior da mata e o pasto, foi avaliada através de modelos de regressão logística. A taxa de mortalidade no tempo ( $t + 1$ ) foi estimada como o número de indivíduos mortos no tempo ( $t + 1$ ) dividido pelo número de indivíduos vivos no tempo ( $t$ ). Esta estimativa evita a autocorrelação temporal no uso do modelo de regressão logística. Esses modelos são análogos a regressão linear, mas são usados quando as respostas são categóricas (Jaccard 2001), como no caso da mortalidade. O  $Rho^2$  é equivalente ao  $R^2$  da regressão linear, porém em proporções diferentes, isto é, valores entre 20 e 40 são considerados como suficientes para validar o modelo. Uma curva foi ajustada para cada posição ao longo do gradiente formado entre interior do fragmento e o pasto (hábitats), e o efeito do hábitat foi avaliado através das diferenças entre as curvas de regressão logística com base nas estimativas do  $P_{50}$ , o qual representa a densidade em que a probabilidade de morte é de 50%. Em ambas as análises, o nível de significância considerado foi de  $p < 0,05$ .

### 9.3. Resultados

O recrutamento de *M. urundeuva* variou muito dentro dos tratamentos, mas não diferiu entre os tratamentos utilizados ( $F_{4,25} = 1,408$ ;  $p = 0,260$ ). A proporção média do recrutamento considerando todos os habitats foi de 5,4% (1494 indivíduos). No tratamento situado a 40m da borda na mata foi registrada a maior porcentagem média de recrutamento (12,6%) e na borda da mata a menor (2,2%) (Figura 2). A maior parte das sementes germinou logo no primeiro mês após a semeadura. Por outro lado, na casa de vegetação obteve-se um recrutamento total muito acima do que foi registrado no campo, sendo de 74,8% (157 indivíduos).

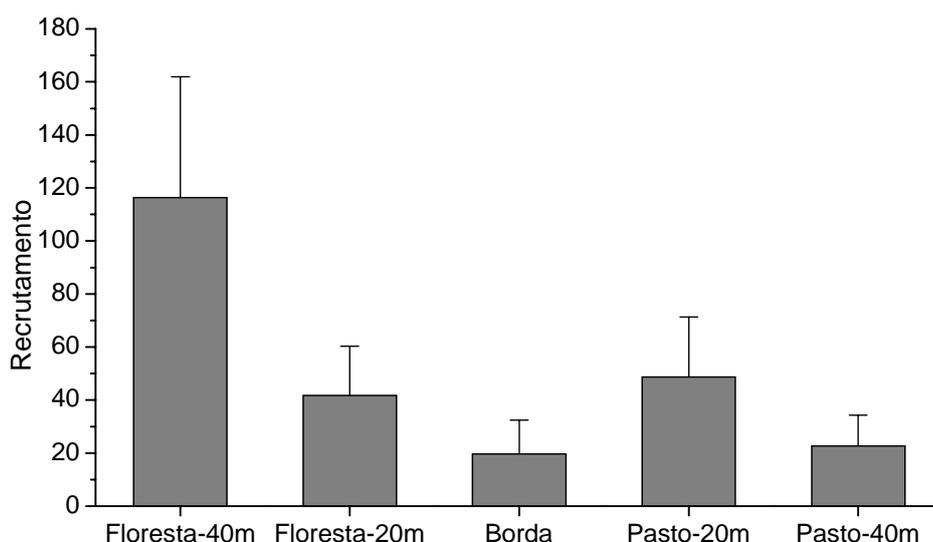


Figura 2. Recrutamento ( $\pm$  EP) de *M. urundeuva* nos cinco tratamentos ao longo de um gradiente ambiental do pasto ao interior da mata. Os dados foram transformados em arcoseno da raiz quadrada.

A probabilidade de morte de plantas jovens no tempo ( $t + 1$ ) foi fortemente influenciada pela densidade de plantas jovens no tempo anterior ( $t$ ) em todos os habitats, mas o padrão diferiu entre as diferentes distâncias da borda do fragmento (Tabela 1). Na posição “Floresta 40m, as plantas jovens alcançaram aproximadamente

50% de chance de morrer quando a densidade era de 4,34 indivíduos/m<sup>2</sup>, enquanto que na posição Floresta 20m este valor foi de apenas 1,54, mas as curvas não diferiram significativamente entre si (Tabela 1). Nas áreas abertas e degradadas as posições “Pasto 40m” e “Pasto 20m” as curvas também não diferiram significativamente entre si (Tabela 1), sendo que os menores índices de probabilidade de morte foram estimados nas parcelas em que a densidade no tempo anterior era abaixo 10 indivíduos/m<sup>2</sup> (Figura 3). Os habitats no interior da floresta diferiram dos habitats situados no pasto, com exceção do habitat “Floresta 40m” que não diferiu do “Pasto 40m”, mas o valor marginal da estimativa sugere uma tendência muito forte de que as curvas sejam diferentes (Tabela 1). Na borda do fragmento apesar do modelo geral ter apresentado uma probabilidade muito baixa em direção à hipótese nula, a estatística  $Rho^2$  foi também muito baixa sugerindo fortemente que o modelo da curva logística deve ser descartado (Tabela 1). Assim, os contrastes referentes à borda do fragmento não foram considerados, uma vez que o modelo de regressão logística não explicou a variação dos dados para esta posição.

Tabela 1. Resultados da regressão logística que avalia o efeito da densidade na mortalidade de plantas jovens de *Myracrodruon urundeuva* em cada nível de distância da borda do fragmento e os contrastes entre os diferentes níveis de distância. *G* representa a estimativa do teste e  $Rho^2$  a estatística McFadden's.  $P_{50}$  é o valor da densidade em que 50% dos indivíduos morrem,  $Rho^2$ . As probabilidades em negrito foram consideradas como significantes.

Distância	Modelo geral $\chi^2$			g.l.	Densidade	$P_{50}$
	<i>G</i>	<i>p</i>	$Rho^2$			
Floresta 40m	89,18	<0,001	0,44	2	2,360 ± 0,263	4,34
Floresta 20m	34,20	<0,001	0,22	2	1,918 ± 0,338	1,54
Borda	15,16	<0,001	0,03	2	-1,673 ± 0,439	6,01
Pasto 20m	54,95	<0,001	0,17	2	1,640 ± 0,237	3,66
Pasto 40m	42,09	<0,001	0,22	2	1,929 ± 0,331	3,66
Contrastes				Estimativa		<i>P</i>
Floresta 40m × Floresta 20m				0,275		0,373
Floresta 40m × Pasto 20m				0,631		<b>0,011</b>
Floresta 40m × Pasto 40m				0,486		0,089
Floresta 20m × Pasto 20m				0,906		<b>0,001</b>
Floresta 20m × Pasto 40m				0,761		<b>0,013</b>
Pasto 20m × Pasto 40m				0,146		0,569

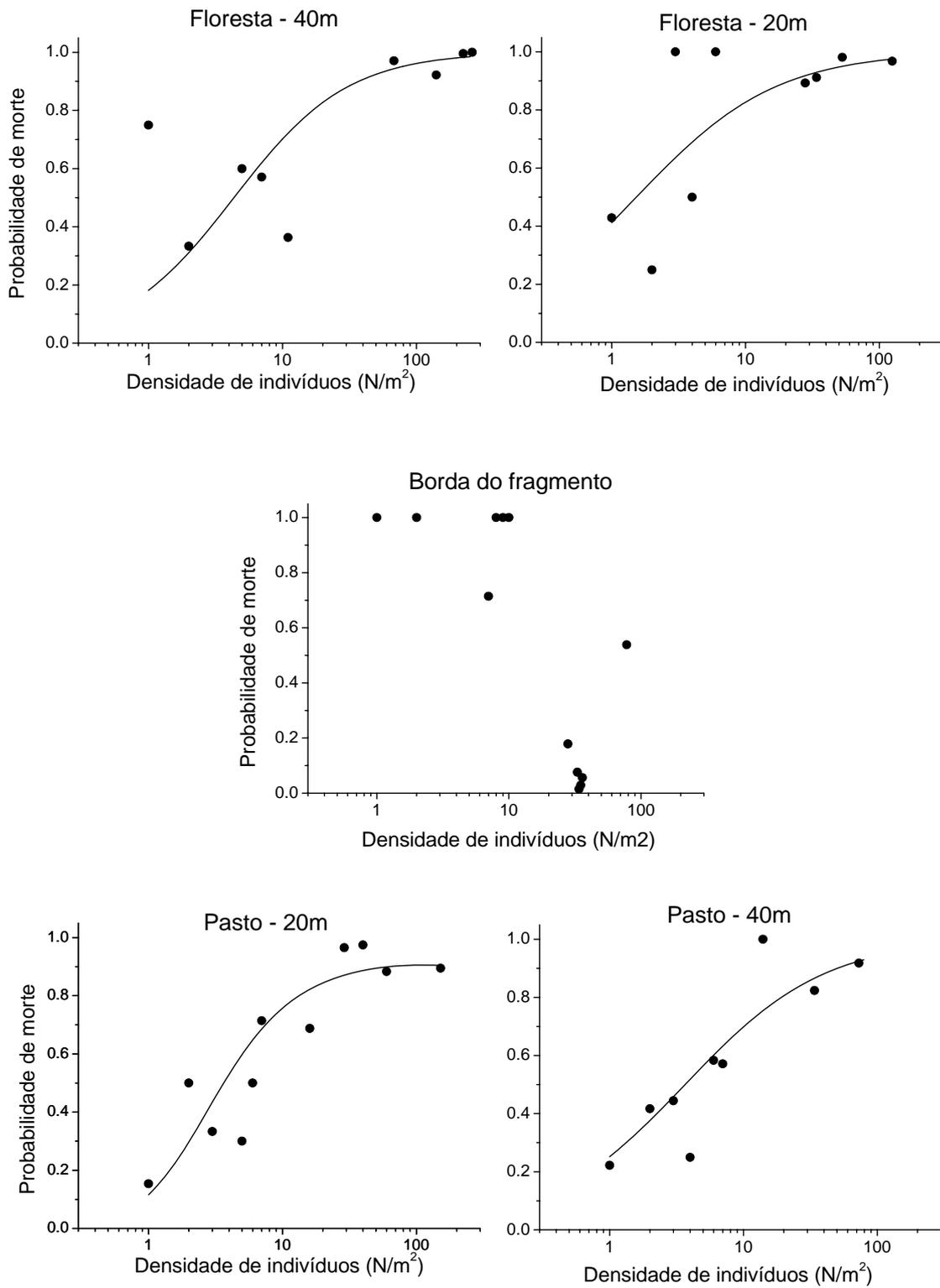


Figure 3. Relação entre a probabilidade média de morte e a densidade (número de plântulas por  $m^2$ ) nos cinco tipos de hábitat: interior do fragmento florestal a 40 e 20m a partir da borda, borda do fragmento, e no pasto adjacente ao fragmento florestal, a 20 e 40m a partir da borda.

#### 9.4. Discussão

O recrutamento de indivíduos jovens ocorreu principalmente no primeiro mês após o início do experimento sendo que foi registrada uma taxa quinze vezes menor (5.4%) no campo do que na casa de vegetação (74.8%). As sementes que estavam no campo podem não ter germinado devido às condições abióticas desfavoráveis que impedem a germinação. A hipótese de que as sementes que não germinaram estariam ainda no banco de sementes deve ser improvável porque este experimento foi acompanhado por aproximadamente um ano e estas sementes germinaram em aproximadamente um mês na casa de vegetação. Além disto, sementes de espécies de florestas tropicais raramente sobrevivem nos bancos de sementes por mais de um ano (Vázquez-Yanes e Orozco-Segovia 1993). Uma parte das sementes podem também ter germinado no campo e terem sido consumidas por vertebrados, invertebrados e/ou patógenos (Veja Hau 1997, Hammond *et al.* 1999), dentro do intervalo de tempo entre as visitas do monitoramento e portanto não terem sido registradas como recrutadas.

As sementes de *M. urundeuva* são consideradas fotoblásticas negativas preferenciais (Silva *et al.* 2002), embora germinem bem em locais sombreados e ensolarados. Diversos estudos realizados em câmaras de germinação têm mostrado que a germinabilidade de *M. urundeuva* pode variar de 20 a 90% dependendo do tratamento utilizado (Silva *et al.* 2002, Dorneles *et al.* 2005, Pacheco *et al.* 2006, Nunes *et al.* 2008). No entanto, em um experimento realizado na mesma área do presente estudo, Pereira (2007) encontrou um baixo recrutamento no pasto (1.6% a 8.5%) e propôs que este resultado poderia ser devido às altas variações de temperatura registradas no solo em áreas de pasto, ao baixo suprimento de água ou à predação de plântulas recém emergidas.

A temperatura tem sido considerada como um importante fator que regula a germinação da espécie estudada, apresentando maiores germinabilidades entre 20 e 30°C em câmaras de germinação (Silva *et al.* 2002). No presente estudo, os resultados do experimento de campo mostraram que a taxa de recrutamento de indivíduos jovens não variou ao longo do gradiente ambiental, apesar do interior florestal apresentar um menor variação de temperatura no solo do que normalmente ocorre em áreas de pasto (Nepstad *et al.* 1996). A taxa de recrutamento variou mais entre os microhábitats (réplicas) dentro de hábitats do que entre os hábitats (tratamentos), sugerindo a existência de um efeito espacial numa escala mais fina do que o gradiente proposto. O recrutamento das plântulas depende de microhábitats apropriados para a sua emergência e sobrevivência, pois são sensíveis a pequenas variações ambientais, principalmente da luz, temperatura, umidade ou mesmo altura e composição da serapilheira (Kotorová e Leps 1999, Clark *et al.* 2003, Scarpa e Valio 2008). Por outro lado a taxa de mortalidade de indivíduos jovens variou entre os hábitats (tratamentos) ao longo do gradiente. O efeito da densidade de co-específicos no intervalo de tempo ( $t$ ) sobre o risco de mortalidade de indivíduos jovens no intervalo de tempo ( $t + 1$ ) foi registrado em todos os hábitats, do pasto ao interior florestal, com exceção da borda do fragmento. Em todos estes locais o  $P_{50}$  ficou abaixo de 10 indivíduos/m<sup>2</sup>, isto é, em densidades de indivíduos no tempo anterior ( $t$ ) superiores a este valor o risco de mortalidade foi acima de 50%.

Os efeitos dependentes da densidade, geralmente negativos, sobre a sobrevivência de plântulas são considerados comuns nas regiões tropicais e são importantes fatores na regulação do tamanho populacional (Chesson 2000, Harms *et al.* 2000, Gratzler e Rai 2004, Queenborough *et al.* 2007, Comita e Hubbell 2009). Kotorová e Leps (1999) ao investigarem o efeito de fatores bióticos e abióticos sobre o

recrutamento de plântulas encontraram que a emergência e a sobrevivência das plântulas diminuíram nos locais onde plântulas co-específicas não foram removidas, provavelmente devido a um efeito da mortalidade dependente da densidade. No entanto, a relação entre o risco de mortalidade de *M. urundeuva* em  $(t+1)$  e a densidade de indivíduos em  $(t)$  diferiu entre os diferentes tratamentos. O efeito negativo densidade-dependente na sobrevivência das plantas jovens foi semelhante entre os dois habitats no interior do fragmento e entre as áreas no pasto. Mas quando se comparou, através de contrastes ortogonais, os dois tipos de habitats no interior do fragmento com os dois tipos de habitats no pasto, os resultados mostraram que a relação entre o risco de mortalidade dos indivíduos e a densidade diferiu entre o interior do fragmento e o pasto. O interior florestal é caracterizado por um microclima mais estável, úmido, mas com pouca quantidade de energia luminosa quando comparado com as pastagens (Jose *et al.* 1996, Alvarez-Aquino *et al.* 2004, Cadenasso *et al.* 1997). Na borda do fragmento, a densidade de indivíduos registrada no intervalo de tempo anterior  $(t)$  não influenciou significativamente o número de indivíduos no tempo  $(t + 1)$ . Esse resultado corroborou a hipótese de que as condições da borda diferiram dos demais ao longo do gradiente e que a densidade necessária para provocar um efeito negativo na sobrevivência das plantas jovens provavelmente era superior ao registrado neste experimento. Meiners *et al.* (2002) avaliaram a germinação e a sobrevivência de plântulas de três espécies arbóreas ao longo de um gradiente de borda do interior florestal ao campo abandonado em Nova Jersey, nos Estados Unidos. Seus resultados mostraram que a probabilidade de estabelecimento foi maior no campo do que no interior florestal para duas das espécies avaliadas. No entanto, Paraliussen *et al.* (2006) ao analisarem a sobrevivência de plântulas de cinco espécies arbóreas ao longo de um gradiente de borda em uma reserva florestal em Madagascar, verificaram que a sobrevivência de todas as espécies foi

menor no campo do que no interior florestal. Os autores propuseram que a disponibilidade de nutrientes no solo e/ou a graduação no microclima da borda florestal ao campo tenha influenciado o modelo observado. Assim, a borda de uma floresta apresenta efeitos complexos sobre o estabelecimento de cada espécie arbórea, que por sua vez, influenciam o modelo espacial e a composição de espécies de florestas em regeneração (Meiners *et al.* 2002). Diversos estudos têm mostrado que o estabelecimento de muitas espécies arbóreas depende da disponibilidade de luz, sugerindo que a regeneração pode ser facilitada em locais mais abertos, como em clareiras e bordas de mata (Belsky *et al.* 1993, Kobe 1999, Guariguata 2000, McLarem e McDonald 2003, Balderrama e Chazdon 2005).

## 9.5. Conclusão

Este estudo mostrou que apesar da taxa de recrutamento de novos indivíduos de *M. urundeuva* em fragmentos florestais, inseridas em áreas de pastagem, ser baixa e não diferir entre habitats ao longo do gradiente interior-borda-pasto, o efeito da densidade de co-específicos nos primeiros estágios de desenvolvimento das plantas influenciou o risco de mortalidade dos indivíduos em todos os habitats, com exceção da borda do fragmento. Além disto, esta relação variou entre os habitats ao longo deste gradiente, sugerindo que os fatores que limitam o crescimento da população na região de borda dos fragmentos variam entre estes habitats e que a borda do fragmento deve suportar um maior número de indivíduos jovens quando comparada com o pasto adjacente e o interior florestal. A regeneração da população de *M. urundeuva* deve depender da conservação destes locais. Esta hipótese é corroborada com os resultados empíricos do capítulo 1, que registrou um maior número de indivíduos jovens de *M. urundeuva* na borda destes fragmentos quando comparados a habitats localizados no interior dos

fragmentos. Sistemas heterogêneos apresentam gradientes na disponibilidade de luz e nutrientes de solo, bem como na abundância de herbívoros e patógenos, que poderiam compor um mosaico de ambientes com distintas qualidades para as plantas (Grubb 1977, Flores *et al.* 2006, Shimamura *et al.* 2006, Puerta-Piñero *et al.* 2007).

## 9.6. Referências Bibliográficas

Albuquerque, R.J., Rodrigues, L.V. e Viana, G.S.B. 2004. Análise clínica e morfológica da conjuntivite alérgica induzida por ovalbumina e tratada com chalcona em cobaias. *Acta Cirúrgica Brasileira* 19: 43-68.

Alvarez-Aquino, C., Williams-Linera, G. e Newton, A.C. 2004. Experimental native tree seedling establishment for the restoration of a Mexican cloud forest. *Restoration Ecology* 12: 412-418.

Andrade, M.W., Luz, J.M.Q., Lacerda, A.S. e Melo, P.R.A. 2000. Micropropagação da aroeira (*Myracrodruon urundeuva* Fr. All.). *Ciência e Agrotecnologia* 24: 174-180.

Balderrama, S.I.V. e Chazdon, R.L. 2005. Light-dependent seedling survival and growth of four tree species in Costa Rican second-growth rain forests. *Journal of Tropical Ecology* 21: 383-395.

Belsky, A.J., Mwonga, S.M., Amundson, R.G., Duxbury, J.M. e Ali, A.R. 1993. Comparative effects of isolated trees on their undercanopy environments in high- and low-rainfall savannas. *Journal of Applied Ecology* 30: 143-155.

Benítez-Malvido, J. e Lemus-Albor, A. 2005. The seedling community of tropical rain forest edges and its interaction with herbivores and pathogens. *Biotropica* 37: 301-313.

- Bertoni, J.E.A. e Dickfeldt, E.P. 2007. Plantio de *Myracrodruon urundeuva* Fr. All. (Aroeira) em área alterada de floresta: desenvolvimento das mudas e restauração florestal. *Revista do Instituto Florestal* 19: 31-38.
- Bloor, J.M. e Grubb, P.J. 2003. Growth and mortality in high and low light: trends among 15 shade-tolerant tropical rain forest tree species. *Journal of Ecology* 91: 77-85.
- Borges, C.A., Scheurer-Werle, H.J., Rosa, D.B., Paiva, D.J., Moraes, E.P. e Silva, L.B.S.M. 1997. Geomorfologia. In: Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai – PCBAP Meio Físico. Vol.II, Tomo I. MMA, PNMA, Brasília.
- Brown, S. e Lugo, A.E. 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6: 109-114.
- Buschbacher, R. 1986. Tropical deforestation and pasture development. *BioScience* 36: 23-27.
- Cadenasso, M.L. e Pickett, S.T.A. 2001. Effect of edge structure on the flux of species in to forest interiors. *Conservation Biology* 15: 91-97.
- Cadenasso, M.L., Traynor, M.M. e Pickett, S.T.A. 1997. Functional location of forest edges: gradients of multiple physical factors. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 774-782.
- Camargo, J.L. e Kapos, V. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 11: 205-221.
- Camargo, J.L.C., Ferraz, I.D.K. e Imakawa, A.M. 2002. Rehabilitation of degraded areas of Central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. *Restoration Ecology* 10: 636-644.

- Campelo-Júnior, J.H., Sandanielo, A., Caneppele, C.R. e Soriano, B.M.A. 1997. Climatologia. In: Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai – PCBAP Meio Físico. Vol.II, Tomo I. MMA, PNMA, Brasília.
- Carvalho, P.E.R. 2003. Espécies arbóreas brasileiras. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília.
- Chazdon, R.L. e Fetcher, N. 1984. Photosynthetic light environments in a lowland tropical rain forest in Costa Rica. *Journal of Ecology* 72: 553-564.
- Chesson, P. 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 343-366.
- Clark, D.A. e Clark, D.B. 1992. Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. *Ecological Monographs* 62: 315-344.
- Clark, J.S., Mohan, J., Dietze, M. e Ibañez, I. 2003. Coexistence: how to identify trophic trade-offs. *Ecology* 84: 17-31.
- Comita, L.S. e Hubbell, S. 2009. Local neighborhood and species' shade tolerance influence survival in a diverse seedling bank. *Ecology* 90: 328-334.
- Connell, J.H. 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine and in rain forest trees. In *Dynamics of populations* (Eds B.J. den Boer e G.R. Gradwell), pp. 298-310. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen.
- Dorneles, M.C., Ranal, M.A. e Santana, D.G. 2005. Germinação de diásporos recém-colhidos de *Myracrodruon urundeuva* Allemão (Anacardiaceae) ocorrente no cerrado do Brasil Central. *Revista Brasileira de Botânica* 28: 399-408.
- Duncan, R.S. e Duncan, V.E. 2000. Forest succession and distance from forest edge in na afro-tropical grassland. *Biotropica* 32: 33-41.

- EMBRAPA. 1999. Sistema brasileiro de classificação de solos. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Rio de Janeiro.
- Fernandes, D. N. e Sanford, Jr. R. L. 1995. Effects of recent land-use practices on soil nutrients and succession under tropical wet forest in Costa Rica. *Conservation Biology* 9: 915-922.
- Figueirôa, J.M., Barbosa, D.C.A. e Simabukuro, E.A. 2004. Crescimento de plantas jovens de *Myracrodruon urundeuva* Allemão (Anacardiaceae) sob diferentes regimes hídricos. *Acta Botânica Brasilica* 18: 573-580.
- Fischer, J. e Lindenmayer, D.B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265-280.
- Flores, O., Gourlet-Fleury, S. e Picard, N. 2006. Local disturbance, forest structure and dispersal effects on sapling distribution of light-demanding and shade-tolerant species in a French Guianian Forest. *Acta Oecologica* 29: 141-154.
- Fraver, S. 1994. Vegetation responses along edge-to-interior gradients in the mixed hardwood forests of the Roanoke River basin, North Carolina. *Conservation Biology* 8: 822-832.
- Gratzer, G. e Rai, P.B. 2004. Density-dependent mortality versus spatial segregation in early life stages of *Abies densa* and *Rhododendron hodgsonii* in central Bhutan. *Forest Ecology and Management* 192: 143-159.
- Grubb, P.J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Review* 52: 107-145.
- Guariguata, M.R. 2000. Seed and seedling ecology of tree species in neotropical secondary forests: management implications. *Ecological Applications* 10: 145-154.

- Hammond, D.S., Brown, V.K. e Zagt, R. 1999. Spatial and temporal patterns of seed attack and germination in a large-seeded neotropical tree species. *Oecologia* 119: 208-218.
- Haridasan, M. e Araújo, G.M. 1988. Aluminium accumulating species in two forest communities in the Cerrado region of Central Brazil. *Forest Ecology and Management* 24: 15-26.
- Harms, K.E., Wright, J.S., Calderon, O., Hernandez, A. e Herre, E.A. 2000. Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. *Nature* 404: 493-495.
- Hau, C.H. 1997. Tree seed predation on degraded hillsides in Hong Kong. *Forest Ecology and Management* 99: 215-221.
- Holl, K. D. 1999. Factors limiting tropical moist forest regeneration in agricultural land: soil, microclimate, vegetation and seed rain. *Biotropica* 31: 229-242.
- Holl, K. D., Loik, M. E., Lin, E. H. V. e Samuels, I. A. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* 8: 339-349.
- Howe, H.F. e Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 201-228.
- Hutchings, M.J., John, E.A. e Wijesinghe, D.K. 2003. Toward understanding the consequences of soil heterogeneity for plant populations and community. *Ecology* 84: 2322-2334.
- Jaccard J. 2001. Interaction effects in logistic regression. Sage University Paper, London.
- Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *American Naturalist* 104: 501-528.

- Jose, S., Gillespie, R.A., George, S.J. e Kumar, M. 1996. Vegetation responses along edge-to-interior gradients in a high altitude tropical forest in peninsular India. *Foresty Ecology and Management* 87: 51-62.
- Junior, C.F.C., Souza, R.A., Martins, E.R. e Sampaio, R.A. 2007. Crescimento de aroeira sob adubação com lodo de esgoto e silicato visando a revegetação de área degradada. *Revista Brasileira de Biociências* 5: 261-263.
- Klanderud, K., Mbolatiana, H.Z.H., Vololomboahangy, M.N., Radimbison, M.A., Roger, E., Totland, O. e Rajeriarison, C. 2010. Recovery of plant species richness and composition after slash-and-burn agriculture in a tropical rainforest in Madagascar. *Biodiversity and Conservation* 19: 187-204.
- Kobe, R.K. 1999. Light gradient partitioning among tropical tree species through differential seedling mortality and growth. *Ecology* 80: 187-201.
- Kotorová, I. e Leps, J. 1999. Comparative ecology of seedling recruitment in na oligotrophic meadow. *Journal of Vegetation Science* 10: 175-186.
- Lorenzi, H. 2002. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 2 ed. Editora Plantarum, Nova Odessa, São Paulo. 384p.
- Matos, F.J.A. 1999. Plantas de medicina popular do Nordeste: propriedades atribuídas e confirmadas. Fortaleza: Edições UFC. 80p.
- McLaren, K.P. e McDonald, M.A. 2003. The effects of moisture and shade on seed germination and seedling survival in a tropical dry forest in Jamaica. *Foresty Ecology and Management* 183: 61-75.
- Meiners, S.J., Pickett, S.T.A. e Handel, S.N. 2002. Probability of tree seedling establishment changes across a forest-old Field edge gradient. *American Journal of Botany* 89: 466-471.

- Melo, J.T. 1991. Aroeira: característica e aspectos silviculturais. Planaltina: Embrapa CPAC, Brasília (Documentos 38).
- Ministério do Meio Ambiente. 2008. Lista oficial das espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção. Instrução normativa nº 06, de 23 de setembro de 2008.
- Nepstad, D.C., Uhl, C., Pereira, C.A. e Cardoso da Silva, J.M. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature Forest of eastern Amazônia. *Oikos* 76: 25-39.
- Norden, N., Chave, J., Belbenoit, P., Caubère, A., Châtelet, P., Forget, P.M., Riéra, B., Viers, J. e Thébaud, C. 2009. Interspecific variation in seedling responses to seed limitation and habitat conditions for 14 neotropical woody species. *Journal of Ecology* 97: 186-197.
- Nunes, Y.R.F., Fagundes, M., Almeida, M.F.H.S. e Veloso, M.D.M. 2008. Aspectos ecológicos da aroeira (*Myracrodruon urundeuva* Allemão-Anacardiaceae): fenologia e germinação de sementes. *Revista Árvore*: 32: 233-243.
- Oosterhoorn, M. e Kappelle, M. 2000. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. *Forest Ecology and Management* 126: 291-307.
- Pacheco, M.V., Matos, V.P., Ferreira, R.L.C., Feliciano, A.L.P. e Pinto, K.M.S. 2006. Efeito de temperaturas e substratos na germinação de sementes de *Myracrodruon urundeuva* Fr. All. (Anacardiaceae). *Revista Árvore* 30: 359-367.
- Paes, J.B., Morais, V.M. e Lima, C.R. 2002. Resistência das madeiras de aroeira (*Myracrodruon urundeuva*), cássia (*Senna siamea*) e ipê (*Tabebuia impetiginosa*) a fungos e cupins xilófagos, em condições de laboratório. *Floresta e Ambiente* 9: 135-144.

- Pareliussen, I., Olsson, G.A. e Armbruster, W.S. 2006. Factors limiting the survival of native tree seedlings used in conservation efforts at the edges of forest fragments in upland Madagascar. *Restoration Ecology* 14: 196-203.
- Paula, J. E. e Alves, J. L. 1997. Madeiras nativas: anatomia, dendrologia, dendrometria, produção e uso. Fundação Mokiti Okada – MOA, Brasília.
- Pereira, S.R. 2007. Avaliação do modelo de Janzen-Connel em áreas degradadas: um estudo de caso com aroeira-verdadeira *Myracroduton urundeuva* M. Allemão (Anacardiaceae). Dissertação de mestrado, Departamento de Biologia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Peters, H. A. 2003. Neighbour-regulated mortality: the influence of positive and negative density dependence on tree populations in species-rich tropical forests. *Ecology Letters* 6: 757–765.
- Picó, F.X. e Retana, J. 2008. Age-specific, density-dependence and environment-based mortality of a short-lived perennial herb. *Plant Biology* 10: 374-381.
- Pinto, J.R.R. 1999. Perfil florístico e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso. *Revista Brasileira de Botânica* 22: 53-67.
- Puerta-Piñero, C., Gómez, J.M. e Valladares, F. 2007. Irradiance and oak seedling survival and growth in a heterogenous environment. *Forest Ecology and Management* 242: 462-469.
- Queenborough, S.A., Burslem, D.F.R.P., Garwood, N.C. e Valencia, R. 2007. Neighborhood and community interactions determine the spatial pattern of tropical tree seedling survival. *Ecology* 88: 2248-2258.

- Riginos C. 2009. Grass competition suppresses savanna tree growth across multiple demographic stages. *Ecology* 90:335-340.
- Rodrigues, L.V. 1999. Análise morfológica e morfométrica da colite induzida por ácido acético, em ratos, e tratada com extratos vegetais (*Myracrodruon urundeuva* Fr. All.). Tese de doutorado. Universidade Federal de São Paulo, São Paulo. 50p.
- Sauders, D.A., Hobbs, R.J. e Margules, C. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Scarpa, F.M. e Valio, I.F.M. 2008. Relationship between seed size and litter effects on early seedling establishment of 15 tropical tree species. *Journal of Tropical Ecology* 24:569–573.
- Shimamura, T., Momose, K. e Kobayashi, S. 2006. A comparison of sites suitable for the seedling establishment of two co-occurring species, *Swintonia glauca* and *Stemonurus scorpioides*, in a tropical peat swamp forest. *Ecological Restoration* 21: 759-767.
- Silva, L.M.M., Rodrigues, T.J.D. e Aguiar, I.B. 2002. Efeito da luz e da temperatura na germinação de sementes de aroeira (*Myracrodruon urundeuva* Allemão). *Revista Árvore* 26: 691-697.
- Siqueira, A.C.M.F. e Figliolia, M.B. 1987. Maturação de sementes de *Astronium urundeuva* (Fr. All.). In: Congresso Brasileiro de Sementes. Gramado Resumos. Brasília ABRATES, p 152.
- Svenning, J. 2000. Small canopy gaps influence plant distributions in the rain forest understory. *Biotropica* 32: 252-261.
- Underwood, A.J. 1997. *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, New York. USA.

- Uriarte, M., Canham, C.D., Thompson, J., Zimmerman, J.K. e Brokaw, N. 2005. Seedling recruitment in a hurricane-driven tropical forest: light limitation, density-dependence and the spatial distribution of parent trees. *Journal of Ecology* 93: 291-304.
- Vasconcelos, H.L. e Luizão, F. 2004. Litter production and litter nutrient concentrations in a fragmented Amazonian landscape. *Ecological Applications* 14: 884-892.
- Vázquez-Yanes, C. e Orozco-Segovia, A. 1993. Patterns of achen storage and germination in the tropical rainforest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 24: 69-87.
- Wassie, A., Sterck, F.J. Teketay, D. e Borgers, F. 2009. Tree regeneration in church forests of Ethiopia: effects of microsites and management. *Biotropica* 41: 110-119.
- Webb, C.O. e Peart, D.R. 1999. Seedling density dependence promotes coexistence of Bornean rain forest trees. *Ecology* 80: 2006-2017.
- Wright, S.J. 2002. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia*. 130:1-14.
- Young, T.P., Petersen, D.A. e Clary, J.J. 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters* 8: 662-673.

## 10. CONSIDERAÇÕES FINAIS

*Myracrodruon urundeuva* foi intensamente explorada em grande parte do território nacional devido à alta resistência e ao valor econômico da sua madeira, tornando-se escassa em todas as suas áreas de ocorrência. Em 1991, o governo brasileiro proibiu sua exploração (Portaria nº 83 de 26.09.1991), embora ainda venha sendo extraída ilegalmente para a produção de postes, mourões, cercas, vigas, móveis, dentre outros. Como consequência, a espécie continua inserida na lista oficial da flora brasileira ameaçada de extinção, na classe vulnerável. A redução do seu tamanho populacional pode ter sido influenciada por uma associação de vários fatores como o desmatamento, o corte seletivo dos indivíduos adultos, a alteração da paisagem com uma consequente redução de habitats apropriados para o seu estabelecimento, bem como de suas características biológicas como o baixo recrutamento e o crescimento lento. Considerando essas informações, os resultados do presente estudo permitiram a descrição da estrutura e dinâmica populacional, distribuição espacial e da seleção de habitats mais favoráveis para o estabelecimento de *M. urundeuva* em remanescentes florestais.

A população amostrada de *M. urundeuva* na mata ciliar do Rio da Prata entre os anos de 2007 e 2009 apresentou uma estrutura formada principalmente por indivíduos jovens e houve uma diminuição de indivíduos das menores para as maiores classes de tamanho. A abundância desses indivíduos foi maior na borda da mata e diminuiu em direção ao interior florestal. Ao longo do gradiente estudado (borda – interior florestal) foi registrado uma distribuição diferencial das classes de tamanho, de forma que as plantas jovens foram mais abundantes na borda da mata e os adultos no interior florestal. Esse padrão na distribuição das classes de tamanho pode ter sido o resultado

de um baixo sucesso no estabelecimento das plântulas no interior florestal. Como a espécie estudada depende de luz para a sua sobrevivência, uma diminuição na disponibilidade de luz nesse gradiente pode ter influenciado negativamente o recrutamento dos novos indivíduos no interior florestal. A alometria dos indivíduos jovens e adultos sugeriu que essas plantas são mais altas em relação ao diâmetro no centro da mata do que na borda, reforçando a hipótese de que a luz seja um fator determinante para o seu estabelecimento.

Além disso, a espécie apresentou um padrão espacial agregado na maioria dos locais amostrados na mata ciliar. *Myracrodruon urundeuva* é uma espécie anemocórica, caracterizada por apresentar uma limitação na capacidade de dispersão. Essa particularidade associada com sua dependência de luz pode ter sido um dos principais fatores responsáveis pelo seu padrão espacial. No entanto, a agregação espacial diminuiu com o aumento do diâmetro dos indivíduos, de forma que os indivíduos jovens apresentaram uma distribuição agregada e os adultos, uma distribuição uniforme. Essa mudança no modelo espacial prevê um menor agrupamento dos indivíduos adultos que os jovens, decorrente do efeito dependente da densidade. Assim, as condições ambientais presentes na borda da mata, como a alta disponibilidade de luz, devem ter influenciado o padrão espacial, que é determinado pelo crescimento, mortalidade e recrutamento de indivíduos dentro da população.

Baseado nos resultados obtidos acima e segundo o modelo populacional utilizado, *M. urundeuva* apresentou um alto potencial de regeneração ( $\lambda > 1$ ) na mata ciliar do Rio da Prata. Entretanto, a distribuição de tamanho dos indivíduos não alcançou a estabilidade, o que torna as previsões futuras ainda não conclusivas. A não estabilidade da estrutura de tamanho desta população se deve possivelmente a mudanças nas condições ambientais do hábitat. A matriz na qual a mata ciliar está inserida era

composta por plantações de milho que foram abandonadas e que atualmente se encontram em estágios iniciais de sucessão florestal. A sobrevivência dos indivíduos jovens e adultos foi a principal taxa vital responsável pelo crescimento populacional. Como *M. urundeuva* é uma espécie arbórea emergente no dossel florestal e sua madeira possui alta densidade (1 a 1.21 g/m<sup>3</sup>), a taxa de crescimento anual dos indivíduos é baixa e assim, a sobrevivência, mais do que o crescimento é determinante para o aumento populacional. Logo, a melhor forma de aumentar a probabilidade de persistência dessa população, é proteger os indivíduos jovens na borda da mata, aumentando sua sobrevivência, e continuar proibindo o corte seletivo dos indivíduos adultos, principalmente dos reprodutivos.

A importância da borda da mata para esse potencial de regeneração da espécie foi corroborada com os resultados obtidos no experimento realizado em um gradiente ambiental, do pasto ao interior florestal. Este estudo mostrou que apesar da taxa de recrutamento de novos indivíduos de *M. urundeuva* não difer ao longo desse gradiente, o efeito da densidade de plântulas co-específicas influenciou o risco de morte dos indivíduos em todos os habitats, com exceção da borda. Esse resultado sugere que a borda do fragmento deve suportar um maior número de indivíduos jovens quando comparada com o pasto adjacente e o interior florestal, conforme foi observado durante o estudo da estrutura populacional, descrito acima.

Esse estudo mostrou que nos remanescentes naturais, onde *M. urundeuva* não esteja sendo extraída, sua regeneração pode estar ocorrendo principalmente em ambientes de borda de mata. As condições ambientais presentes na borda, circundada por pastagens em recuperação, favoreceram o recrutamento e a sobrevivência das plantas jovens, e conseqüentemente seu crescimento populacional. Portanto, sua regeneração populacional deve depender também da conservação desses locais.

## 11. ANEXOS



Figura 1. Mata ciliar do Rio da Prata na Fazenda Nossa Senhora Aparecida.



Figura 2. Borda da mata ciliar do Rio da Prata inserida em uma matriz de pastagem em regeneração.



Figura 4. Plântulas de *Myracrodruon urundeuva* marcadas durante o experimento de campo na Fazenda Jatobá, MS.



Figura 5. Indivíduos adultos de *Myracrodruon urundeuva* na borda da mata ciliar do Rio da Prata, na Fazenda Nossa Senhora Aparecida.



Figura 6. Frutificação de *Myracrodruon urundeuva* em área de pastagem, na Fazenda Jatobá.

# Livros Grátis

( <http://www.livrosgratis.com.br> )

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)  
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)  
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)  
[Baixar livros de Matemática](#)  
[Baixar livros de Medicina](#)  
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)  
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)  
[Baixar livros de Meteorologia](#)  
[Baixar Monografias e TCC](#)  
[Baixar livros Multidisciplinar](#)  
[Baixar livros de Música](#)  
[Baixar livros de Psicologia](#)  
[Baixar livros de Química](#)  
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)  
[Baixar livros de Serviço Social](#)  
[Baixar livros de Sociologia](#)  
[Baixar livros de Teologia](#)  
[Baixar livros de Trabalho](#)  
[Baixar livros de Turismo](#)