

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Energia Nuclear na Agricultura**

Fragmentação em paisagem de Cerrado e sua implicação em dinâmicas ecológicas

Andrea Santos Garcia

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Área de concentração: Ecologia
Aplicada

**Piracicaba
2014**

Andrea Santos Garcia
Bióloga

Fragmentação em paisagem de Cerrado e sua implicação em dinâmicas ecológicas

Orientadora:
Profa.Dra. **MARIA VICTORIA RAMOS
BALLESTER**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Área de concentração: Ecologia
Aplicada

**Piracicaba
2014**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP**

Garcia, Andrea Santos

Fragmentação em paisagem de Cerrado e sua implicação em dinâmicas ecológicas /
Andrea Santos Garcia. - - Piracicaba, 2014.
110 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Centro
de Energia Nuclear na Agricultura, 2014.

1. Ecologia da paisagem 2. Fenologia 3. Efeito de borda 4. Genética da paisagem
I. Título

CDD 574.5
G216f

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

Aos meus pais, Maria Alice dos Santos Garcia e Sergio Desimone Garcia, e irmãos, Rafael e Luca, por demonstrarem tamanha compreensão e serem meu apoio e exemplo de vida

Dedico

AGRADECIMENTOS

Meus sinceros agradecimentos a todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para a construção, desenvolvimento e conclusão dessa pesquisa científica. Em especial, gostaria de agradecer:

Em primeiro lugar, à Profa. Dra. Maria Victoria Ramos Ballester, pela orientação, apoio, amizade e toda liberdade e confiança concedida no desenvolvimento deste trabalho.

Aos meus amigos do Laboratório de Análise Ambiental e Geoprocessamento: Henrique Sawakuchi, Mariana Seide, Fernanda Reichardt, Rodney Rizzo, Marston Franceschini, Deise Furlan, Eliete Sousa, Gabriel Lui, Rosangela Montani, Ricardo Raele e Luis Senicato, pelas inúmeras conversas, idéias e ajudas em tudo o que eu precisei. Espero que eu tenha feito por vocês pelo menos um pouco do que vocês fizeram por mim.

À Profa. Dra. Angela Bagnatori Sartori, Prof. Dr. Antonio Figueira, Dr. Eduardo Bressan, Raquel Orsi, Felipe Campana e Dr. Alexandre Sebbenn pelo apoio com a logística, laboratório, planilhas e textos.

Ao Luiz Acorci e Carmen Recalde pela infinita colaboração e incentivo com minha pesquisa e por me receber na Fazenda Forquilha durante todos esses meses. Ao Luiz e Flávia por acompanharem cada passo e serem tão solícitos.

Ao Gabriel Ortega, Wellyngton Ayala, Alexandre Guillon, Guilli Silveira e Luca Garcia por fazerem parte da minha rotina de campo e tornarem tudo mais fácil.

A todos no Departamento *Plant Science* na *University of Cambridge*, pela hospitalidade, sugestões, conhecimento compartilhado e risos fáceis. Em especial a Jéssica Fonseca e David Coomes por me receberem.

Ao Programa de Pós Graduação Interunidades em Ecologia Aplicada, em especial a Mara Casarim, pelo apoio e prestatividade.

Ao Governo de São Paulo e Governo Federal, representados respectivamente pela Universidade de São Paulo e CAPES, pelos subsídios e concessão da bolsa de estudo. Ainda à família Garcia pelo complemento orçamentário para a concretização deste trabalho.

Aos familiares e amigos que sempre deram uma palavra de incentivo e se dispunham à discussão da ciência, política, ações e, no fim, contribuíram muita na minha contínua formação profissional e pessoal.

EPIGRAFE

“A maior riqueza do homem
é a sua incompletude.
Nesse ponto sou abastado.
Palavras que me aceitam como
sou - eu não aceito.
Não aguento ser apenas um
sujeito que abre
portas, que puxa válvulas,
que olha o relógio, que
compra pão às 6 horas da tarde,
que vai lá fora,
que aponta lápis,
que vê a uva etc. etc.
Perdoai
Mas eu preciso ser Outros.
Eu penso renovar o homem
usando borboletas”.

Manoel de Barros
(Retrato do artista quando coisa)

SUMÁRIO

RESUMO	11
ABSTRACT	13
1 INTRODUÇÃO	15
2 MUDANÇA DA COBERTURA E USO DO SOLO EM PAISAGEM DE CERRADO, ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL GUARIROBA, MS, BRASIL	21
2.1 Introdução	22
2.2 Materiais e métodos	23
2.2.1 Área de estudo	23
2.2.2 Histórico da área	25
2.2.3 Análise espaço-temporal da paisagem	27
2.3 Resultados e discussão	33
2.3.1 Classificação de imagens	33
2.3.2 Mudança na cobertura e uso do solo	34
2.3.3 Forçantes na mudança da paisagem	49
2.3.4 Métricas de paisagem para classes florestadas	51
2.4 Conclusões	54
3 FENOLOGIA REPRODUTIVA EM PAISAGEM FRAGMENTADA DE CERRADO, BRASIL	61
3.1 Introdução	61
3.2 Materiais e métodos	63
3.2.1 Área de estudo	63
3.2.2 Espécie modelo	65
3.2.3 Análise fenológica	67
3.3 Resultados e discussão	68
3.4 Conclusões	72
4 DISPERSÃO E GENÉTICA DA ESPÉCIE AMEAÇADA DE EXTINÇÃO <i>Hymenaea stignocarpa</i> EM PAISAGEM FRAGMENTADA DE CERRADO	78
4.1 Introdução	79
4.2 Materiais e métodos	81
4.2.1 Espécie modelo	81
4.2.2 Área de estudo e amostragem	82
4.2.3 Extração de Ácido Desoxirribonucleico (DNA) e análise do perfil genético	83
4.2.4 Amplificação e análise de microssatélites	84
4.2.5 Análises da diversidade genética e endogamia	86
4.2.6 Análises da distribuição espacial dos genótipos	86
4.2.7 Estimativa de fluxo de pólen e sementes	87
4.3 Resultados e discussão	88
4.3.1 Desequilíbrio de ligação, diversidade genética e endogamia	88
4.3.2 Diversidade genética e endogamia nas gerações	92
4.3.3 Estrutura genética espacial	93
4.3.4 Fluxo gênico realizado: pólen e sementes	94
4.3.5 Coancestria entre candidatos a pais e regenerantes	99
4.4 Conclusões	101
5 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	109

RESUMO

Fragmentação em paisagem de Cerrado e sua implicação em dinâmicas ecológicas

O Cerrado é o segundo maior bioma da América do Sul, o qual apresenta as maiores taxas de conversão da cobertura natural em áreas antropizadas. Assim, o conhecimento sobre os processos e padrões de mudanças da cobertura e uso do solo e as implicações dessas mudanças sobre as dinâmicas ecológicas na paisagem são essências para manutenção e conservação deste bioma. Este trabalho teve como objetivo principal descrever o processo de mudança da cobertura do solo e fragmentação da paisagem natural, assim como analisar os efeitos da mesma na fenologia, dispersão e diversidade genética de uma espécie arbórea ameaçada de extinção (*Hymenaea stignocarpa*) na Bacia do Córrego Guariroba, estado de Mato Grosso do Sul. Nesta região, a conversão de grande parte das áreas naturais foi realizada antes de 1975. O aumento das pastagens, rebanho bovino e população municipal estão negativamente correlacionados com a redução de áreas de cobertura natural. Entre 1975 e 2011 a APA Guariroba passou por uma reconfiguração espacial, com progressiva perda de áreas naturais, aumento no número de fragmentos e diminuição de conexão entre os remanescentes. Na transição entre coberturas do solo, a degradação foi um importante processo agindo sobre áreas florestadas ou destinadas ao pastoreio. As transições apresentaram padrões espaciais, como mudança em blocos ou crescimento em área, e distribuições específicas. O padrão sazonal de floração e frutificação não diferiu em regiões de borda de fragmento e interior. Contudo, mesmo havendo mais indivíduos florindo na borda dos fragmentos, a quantidade de indivíduos frutificando foi a mesma para as duas regiões. Densidade da vegetação, altura dos indivíduos e distância do indivíduo em relação à borda foram as variáveis relacionadas com as atividades reprodutivas. Foi detectado fluxo gênico entre as subpopulações localizadas em fragmentos espacialmente isolados, e também árvores localizadas fora dos fragmentos florestais. Embora as subpopulações não diferiram quanto à diversidade genética, a subpopulação espacialmente mais distante também é aquela com maior distância genética. A diversidade genética também não foi alterada quando comparadas as gerações. Porém, a estrutura genética espacial diferiu, correspondendo a uma alteração no padrão dos agentes dispersores e dinâmica populacional de *H. stignocarpa*. De acordo com o conjunto dos resultados apresentados, a Bacia do Guariroba precisa de ações de manejo explicitamente espaciais. Ainda, a recomposição da bacia seria mais eficiente se considerasse modelos de metapopulações e ecologia da paisagem, utilizando trampolins ecológicos e unidades da paisagem como gradientes de mudança.

Palavras-chave: Ecologia da paisagem; Fenologia; Efeito de borda; Genética da paisagem

ABSTRACT

Fragmentation in Cerrado landscape and its implication in ecological dynamics

Cerrado is the second largest biome in South America and is undergoing the highest rates of natural vegetation conversion into antropic areas. Thus, knowledge about land cover and land use change patterns and process, and their implications on ecological dynamics, are essential to Cerrado conservation. This research aimed to describe land cover and land use change process, and analyse fragmentation effects on phenology, dispersion and genetic diversity of endangered tree (*Hymenaea stagnocarpa*). Most of APA Guariroba was modified since before 1975. Increasing in pasturelands, herd cattle and municipality population was negatively related to natural cover. Between 1975 and 2011, APA Guariroba went through spatial reconfiguration. It was accompanied by progressive natural areas loss, increasing in number of fragments and decrease in connection among fragments. Degradation played an important role in land cover transition, acting on forest and pasturelands. Transitions showed patterns as blocks and increasing area from seed point, it also had specific spatial distribution. Flowering and fruiting sazonal pattern was the same for core areas and edge areas. Even thought, more trees were flowering on the edge areas, fruiting activity was the same for both regions. Vegetation density, tree height and distance of trees from edge were the variables related to reproductive activities. Gene flux was detected among subpopulations spatially isolated, and trees located outside of fragments. Although subpopulations had similar genetic diversity, most isolated subpopulation was also the most dissimilar one. Genetic diversity neither changed when comparing generations. However spatial genetic structure was different for adults and juveniles. That difference was probably due to changes in dispersal patterns and population dynamics. According to results, spatial explicit management actions have to be built for APA Guariroba. Also, watershed recovery would be more efficient if metapopulation and landscape ecology models were considerate together. Thus, using step-stones model and some landscape units as transition units from forest to pasturelands.

Keywords: LCLU change; Phenology; Dispersal; Cerrado conservation

1 INTRODUÇÃO

Os crescimentos demográficos, econômicos, agropecuário, industrial e urbano, associados aos modelos de consumo adotados desde a revolução industrial, têm resultado em um aumento contínuo e crescente da pressão sobre os recursos naturais, particularmente os não renováveis. Os impactos decorrentes dessas atividades humanas em um período de tempo relativamente curto resultaram em alterações profundas das condições e processos geológicos, entre estas, destacam-se mudanças: na erosão e transporte de sedimentos, associadas a uma variedade de processos antrópicos como colonização, agropecuária, urbanização e aquecimento global, e na composição química da atmosfera, oceanos e solos, com perturbações significativas nos ciclos de elementos como carbono, nitrogênio e fósforo (Crutzen e Stoermer, 2000).

A partir de 1950, as mudanças na biosfera decorrentes da ação humana atingiram níveis sem precedentes. Em apenas meio século, os ecossistemas foram modificados mais rapidamente e em maior extensão do que em qualquer outro período na história do homem (MEA, 2005). Por exemplo, a América do Sul perdeu 4,0 milhões ha.ano⁻¹ de vegetação nativa entre 2000 e 2010 (FAO, 2013). Cerca de 2 bilhões de hectares (ou 23 % das áreas antropizadas) foram considerados em 2010 como degradados devido à inabilidade do homem em estagnar, gerir adequadamente ou simplesmente falhar em investir em uma produção sustentada (Ellis *et al.*, 2010). Se continuarmos com os padrões atuais de consumo, até 2030, a demanda mundial por alimentos e energia quase duplicará, por água doce aumentará 30 % e várias culturas poderão ser usadas para produzir bioenergia e para outros fins industriais (Beddington, 2010). Como uma das principais conseqüências deverá haver maior demanda por produtos agrícolas tradicionais e novos, o que poderá acarretar mudanças no uso do solo, conseqüências de longo prazo e impactos sociais, econômicos e nos serviços ecossistêmicos (Ballester *et al.*, 2013).

A conversão de habitats contínuos em áreas fragmentadas afeta processos ecológicos, como dispersão de sementes, polinização e ciclo de nutrientes (Hanada, 2004). A fragmentação da paisagem e a perda de habitat podem provocar alterações estruturais e funcionais em comunidades florestais tropicais (Laurance, 2001), principalmente em decorrência das alterações físicas e ecológicas provenientes do isolamento (Bierregaard *et al.*, 1992). Em paisagens nas qual a vegetação nativa é fragmentada, podem ocorrer alterações da abundância de algumas espécies devido às mudanças na estrutura física do seu habitat (Bierregaard *et al.*, 1992), na competição com invasores (Saunders, Hobbs e Margules, 1991),

extinção de pequenas populações (Macarthur e Wilson, 1967), no aumento da predação e do parasitismo (Paton, 1994). Características como tamanho (área) e forma dos fragmentos, distância de outros fragmentos e composição da matriz onde eles estão inseridos, influenciam na área efetiva (Laurance e Yensen, 1991; Scariot *et al.*, 2003; Nascimento e Laurance, 2006; Laurance *et al.*, 2007). Por sua vez, pesquisas sobre biologia da conservação (Fischer e Lindenmayer, 2007). Essas alterações são consideradas uma ameaça à biodiversidade global (Foley *et al.*, 2005), bem como para quase todos os grupos taxonômicos da flora e fauna conhecidos (Benitez-Malvido, 1998; Pires *et al.*, 2002).

No Brasil, o Cerrado tem elevada importância para a economia local, regional e nacional, sendo responsável por 25 % da produção nacional de grãos, 40 % do rebanho bovino e metade das quase 10 milhões de toneladas de carvão vegetal produzidas anualmente no país (IPEA, 2011). A utilização de tecnologias pouco adequadas e a grande extensão territorial das ocupações, associadas ao desmatamento indiscriminado e às queimadas causam problemas como a perda de solos por erosão, poluição hídrica e atmosférica e perda de biodiversidade (Quesada *et al.*, 2004; Klink e Machado, 2005).

O Cerrado possui grande riqueza fisionômica, reunindo formações vegetacionais florestais, savânicas e campestres, resultando em alto endemismo e diversidade biológica (Mendonça *et al.*, 1998; Da Silva e Bates, 2002; Ratter, Bridgewater e Ribeiro, 2006). Apesar de abrigar uma das floras mais ricas do mundo, com mais de 7000 espécies, e apresentar elevados níveis de endemismo, apenas 2,2 % da área do Cerrado encontra-se protegida por Lei e 33 mil km² do bioma estão em áreas de conservação (Klink e Machado, 2005). Embora o bioma Cerrado tenha grande importância e representatividade, pouca atenção está direcionada para o mesmo.

Uma característica da ocupação do Cerrado que chama a atenção é a mudança extensiva e extremamente rápida do uso do solo. Estas mudanças resultam primordialmente da expansão da agropecuária intensiva através de inovações tecnológicas, investimentos de capital, energia e conhecimentos (Klink e Moreira, 2002). Como consequência, até 2009, 48% da área do bioma teve sua cobertura vegetal original substituída por pastagens ou culturas anuais (MMA, 2011). O processo de ocupação do Cerrado inclui queimadas, invasões de terras, introdução de espécies exóticas e gado, retirada de lenha e espécies medicinais (Pivello, 2005). Como resultado, observa-se a invasão por espécies exóticas, fragmentação de habitats, uso de agroquímicos que contaminam o solo e recursos hídricos, além da emissão de gases de efeito estufa (IBGE, 2010a).

Contudo, pesquisas envolvendo mudança de cobertura e uso do solo e suas implicações em dinâmicas ecológicas ainda são escassas. Mais raros são ainda os trabalhos com o objetivo não apenas de compreender o processo de transformação da paisagem e os fatores causais, mas de fornecer subsídios para gestão ambiental e a implementação de políticas públicas. Portanto, o presente estudo, desenvolvido na Área de Proteção Ambiental do Córrego Guariroba, manancial que abastece a cidade de Campo Grande (MS), teve como perguntas principais:

Pergunta 1: Quais as causas, conseqüências e como foi o processo de mudança da cobertura e uso do solo na APA Guariroba?;

Pergunta 2: As fenofases dos indivíduos de *Hymenaea stignocarpa* (Jatobá-do-Cerrado) estão sendo influenciadas por efeitos oriundos desses processos?;

Pergunta 3: A fragmentação compromete a capacidade de dispersão e tem algum efeito sobre a diversidade genética da população?

Assim, esse estudo objetivou preencher essa lacuna ao descrever o processo de mudança da cobertura do solo em uma região de Cerrado e analisar os impactos dessas mudanças nas dinâmicas ecológicas de uma espécie ameaçada de extinção. Os resultados são discutidos de acordo com outros estudos realizados no Cerrado ou, quando escasso, outras savanas. Possibilidades de manejo da área estudada são levadas em consideração. Como a APA Guariroba representa uma paisagem comumente encontrada no cerrado brasileiro, os pontos aqui discutidos podem ser considerados para outras bacias.

REFERÊNCIAS

BALLESTER, M.V.R.; VICTORIA, R.L.; KRUSCHE, A.V.; BERNARDES, M.; NEILL, C.; DEAGAN, L.A.; RICHEY, J.E. Physical and human controls on the carbon composition of organic matter in tropical rivers: an integrated analysis of landscape properties and river isotopic composition. In: I International Atomic Energy Agency (Org). **Application of isotope techniques for water quality assessment and management, focusing on nutrient management in rivers**. Viena: IAEA, v.1, 2013. p.173-186.

BEDDINGTON, J. Food security: contributions from science to a new and greener revolution. **Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences**, London, v. 365, n. 1537, p. 61-71, Jan 12 2010.

BENITEZ-MALVIDO, J. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. **Conservation Biology**, Malden, v. 12, n. 2, p.380-389, Apr 1998.

BIERREGAARD, R.O.; LOVEJOY, T.E.; KAPOV, V.; DOS SANTOS, A.A.; HUTCHINGS, R.W. The biological dynamics of tropical rain-forest fragments. **Bioscience**, Washington (DC), v. 42, n. 11, p.859-866, Dec 1992.

CRUTZEN, P.J.; STOERMER, E.F. The “Anthropocene”. **Global Change magazine**. Stockholm, v, 41, p. 17-18, 2000.

DA SILVA, J.M.C.; BATES, J.M. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: A tropical Savanna hotspot. **Bioscience**, Washington (DC), v. 52, n. 3, p.225-233, Mar 2002.

ELLIS, E. C.; GOLDEWIJK, K. K.; SIEBERT, S.; LIGHTMAN, D.; RAMANKUTTY, N. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. **Global Ecology and Biogeography**, Malden, v. 19, n. 5, p. 589-606, Sept. 2010.

FAO. Statistical Databases. 2013. Disponível em: < <http://faostat.fao.org/> >. Acesso em: 2013.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, Malden, v. 16, n. 3, p.265-280, May 2007.

Foley, J.A.; DeFries, R.; Asner, G.P.; Barford, C.; Bonan, G.; Carpenter, S.R.; Chapin, F.S.; Coe, M.T.; Daily, G.C.; Gibbs, H.K.; Helkowski, J.H.; Holloway, T.; Howard, E.A.; Kucharik, C.J.; Monfreda, C.; Patz, J.A.; Prentice, I.C.; Ramankutty, N.; Snyder, P.K. Global consequences of land use. **Science**, Washington (DC), v. 309, n. 5734, p. 570-574 Jul 22 2005.

HANADA, L.D.C. **Mudanças do uso da cobertura do solo na fronteira agrícola da Amazônia ocidental, bacia do Ji-Paraná – Rondônia**. 2004. 98p. (Mestrado na area de Ecologia de Ecossistemas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo Piracicaba - SP,2004.

IBGE. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010. 190p.

IPEA. **Código Florestal: Implicações do PL 1876/99 nas áreas de reserva legal**. Brasília - DF: Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas, 2011. 22p.

KLINK, C.A.; MACHADO, R.B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, Malden, v. 19, n. 3, p. 707-713, Jun 2005.

KLINK, C.A.; MOREIRA, A. The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna. In: OLIVEIRA, P.S. ; MARQUIS, R.J. (Ed.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. p.69-88.

LAURANCE, W.F. Fragmentation and plant communities: synthesis and implications for landscape management. In: BIERREGAARD, R.O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; MESQUITA, R.C.G. (Ed.). **Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest**. New Haven, Connecticut: Yale University, 2001. p.158 -168.

LAURANCE, W.F.; NASCIMENTO, H.E. M.; LAURANCE, S.G.; ANDRADE, A.; EWERS, R.M.; HARMS, K.E.; LUIZAO, R.C.C.; RIBEIRO, J.E. Habitat Fragmentation,

Variable Edge Effects, and the Landscape-Divergence Hypothesis. **Plos One**, San Francisco, v. 2, n. 10, e1017, Oct 10 2007.

LAURANCE, W.F.; YENSEN, E. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation**, Oxford (UK), v. 55, n. 1, p. 77-92, 1991.

MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton - New Jersey: Princeton University Press, 1967. 203 p. .

MEA. **The Millennium Ecosystem Assessment**. Millennium Ecosystem Assessment (Program) Washington, DC. 2005 Disponível em:
<<http://www.maweb.org/en/Condition.aspx>>. Acesso em: 1 jun. 2014.

MENDONÇA, R.C.; FELFILI, J. M.; WALTER, B. M.T.; SILVA JÚNIOR, M.C. da; REZENDE, A.V.; FILGUEIRAS, T S.; NOGUEIRA, P.E. Flora vascular do Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P. de. (Ed.). **Cerrado: ambiente e flora Planaltina - DF**: CPAC/EMBRAPA, 1998. p.288-556.

MMA. **Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite**. IBAMA. Brasília - DF: Ministério do Meio Ambiente, 2011. 65p.

NASCIMENTO, H.E.M.; LAURANCE, W.F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 36, p. 183-192, 2006.

PATON, P.W.C. The effect of edge on avian nest success - how strong is the evidence. **Conservation Biology**, Cambridge (MA), v. 8, n. 1, p. 17-26, Mar 1994.

PIRES, A.S.; LIRA, P.K.; FERNANDEZ, F.A.S.; SCHITTINI, G.M.; OLIVEIRA, L.C. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, Oxford (UK), v. 108, n. 2, p. 229-237, Dec 2002.

PIVELLO, V.R. Manejo de fragmentos de Cerrado: princípios para a conservação da biodiversidade. In: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J.C.; FELFILI, J.M. (Ed.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília - DF: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p.401-413.

QUESADA, M.; STONER, K.E.; LOBO, J.A.; HERRERIAS-DIEGO, Y.; PALACIOS-GUEVARA, C.; MUNGUÍA-ROSAS, M.A.; SALAZAR, K.A.O.; ROSAS-GUERRERO, V. Effects of forest fragmentation on pollinator activity and consequences for plant reproductive success and mating patterns in bat-pollinated bombacaceous trees. **Biotropica**, Lawrence, v. 36, n. 2, 131-138, Jun 2004.

RATTER, J.A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J.F. Biodiversity patterns of the woody vegetation of the Brazilian Cerrado. **Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests: Plant Diversity, Biogeography, and Conservation**. Florida: CRC Press, 2006. 504p.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation - A REVIEW. **Conservation Biology**, Cambridge (MA), v. 5, n. 1, p. 18-32, Mar 1991.

SCARIOT, A.; FREITAS, S.R.; NETO, E.M.; NASCIMENTO, M.T.; OLIVEIRA, L.C.; SANAIOTTI, T.; SEVILHA, A.C.; VILLELA, D.M. Vegetação e Flora. In: Rambaldi, D. M.; Oliveira, D.A.S. de (Ed.). **Fragmentação de Ecossistemas:** causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília - DF: Ministério do Meio Ambiente, 2003. p.104 - 123.

2 MUDANÇA DA COBERTURA E USO DO SOLO EM PAISAGEM DE CERRADO, ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL GUARIROBA, MS, BRASIL

Resumo

Esse estudo foi desenvolvido na Área de Preservação Ambiental dos Mananciais do Córrego Guariroba (APA Guariroba), o qual é composto por formações de Cerrado. O objetivo foi avaliar as principais forçantes das mudanças na estrutura e composição da paisagem, e seus efeitos, analisando uma séria histórica de cobertura e uso do solo referente aos anos de 1975, 1984, 1991, 2001 e 2011. A mudança da paisagem, com diminuição das áreas naturais e aumento das áreas de pastagem esteve relacionada com o crescimento da população e do rebanho bovino. As áreas desmatadas estavam localizadas mais próximas de estradas e córregos. Todas as categorias de cobertura de solo passaram por uma reconfiguração espacial e poucos remanescentes de florestas permaneceram inalterados. O Cerrado Florestado foi bastante alterado no período avaliado, com progressiva diminuição na porcentagem de cobertura, aumento no número de fragmento, seguidos pela diminuição da área dos mesmos e conectividade entre eles. Os resultados sugerem que o limiar da conectividade/isolamento da paisagem foi ultrapassado em 1991. As classes de cobertura que representam solos mais passíveis de erosão estão se tornando mais comuns ao longo dos anos, enquanto classes de maior cobertura vegetal e remanescentes de vegetação nativa se tornam mais escassos.

Palavras-chave: Mudança na cobertura e uso do solo; Fragmentação; Manejo; Savana brasileira

Abstract

This study was developed in the Área de Preservação Ambiental dos Mananciais do Córrego Guariroba (APA Guariroba), located at a Cerrado landscape. We aimed to evaluate the main driving forces of landscape change and its effects related to landscape composition and structure. Our results showed LCLU change is related to population and livestock growth. Areas near to streams and roads were more likely to be cleared. All land cover classes were spatially reconfigured and only few forest fragments remained unchanged between 1975 and 2011. Woody Cerrado was progressively cleared, with decrease in landscape cover proportion, increase in number of fragments, followed by decrease in area and connection among fragments. Results suggest the landscape connection/isolation bottom-line was crossed in 1991. Land cover classes that are more likely to cause erosion are becoming more common over time, and conservative land cover classes are becoming rarer.

Keywords: LCLU change; Fragmentation; Management; Brazilian savanna

2.1 INTRODUÇÃO

Na maior parte das regiões tropicais do mundo, a expansão da fronteira agrícola é considerada como um dos principais fatores responsável pelo desmatamento (Geist e Lambin, 2001; Foley *et al.*, 2005). No Brasil, este processo vem sendo observado contínua e aceleradamente na região conhecida como arco do desmatamento, a qual abrange dois importantes biomas, a Floresta Tropical Úmida e o Cerrado. Este último, mesmo sendo a segunda maior formação vegetacional da América do Sul, cujas conversões no uso do solo superam as observadas na floresta amazônica, vem recebendo pouca atenção (Brannstrom *et al.*, 2008; Jepson, Brannstrom e Filippi, 2010; Sano *et al.*, 2010; Grecchi *et al.*, 2013). Como resultado, dos cerca de 2 milhões de km² (quase 24% do território nacional) originalmente cobertos por este bioma, apenas 6% ainda se apresentavam inalterados em 2005 (IBGE, 2004; Klink e Machado, 2005).

O Cerrado apresenta características únicas, possuindo elevada diversidade biológica e endemismo, sendo considerado um dos *hotspot* de biodiversidade do mundo (*Conservation International*, <http://www.conservation.org>). Outra característica importante deste bioma é a quantidade e a qualidade dos recursos hídricos da região: em suas chapadas estão as nascentes das principais bacias hidrográficas do Brasil, como Amazonas, Prata e São Francisco, bem como importantes pontos de recarga do Aquífero Guarani (IBGE, 2010a).

A região tem assumida importância para a economia local, regional e nacional, sendo responsável por 25 % da produção de grãos, 40 % do rebanho bovino e metade das quase 10 milhões de toneladas de carvão vegetal produzidas anualmente no país (IPEA, 2011). A utilização de tecnologias pouco adequadas e a grande extensão territorial das ocupações, associada ao desmatamento indiscriminado e às queimadas, causam impactos ambientais como a perda de solos por erosão, poluição hídrica e atmosférica e perda de biodiversidade (Quesada *et al.*, 2004; Klink e Machado, 2005).

O Cerrado abriga uma das floras mais ricas do mundo, com mais de 7000 espécies vegetais. Ainda uma grande porcentagem da biodiversidade desse bioma é endêmica, por exemplo, com 44 % das espécies vegetais e 25 % da ictiofauna de água doce não sendo encontrada em nenhum outro lugar. Contudo, apenas 8,2 % da área do bioma encontram-se em áreas de conservação, dos quais 5,4 % não são protegidos integralmente (MMA, 2014). Uma dessas áreas é a Área de Proteção Ambiental (APA) Guariroba (MS), onde está inserida a bacia de drenagem do córrego Guariroba. Esta bacia é a principal fonte de água doce para a cidade de Campo Grande, com cerca de 800.000 habitantes (Campo Grande, 2007). A região

contém importantes fragmentos de mata nativa de Cerrado e é composta por propriedades rurais cuja principal atividade é a pecuária extensiva.

As conseqüências das mudanças no uso da terra na dinâmica da paisagem vêm sendo estudadas em várias escalas ao redor do mundo. Essas mudanças não incluem somente a conversão de unidades naturais da paisagem, mas também mudanças nas práticas de manejo e na cobertura de solo (Foley *et al.*, 2005). Entre as conseqüências da alteração do uso do solo estão o comprometimento da produção de alimentos, recursos hídricos e florestais, biodiversidade, qualidade do ar, dinâmica de doenças, entre outros (Lambin, Geist e Rindfuss, 2006). Nas regiões tropicais, principalmente nas savanas brasileiras, o enfoque desses estudos tem sido as taxas nas quais os processos de desmatamento vem ocorrendo e a dinâmica de substituição da vegetação nativa por pecuária e/ou culturas agrícolas (Arvor *et al.*, 2012; Grecchi *et al.*, 2013; Redo, Aide e Clark, 2013). Contudo, são ainda poucos os estudos que abordam as conseqüências dessas transformações na disrupção da paisagem pristina, na estrutura da nova paisagem e na dinâmica dos processos ecológicos que ocorrem na mesma.

Portanto, o objetivo desse estudo foi avaliar as principais forçantes e os efeitos das mudanças na cobertura e uso do solo em relação à estrutura e composição da paisagem da APA Guariroba. Para tal, foram analisadas as mudanças na composição e configuração espacial da paisagem em uma série temporal detalhada (1975, 1984, 1991, 2001 e 2011). A análise da composição da paisagem, incluindo matriz, corredores e fragmentos, é indicadora da sua estrutura, enquanto as métricas estão relacionadas com a configuração da mesma. As correlações empregadas entre as classes de cobertura serviram como referência da mudança da composição e configuração da paisagem da APA Guariroba ao longo do período estudado. Os resultados aqui apresentados são essenciais no entendimento do processo de formação da paisagem atual da área de estudo e serve como base para a investigação de dinâmicas ecológicas apresentadas nos capítulos seguintes.

2.2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

A área de estudo constitui na Área de Preservação Ambiental dos Mananciais do Córrego Guariroba (APA Guariroba), localizada na região sudeste de Campo Grande, a cerca de 35 km do centro urbano da mesma, com o principal acesso à mesma ocorrendo pela Rodovia Federal BR 262 (Figura 2.1). O A região é caracterizada por formações de Cerrado e

áreas cultivadas de pastagem e eucalipto. As características citadas a seguir foram obtidas junto ao Plano de Manejo APA do Guariroba (Campo Grande, 2007).

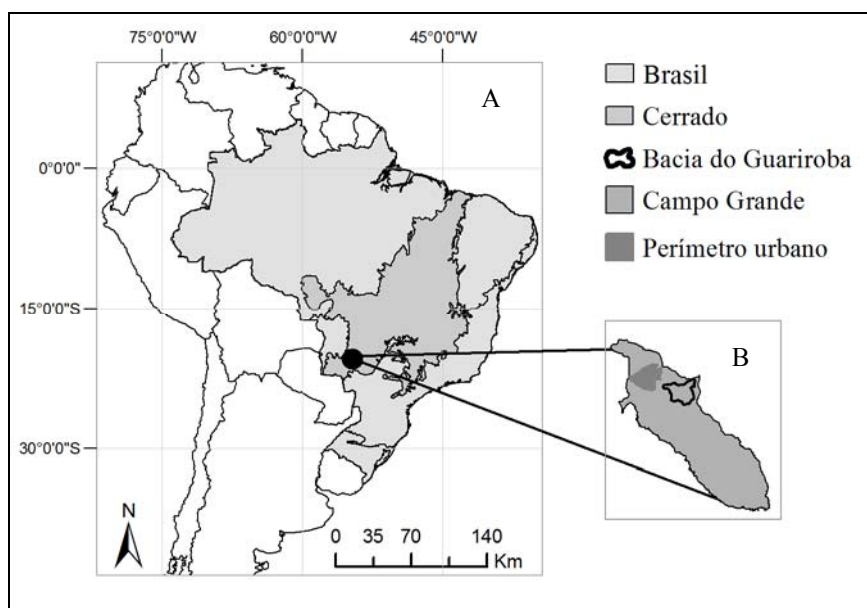


Figura 2.1 - (A) Localização da cidade de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil; (B) Limites de Campo Grande, Área de estudo - Bacia de drenagem do Córrego Guariroba (APA Guariroba) e perímetro urbano

Na área de estudo, as fitofisionomias naturais que mais se destacam são o Cerradão, o Cerrado Denso e as áreas úmidas. O Cerradão apresenta aspecto xeromórfico, dossel contínuo e cobertura arbórea (8 a 15 m) que pode oscilar de 50 a 90%, proporcionando condições de luminosidade que favorecem a formação de camadas de arbustivas e herbáceas diferenciadas. Cerrado Denso representa a forma mais densa e alta de Cerrado sentido restrito, com vegetação predominantemente arbórea (5 a 8 m) e cobertura de 50% a 70%. Áreas úmidas são constituídas por Mata de Galeria, vegetação florestal úmida que acompanha os córregos, Veredas e nascentes, as quais são compostas por espécies arbustivo-herbáceas e palmeiras (Pennington, Lewis e Ratter, 2006). Para esse estudo, as formações de Cerradão e Cerrado Denso foram classificadas como Cerrado Florestado; Áreas úmidas e florestas sempre verdes ao longo dos córregos foram classificadas como Mata de Galeria; As áreas de pastagem com alta densidade de árvores e arbustos foram classificadas como Cerrado/ Pasto sujo.

As espécies mais representativas nas áreas de cerradão e cerrado denso são: *Xylopia aromatica*, *Callistene major*, *Kielmeyera coriacea*, *Caryocar brasiliense*, *Tapirira guianensis*, *Matayba guianensis*, *Copaifera langsdorfii*, *Aspidosperma subincanum*, *Qualea multiflora*, *Q. grandiflora*, *Q. parviflora*, *Dimorphandra mollis*, *Vochysia cinnamomea* e *Stryphnodendron adstringens*. Nas áreas úmidas predominam *Mauritia flexuosa* e espécies de *Cyperaceae* e

poaceae. Entre as espécies exóticas, as mais comuns na região são *Eucalyptus* sp. e *Urochloa* sp.

O clima predominante na região, conforme a classificação de Köppen é do tipo Aw. Este é definido como clima quente e úmido com chuvas de verão, tendo como característica a ocorrência de 4 a 5 meses secos e temperatura do mês mais frio superior a 18° C. O período entre outubro e março configura a estação úmida local, sendo os meses mais chuvosos aqueles entre novembro e janeiro. Já o período considerado mais seco é entre junho e agosto, quando as precipitações são habitualmente inferiores a 50 mm por mês. As temperaturas variam de acordo com as chuvas, nos meses mais quentes (outubro a março) as médias mensais são sempre superiores a 24°C, e nos mais frios (junho/julho) as médias situam-se sempre acima dos 18°C.

Poucos estudos foram realizados na APA Guariroba. Bueno (2009) observou que as matas de galeria estão em processo de recuperação e a heterogeneidade de espécies vegetais está condicionada à ações antrópicas e características do solo. Ainda, as veredas (áreas úmidas) da APA Guariroba, se mostraram pouco ricas em espécies vegetais e com predomínio de herbáceas resistentes a processo erosivos (Lima e Damasceno Jr, 2009). Um estudo mais amplo sobre as características bióticas e abióticas foi realizado pela Prefeitura Municipal de Campo Grande (Campo Grande, 2007). Segundo Garcia, Acorci Filho e Garcia (2014), o valor dos serviços ecossistêmicos oferecido pela APA Guariroba, quando considerado apenas a produção de água para consumo, ultrapassa R\$10.000.000 ano⁻¹. Os autores calcularam esse valor com base nas taxas de extração de água, tarifas sociais arrecadada pela empresa concessionária e custo de fornecimento. Ainda sim, até 2010 pouco não foi observado grande comprometimento por parte de órgãos ambientais ou proprietários em relação ao cumprimento da legislação ambiental (Camargo, Camargo e Oliveira, 2010).

2.2.2 Histórico da área

A bacia de drenagem do córrego Guariroba é a principal fonte de abastecimento de água para consumo da população urbana do município de Campo Grande, no qual habitam aproximadamente 800.000 pessoas. A degradação ambiental na bacia vem provocando o assoreamento dos corpos de água e, conseqüentemente, a diminuição da capacidade de vazão dos córregos e reservação do lago de captação. De 2007 a 2011 o lago perdeu 9,2% de sua atual capacidade de reserva (Campo Grande, 2012).

No intuito de proteger o principal serviço ecossistêmico oferecido pela região do Córrego Guariroba, isto é a produção de água, em 1995 foi estabelecida oficialmente a Área de Proteção Ambiental (Campo Grande, 2007). Porém, foi somente a partir de 2007, com o estudo encomendado pela Prefeitura Municipal de Campo Grande para a elaboração do Plano de Manejo da mesma, que o estado de conservação e a necessidade de restauração tornaram-se claras.

A APA está atualmente ocupada por 62 propriedades rurais, em cerca de 40 das quais a pecuária extensiva é a principal atividade. Ainda há atividades de silvicultura e piscicultura. A maior parte dos proprietários não efetua os devidos manejos estabelecidos pelo programa de proteção da APA, alegando elevado custo para a manutenção ecológica (Camargo, Camargo e Oliveira, 2010).

No final de 2009, com a mobilização de setores público, privado e civil, foi aprovado o “Programa de Recuperação de Áreas Degradadas e Conservação da Bacia Hidrográfica do Córrego Guariroba”. Para a implementação das intervenções diagnosticadas no mesmo, foram disponibilizados R\$ 800.000 pela Agência Nacional de Águas (ANA) e R\$ 88.000 pela Prefeitura Municipal de Campo Grande (PMCG). Estimou-se ainda que fossem necessários outros R\$ 23,5 milhões, a serem aplicados ao decorrer de 10 anos, para a recuperação e conservação da APA Guariroba (Campo Grande, 2012).

Em 2010 a Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Desenvolvimento Urbano (SEMADUR) de Campo Grande criou o “Programa Manancial Vivo” para implementar pagamentos por serviços ambientais (PSA) que variam de 65 reais ao ano por hectare de pastagem recuperada, até 130 reais ao ano por hectare de floresta protegida (WWF, 2011; Campo Grande, 2012). Em 2011 a APA do Guariroba foi selecionada para compor o projeto “Água Brasil” da Fundação Banco do Brasil em parceria com o ANA, WWF e Ministério Público. Assim houve a disponibilização de R\$ 1,5 milhão para consecução dos objetivos do programa (MPE/MS, 2011).

Em 2013 teve início o PSA, baseado no modelo provedor-recebedor (Acorsi, 2012 - com. pessoal). Até o presente, já foram realizadas intervenções como a construção de terraços seccionados em áreas de pastagem, cercamento de Área de Preservação Permanente e plantio de mudas de espécies nativas na sub-bacia do Córrego Guariroba. Ainda não há previsão para as intervenções e o PSA nas outras quatro sub-bacias pertencente à APA Guariroba.

2.2.3 Análise espaço-temporal da paisagem

A Figura 2.2 apresenta o fluxograma do modelo conceitual adotado para a obtenção e análise dos dados necessários para este estudo. A fragmentação da paisagem foi avaliada através da análise das modificações físicas e bióticas, bem como da evolução das principais forçantes antrópicas identificadas na região.

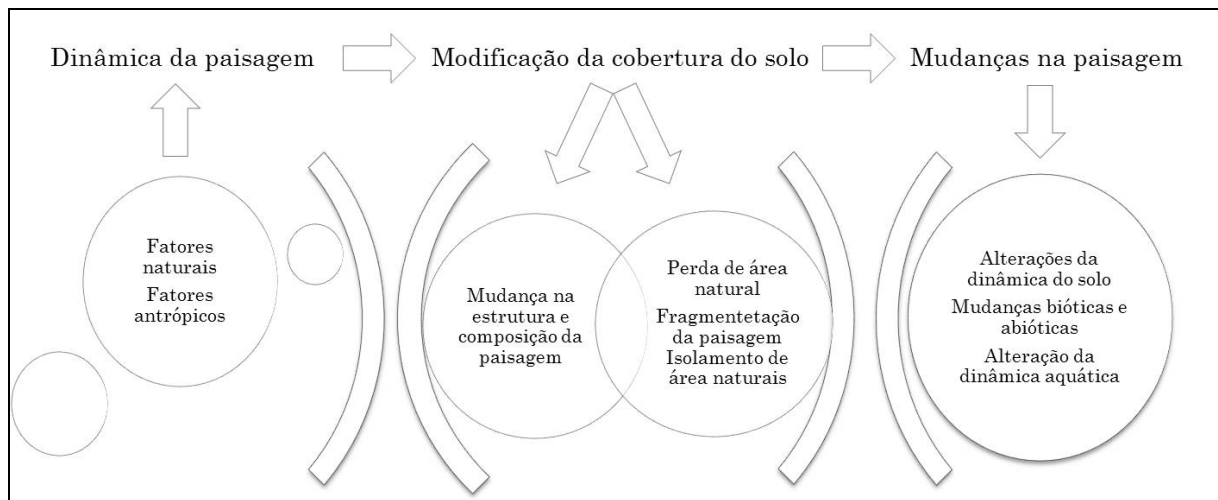


Figura 2.2 - Fluxograma do modelo conceitual adotado para a obtenção e análise dos dados para avaliar as mudanças no uso do solo em paisagem de cerrado, Área de Proteção Ambiental Guariroba, MS, Brasil

Para caracterizar e avaliar a fragmentação da paisagem estudada foram utilizadas ferramentas de geoprocessamento e métricas de paisagem (Turner e Gardner, 1994; Turner, Gardner e O'neil, 2001), as quais possibilitam comparações entre períodos e áreas distintas. Para tal, foi implementado um banco de dados georreferenciado contendo os dados referentes às características da paisagem (Tabela 2.1). Todos os dados foram derivados de bibliotecas digitais georreferenciadas, compiladas empregando-se o Sistema de Informações Arc-Gis 9.3 (ESRI, 2009) e de Processamento de Imagem Erdas-Image 9.1 (Erdas, 1999). Todos os protocolos estão descritos em detalhe no Apêndice A.

Para obter os mapas de cobertura do solo, foi utilizada uma série de imagens de satélites Landsat 1, 5 e 7 (Tabela 2.2). Todas as cenas do banco de dados foram geometricamente corrigidas utilizando como referências a imagem de 2001 do Landsat 7, sensor ETM+ (NASA 2001) obtida junto ao *Global Land Cover Facility*. Todas as cenas também foram corrigidas para fatores atmosféricos e de refletância. A correção radiométrica foi feita a partir do modelo Dark Object Subtraction (DOS) modificado por Chavez (1996). A conversão de números digitais para valores de refletância é opcional quando se trabalha com

imagens temáticas (Song *et al.*, 2001). Porém, a homogeneização da resposta espectral facilita o processo de classificação multitemporal e acesso de acurácia dos mapas temáticos.

Tabela 2.1 - Conteúdo do banco de dados georreferenciado contendo os dados referentes às características da paisagem da APA Guariroba, MS, Brasil. Dados provenientes de mapas impressos apresentam escala. Imagens digitais das quais foram obtidos dados são descrito na tabela 2.2

Característica	Escala/ Resolução	Fonte
Pedologia	1:50.000	Campo Grande (2007)
Geologia	1:50.000	Campo Grande (2007)
Rede de estradas	1:50.000	Campo Grande (2007)
Propriedades rurais	1:50.000	Campo Grande (2007)
Modelo digital de elevação	30m x 30m	ASTER SRTM (Tabela 2.2)
Declividade do terreno	30m x 30m	ASTER SRTM (Tabela 2.2)
Rede de drenagem	30m x 30m	ASTER SRTM (Tabela 2.2)
Cobertura do solo	30m x 30m	LANDSAT MSS, TM, ETM (Tabela 2.2)

Tabela 2.2 - Imagens digitais utilizadas para derivar dados de composição da paisagem da APA Guariroba, MS, Brasil. A tabela apresenta os satélites e sensores, data de aquisição e órbita ponto das cenas, resolução espacial em metros e a fonte de publicação. Imagem IKONOS foi usada apenas para auxiliar na validação das imagens classificadas

Satélite e Sensor	Aquisição/ Órbita ponto	Resolução espacial (m)	Fonte, Ano
IKONOS	2005	4	PMCG, IKONOS (2005)
Landsat 5 TM	27.VI.2011/ L5224_07420110627	30	INPE, NASA (2011)
Landsat 7 ETM ⁺	06.V.2001/ L7224_07420010506	30	GLCF, NASA (2001)
Landsat 5 TM	19.V.1991/ L5224_07419910519	30	INPE, NASA (1991)
Landsat 5 TM	02.VII.1984/ L5224_07419840702	30	GLCF, NASA (1984)
Landsat 1 MSS	17.XII.1975/ L1224_07419751217	60	INPE, NASA (1975)
ASTER SRTM	2009	30	Japan Space Systems (2012)

O método de classificação adotado foi o supervisionado por máxima verossimilhança, seguindo os passos metodológicos descritos por Ballester *et al.*(2003). Como auxílio ao processo de escolha dos sítios de treinamento para a classificação foi utilizada uma composição colorida da imagem de alta resolução espacial IKONOS. Os mapas de cobertura do solo resultantes passaram por inspeção visual e comparação com as composições coloridas (RGB 543). O Índice de *Kappa* foi utilizado para aceitar ou rejeitar a classificação. Para cada mapa temático (1975, 1984, 1991, 2001 e 2011) foram utilizadas diferentes dados para acessar acurácia. Pontos de verdade-terrestre foram coletados em campo com o auxílio de um receptor de GPS (Global Positioning System) Garmin Map 76 para avaliar. Tais pontos foram utilizados para acessar acurácia dos mapas temáticos de 2011, e em conjunto com imagem

IKONOS foi analisada a imagem de 2001. As imagens de 1991, 1984 e 1975 tiveram a acurácia avaliadas de acordo com suas próprias composições coloridas, forma de objetos e comparação com a resposta espectral da imagem Landsat 2011.

Para classificação das imagens Landsat foram adotadas as seguintes classes de cobertura do solo: (1) Silvicultura, formações de monocultivo de eucalipto; (2) Mata de galeria/ ciliar (florestas sempre-verdes que acompanham corpos de água); (3) Corpo de água claro; (4) Corpo de água escuro; (5) Cerrado/ pasto sujo (áreas de pastagem com regeneração do componente arbustivo e arbóreo); (6) Cerrado florestado, fragmentos florestais de cerrado; (7) Solo semi-exposto (áreas de solo exposto com porções de pastagem - touceiras); (8) Solo exposto (solo aparente sem qualquer cobertura); (9) Pastagem (áreas de pastagem plantada *Urochloa sp.*); (10) Pastagem em degradação (áreas com menor densidade de pastagem ou falhas com solo em exposição). Para apresentação dos resultados as classes (3) Corpo de água claro e (4) Corpo de água escuro foram fundidas em uma única classe, assim como (7) Solo semi-exposto e (8) Solo exposto.

A matriz de mudança da cobertura do solo foi construída para os intervalos de tempo 1975-1984, 1984-1991, 1991-2001 e 2001-2011 com o auxílio da ferramenta de Análise Espacial (*zonal*) do *software* ArcGIS 9.3 (ESRI, 2009). Uma regressão logística foi utilizada para relacionar as áreas antropizadas em 1975 e 2011 com todas as características da APA Guariroba (Tabela 2.1). A correlação entre a mudança das coberturas de solo e variáveis socioeconômicas foi avaliada através da correlação de *Spearman*. As variáveis socioeconômicas utilizadas foram (a) população municipal e (b) rebanho de gado estadual (IBGE, 2010b; SISGRAN, 2012).

Para derivar os mapas da distribuição espacial das principais mudanças observadas foi utilizados a ferramenta Análise Espacial do *software* ArcGIS 9.3 (ESRI, 2009). A estrutura e dinâmica da paisagem foram analisadas através de métricas de modo a descrever as mudanças na composição e configuração da mesma ao longo do tempo e espaço. As seguintes métricas de classe e de fragmentos foram calculadas com o programa *Fragstats* 4.0 (Mcgarigal, Cushman e Neel Ene, 2002):

A) Número de fragmentos (NFi): quantifica o número de fragmentos existentes em cada classe de uso e cobertura do solo da paisagem (Eq. 1)

$$NF = Ni \quad (\text{Eq. 1})$$

onde,

N_i = número de fragmentos na paisagem pertencentes à classe i

B) Densidade de fragmentos de cada classe (DF): quantifica o número de fragmentos existentes em cada classe em relação à área total (Eq. 2)

$$DF = \frac{NFi}{A} \quad (\text{Eq. 2})$$

onde:

NFi = número de fragmentos na paisagem pertencentes à classe i

A = área total da paisagem em metros quadrados

C) Proporção da paisagem (p_i): área ocupada por cada categoria de cobertura ponderada pela área total da paisagem (Eq. 3)

$$p_i = \frac{N_i}{N_p} \quad (\text{Eq. 3})$$

onde,

i = classe de cobertura

N_i = número total de células (ou área) na categoria i ;

N_p = número total de células (ou área) na paisagem.

D) Tamanho médio dos fragmentos (TMF): representa o tamanho médio dos fragmentos de uma determinada classe (Eq. 4). $TMF > 0$, sem limite:

$$TMF = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \times \frac{1}{10.000} \quad (\text{Eq. 4})$$

onde,

a_{ij} = área (m^2) do fragmento (fragmento da classe i);

j = número de fragmentos, de 1 a n ;

n_i = número de fragmentos de uma determinada classe na paisagem.

E) Borda Total (BT): comprimento total da borda dos fragmentos de cada classe (Eq. 5).

$$BT = \sum_{k=1}^m e_{ik} \quad (\text{Eq. 5})$$

onde,

BT = comprimento (m) da borda de cada classe i ;

F) Índice de maior fragmento (IMF): percentual da paisagem comprometida pelo maior fragmento de qualquer classe (Eq. 6).

$$IMF = \frac{\max_{j=1}^n(a_{ij})}{A} \quad (\text{Eq. 6})$$

onde,

a_{ij} = área (m²) do fragmento ij .

A = área total da paisagem (m²)

G) Densidade de borda (DB): comprimento total de borda de uma dada classe ponderada pela área total e expressa em percentual (Eq. 7).

$$DB = \frac{\sum_{k=1}^n (e_{ik})}{A} \quad (\text{Eq. 7})$$

onde,

e_{ik} = comprimento total (m) da borda de cada classe i

A = área total da paisagem (m²)

H) Índice Médio de Forma (IF): mensura a forma média dos fragmentos da (s) classe (s) de vegetação de interesse (Eq. 8). Valores de índice médio de forma maiores que 1 significa que, em média, os fragmentos de vegetação nativa possuem formato irregular e alongado.

$$IF = \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{0,25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right)}{ni} \quad (\text{Eq. 8})$$

onde,

p_{ij} = perímetro (metros) do fragmento ij ;

a_{ij} = área do fragmento ij ;

ni = número de fragmentos da classe i .

I) Número de áreas centrais(NAC): área do fragmento de vegetação nativa que não está sob influência dos efeitos de borda (Eq.9). Para o cálculo de áreas centrais será considerado um efeito de borda de 60 metros.

$$NAC = \sum_{j=1}^n n_{ij}^c \quad (\text{Eq.9})$$

onde,

n_{ij}^c = número de áreas centrais disjuntas presentes no fragmento ij com base em uma distância da borda especificada (m).

J) Área total das de áreas centrais de cada classe (ACT): somatória da área (m²) das áreas centrais dos fragmentos pertencentes a cada classe (Eq.10).

$$ACT = \sum_{j=1}^n a_{ij}^c \quad (\text{Eq.10})$$

onde,

a_{ij}^c = área central (m²) do fragmento ij com base em uma distância da borda especificada (m).

K) Porcentagem da Área Nuclear da Paisagem (%AN): representa a porcentagem da paisagem compreendida pela área nuclear de classe (Eq. 11).

$$\%AN = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^c}{A} \times 100 \quad (\text{Eq. 11})$$

onde,

a_{ij} = área nuclear ou central (m²) dos fragmentos da classe i, dentro de uma distância específica do fragmento de uma determinada classe i;

A = área total da paisagem.

L) Índice de Proximidade Média (IPM): relaciona cada fragmento àqueles mais próximos que pertençam a uma classe, em um raio pré-determinado de 1km. $IPM \geq 0$, sem limite. O índice de proximidade média aumenta com a diminuição do isolamento e da fragmentação de áreas da mesma classe (Eq. 12). O índice é igual a 0 se todos os fragmentos de determinada classe não possuem vizinhos mais próximos dentro do raio pré-estabelecido de 1 km.

$$IPM = \frac{\sum_{j=1}^n \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ij}^2}}{ni} \quad (\text{Eq. 12})$$

onde,

h_{ij} = distância (m) do fragmento de uma determinada classe ao fragmento vizinho mais próximo;

j = número de fragmentos, de 1 a n;

a_{ijs} = área (m²) dos fragmentos de uma determinada classe i dentro da distância determinada (1km) de um fragmento;

ni = número de fragmentos de uma determinada classe na paisagem.

M) Raio de giro (RGI): é uma medida de extensão da classe analisada, o qual é afetado pelo tamanho e compactação dos fragmentos. O RGI é igual a zero quando a classe é

representada por um único pixel e cresce sem limites quando a classe cresce em extensão (Eq. 13). RGI atinge o valor máximo quando a classe ocupa toda a paisagem.

$$IRGI = \sum_{r=1}^z \frac{h_{ijr}}{Z} \quad (\text{Eq.13})$$

onde,

h_{ijr} = distância (m) entre pixel a célula ijr (localizada em determinada classe ij) e o centróide do fragmento ij (localização média), baseado na distancia do centro de pixel a pixel.

z = número de pixel in um classe ij .

Desvio padrão e coeficiente de variação foram calculados para todos os valores médios. Como muitas métricas são correlacionadas, uma análise de auto-correlação entre as mesmas foi realizada para evitar redundância de informação. Aquelas com menos de 80% de correlação foram selecionadas para descreverem a paisagem nesse estudo.

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1 Classificação de imagens

A análise de acurácia do resultado da classificação supervisionada por máxima verossimilhança foi considerada boa, apresentando Índice *Kappa* médio igual a 90 % (Tabela 2.3). Os principais erros de classificação ocorreram entre as classes de vegetação, “Mata de Galeria” e “Silvicultura” com “Cerrado Florestado”, enquanto “Pasto sujo” foi ligeiramente confundido com “Cerrado Florestado”. A maior porcentagem de confusão foi observada nas imagens dos anos de 2001 e 2011, onde cerca de 35 % das células classificadas como “corpos de água escuros” eram “corpos de água claros”. Ainda, observou-se que o a separação das classes, como água, em água escura e água clara, otimizou o processo de classificação.

Cenas Landsat são as imagens de satélite mais utilizadas nos estudos de paisagens, principalmente, devido à amplitude temporal dos dados disponíveis (Newton *et al.*, 2009). Vários estudos realizados no Cerrado utilizaram o processo de classificação destas imagens para detecção de mudanças na cobertura e uso do solo (Mantovani e Pereira, 1998; Roberts *et al.*, 2002; Sano e Ferreira, 2005; Brannstrom *et al.*, 2008; Sawakuchi, Ballester e Ferreira, 2013). Assim como nesse estudo, Sano *et al.* (2010) relataram confusão entre classe de Cerrado dominado por arbusto (*sensu strictu* e sujo) e cerrado florestado, bem como áreas de reflorestamento. Neste estudo o padrão de separação também foi observado entre pastagem plantada e áreas naturais de gramíneas, padrão de confusão comum para classificações de

imagens Landsat quando não se usa dados auxiliares. Para a área do presente estudo, não há registro de áreas naturais secas com predomínio de gramíneas, logo é possível assumir que toda área com vegetação herbácea era constituída de pastagem plantada.

Tabela 2.3 - Índice Kappa (acesso de acurácia) de cada imagem Landsat classificada automaticamente. Índice é apresentado para cada imagem (colunas) e cada classe usada na classificação (linha). Média por imagens e classes de cobertura do solo também são apresentadas. Imagens representam a Bacia do Córrego Gurariroba, MS, Brasil

Classes	Índice Kappa					
	1975	1984	1991	2001	2011	Média
Silvicultura	-	-	-	-	0,9683	0,9683
Mata de galeria	0,9652	0,7826	0,8999	0,7900	0,7707	0,8417
Corpo de água claro	0,9631	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,9926
Corpo de água escuro	-	1,0000	1,0000	0,6570	0,6491	0,8265
Cerrado/pasto sujo	0,9805	0,7483	0,8739	0,9332	0,9477	0,8967
Cerrado florestado	0,9605	0,8258	0,9521	0,8345	0,8489	0,8844
Solo semi-exposto	0,7854	0,7994	0,8296	0,9069	0,9069	0,8607
Solo exposto	0,8450	0,8951	0,8605	0,9261	0,9261	0,9020
Pastagem	1,0000	1,0000	0,9481	1,0000	1,0000	0,9896
Pastagem em degradação	0,9308	0,9732	0,9008	0,8112	0,8195	0,8871
Geral	0,9746	0,8805	0,9151	0,8687	0,8823	0,9042

2.3.2 Mudança na cobertura e uso do solo

A Figura 2.3 apresenta os resultados do mapeamento temático do uso do solo na APA Guabiroba em 1975, 1984, 1991, 2001 e 2011. A análise quantitativa dos mesmos demonstra que em 1975 mais de 50 % da área apresentava algum tipo de alteração na cobertura nativa (Figura 2.4). Neste ano, a paisagem era composta predominantemente por cerrado florestado (42 %) e cerrado/ pasto sujo (41 %), enquanto as outras sete classes de cobertura do solo representavam 17 % do total (Figura 2.5 - A). De 1975 a 1984, cerca de 1500 ha de cerrado florestado foram desmatados, o equivalente a 10 % da área em 1975. Áreas cobertas por matas de galeria mais do que dobraram como resultado da não conversão à significativas recuperações, principalmente a sudoeste da bacia. Em comparação, no mesmo período, as áreas de pastagem em degradação e solo semi-exposto aumentaram cinco e duas vezes, respectivamente.

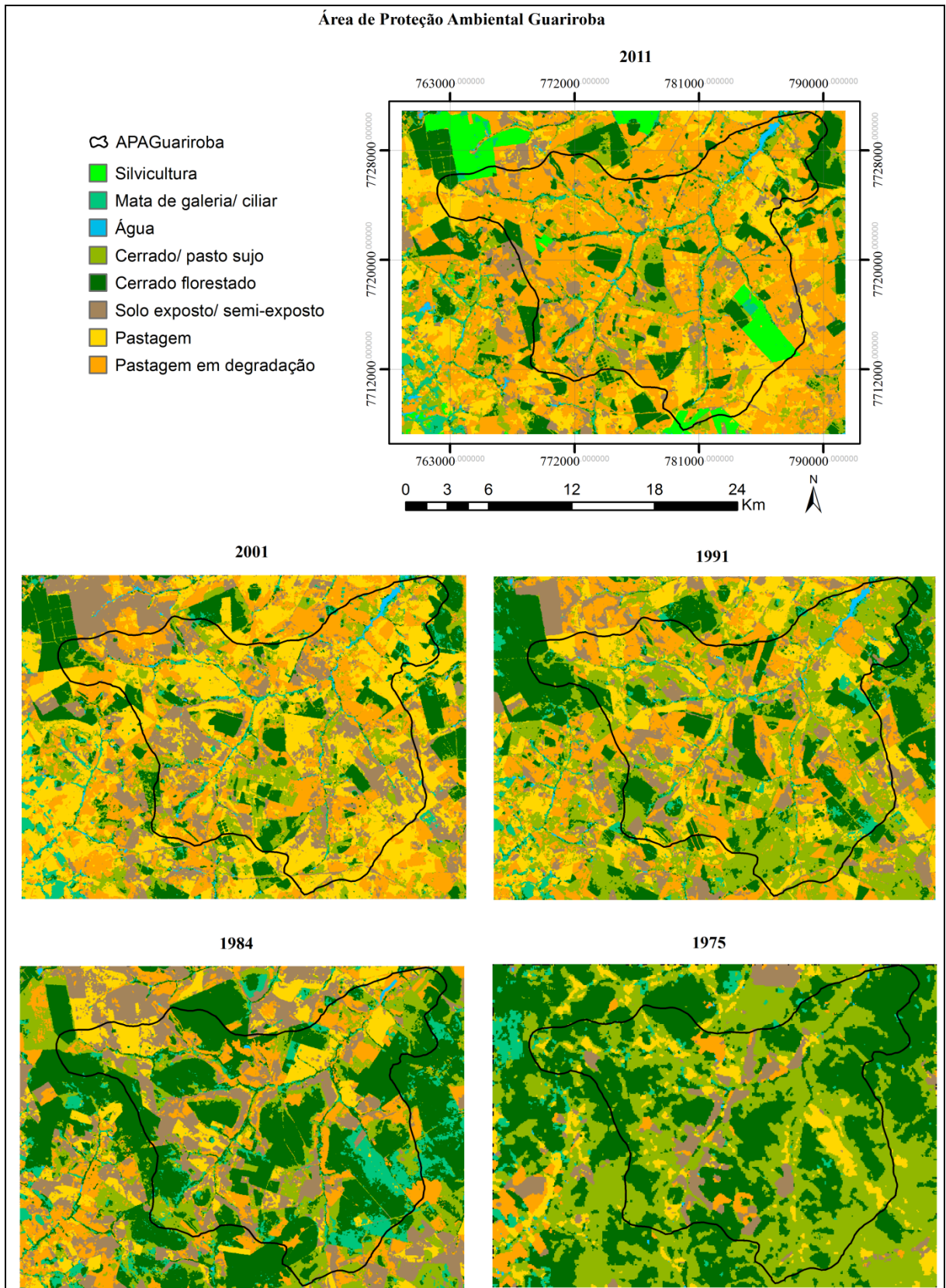


Figura 2.3 - Mapas de cobertura de solo de 1975, 1984, 1991, 2001 e 2011 da Área de Preservação Permanente de Guariroba (MS – Brasil) e seu entorno, obtidos pela classificação digital de imagens dos satélites Landsat 1, 5 e 7

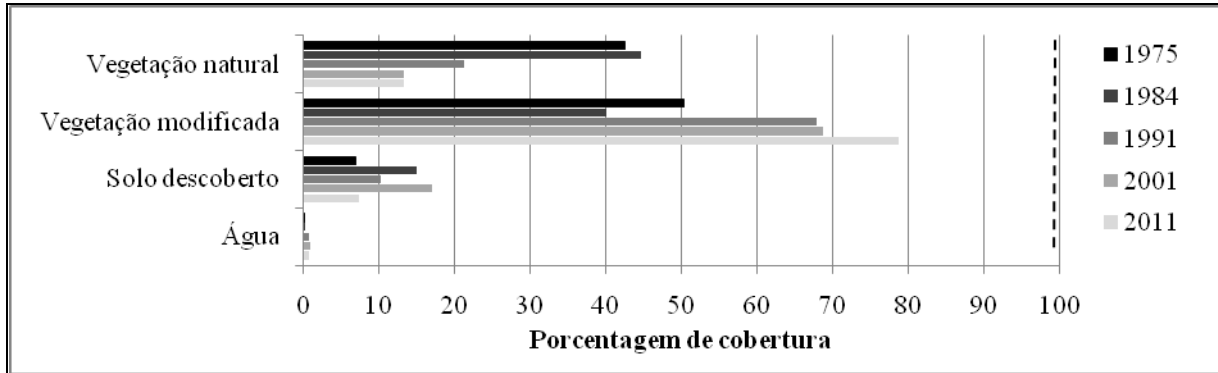


Figura 2.4 - Evolução temporal do uso do solo de 1975 a 2011 na Bacia do Córrego Guariroba, MS, Brasil. A linha tracejada representa o total da cobertura natural, considerando a subtração da área coberta por água da área total da Bacia (= 99 % da bacia)

Entre 1984 e 1991, a área de cerrado florestado foi reduzida a cerca de 50 % (quase 7000 ha) da cobertura em 1975. As matas de galeria também apresentaram grande retração, cerca de 50 % da área foi alterada nesse intervalo de tempo. Em oposição, as áreas de cerrado/pasto sujo e pastagem duplicaram, e pastagem em degradação aumentou significativamente (aproximadamente 50 %). A maior cobertura de água observada a partir de 1991 se deve a ativação da barragem para captação de água em 1985 à jusante da bacia. Nas imagens de satélite é possível observar o início da construção em 1984 e sua total extensão a partir de 1991 (Figura 2.3). Entre 1991 e 2001 as áreas de cerrado florestado diminuíram em torno de 2500 ha e as de cerrado sujo em 6600 ha. Como no período anterior, pastagem, pastagem em degradação e solo semi-exposto apresentaram grande expansão e áreas de matas de galeria continuaram a diminuir (Figura 2.5).

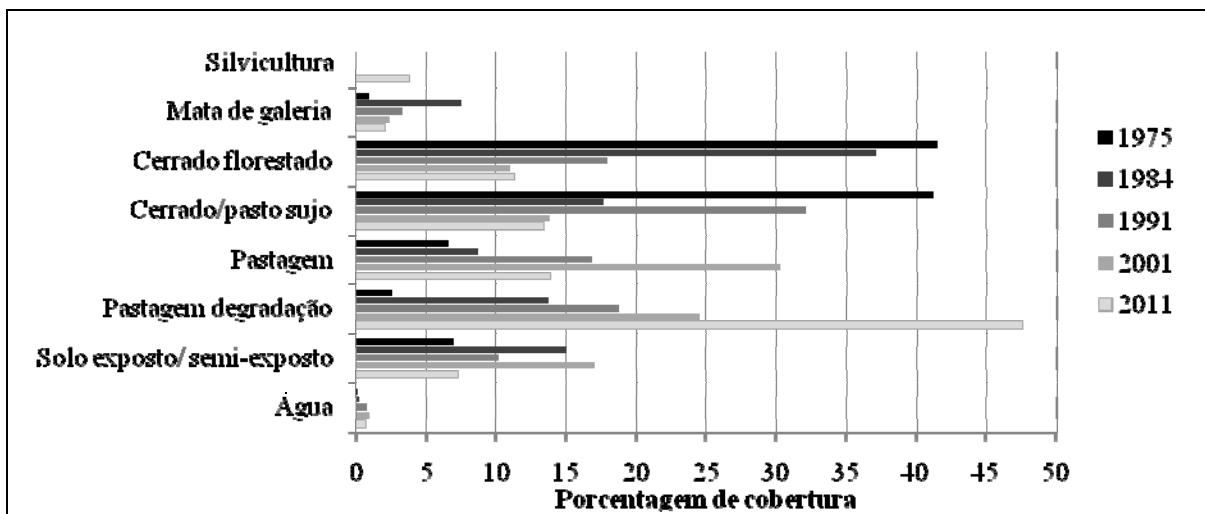


Figura 2.5 - Evolução temporal da cobertura e uso do solo de 1975 a 2011 na Área de Preservação Ambiental Guariroba, MS Brasil

A flutuação de áreas de cerrado florestado e pastagem da APA Guariroba seguiram o mesmo padrão geral observado no Estado de Mato Grosso do Sul. Dados dos censos agropecuários do Instituto de Geografia e Estatística (1975, 1980, 1985, 1995 e 2005) indicam um incremento da retirada da vegetação nativa a partir de meados da década de 1970, acompanhada por uma expansão, praticamente equivalente em área, das pastagens (Figura 2.6).

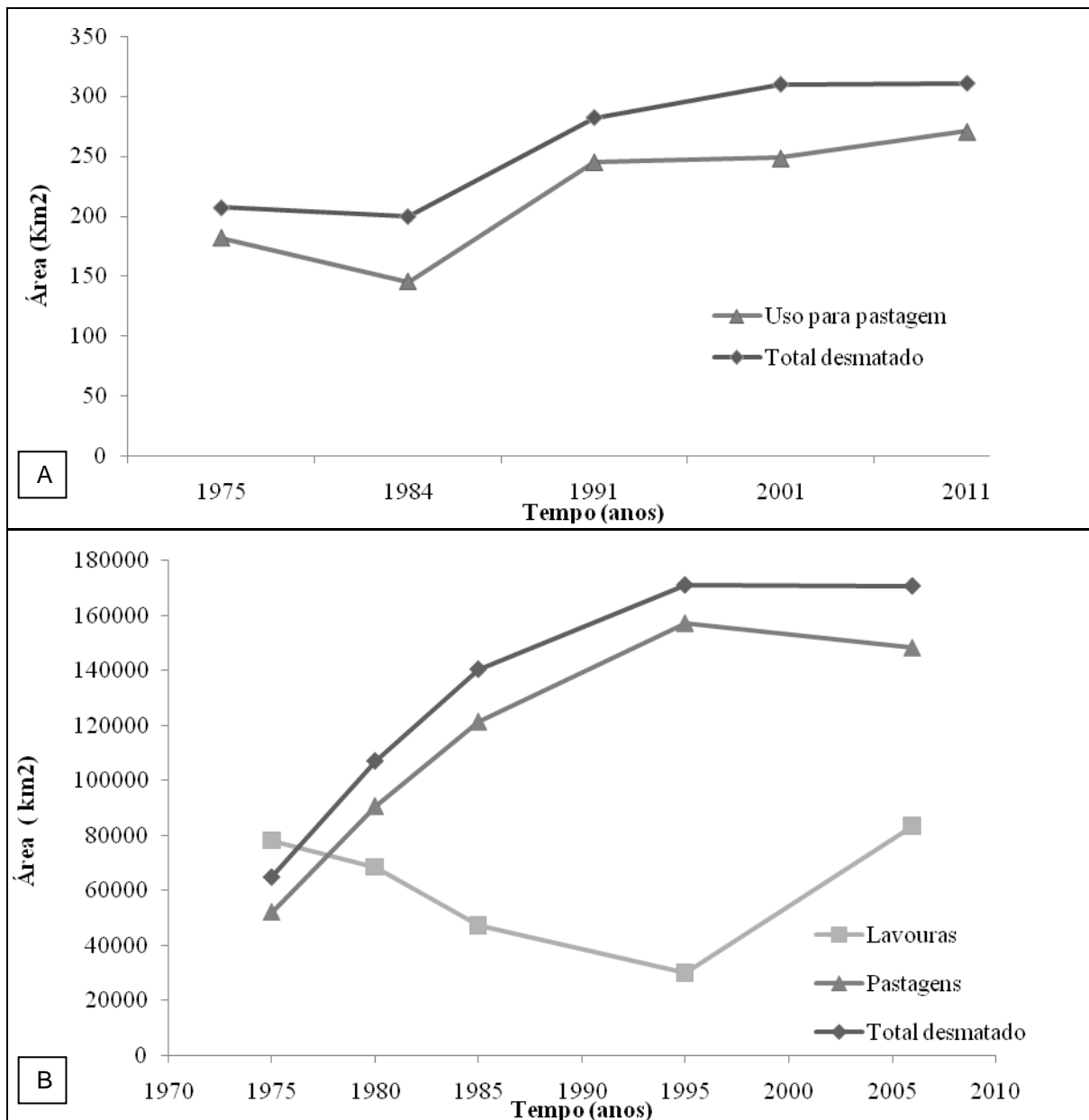


Figura 2.6 - (A) Evolução temporal do uso do solo (área usada para pastagem e desmatada) entre 1975 e 2011 na Área de Preservação Ambiental Guariroba, MS Brasil. Área usada para pastagem é a soma das classes Pastagem, Pastagem em degradação e Cerrado/ Pasto sujo. (B) Evolução temporal do uso do solo (área de lavoura, pastagem e desmatada) no estado de Mato Grosso do Sul (IBGE, 2010)

A conversão de áreas naturais entre 2001 e 2011 foi a menor registrada durante toda a série histórica analisada. A mata de galeria não apresentou grandes alterações, enquanto cerrado florestado passou por conversões pontuais. Este padrão pode estar relacionado com o estabelecimento da unidade de conservação (APA) na bacia Guariroba em 2005. A mudança mais expressiva observada nessa década foi a redução da pastagem em aproximadamente 50 % e o aumento da pastagem em degradação na mesma proporção. Em 2011, a área de pastagem em processo de degradação era mais do que o dobro de área de pastagem. É notável o aumento de água escura entre 2001 e 2011 e a diminuição de água clara, podendo indicar processo de erosão do solo e transporte para os corpos de água.

Durante todo o processo de mudança da paisagem, poucas foram as áreas mantidas inalteradas, as quais são remanescentes de cerrado florestado (Figura 2.7). Entre 1975 e 2011, observa-se que as fisionomias da área passaram por uma reconfiguração espacial (Figuras 2.8 a 2.13). Apesar de a maior diminuição da vegetação natural ter sido observada entre 1984 e 1991, a APA Guariroba já se encontrava majoritariamente alterada em 1975. Garcia, Acorci Filho e Garcia (2014), utilizando outras técnicas de geoprocessamento, também descrevem que grande proporção da paisagem da APA estava alterada anteriormente a 1984. A área de estudo segue o mesmo padrão de desmatamento observado para o estado de Mato Grosso do Sul (IBGE, 2010b - Figura 2.6), o qual teve início de atividades agropecuárias e desmatamento anterior a 1975 e expansão até a década de 90.

A dinâmica do processo de conversão de áreas naturais em áreas produtivas na APA Guariroba se assemelha àquela observada em outras regiões do Cerrado, com a vegetação nativa sendo convertida em pastagens em função da expansão da pecuária extensiva (Carreiras *et al.*, 2006; Arvor *et al.*, 2012). O período de início do processo de conversão difere de acordo com a localização da área estudada. No Estado de Mato Grosso as áreas de Cerrado foram majoritariamente desmatadas entre 1985 e 1995 (Brannstrom *et al.*, 2008; Grecchi *et al.*, 2013). No norte e nordeste do Brasil, grandes conversões de áreas naturais de Cerrado se concentraram em torno do ano 2000 (Roberts *et al.*, 2002; Brannstrom *et al.*, 2008). Esse padrão ilustra a ocupação do Cerrado, a qual se iniciou na porção sul do Bioma, Estados de São Paulo e Paraná, em direção ao norte (Klink e Moreira, 2002; Jepson, 2005; Klink e Machado, 2005). A APA Guariroba está situada na porção sul do bioma Cerrado e próxima ao maior centro urbano do Estado de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, estando sujeita a maiores pressões de forçantes de mudança da paisagem.

A matriz das mudanças da cobertura do solo (Tabela 2.4) evidencia quantitativamente a dinâmica temporal entre as classes de cerrado florestado, cerrado/ pasto sujo, pastagem,

pastagem degradada e solo exposto/ semi-exposto. Enquanto as Figuras de 2.8 a 2.13 apresentam a distribuição espacial da dinâmica de transição entre as classes. Entre 1975 e 1984, o menor índice de transição observado foi de pastagem para cerrado sujo (15 %), ocorrendo principalmente a nordeste da APA Guararioba, enquanto o maior foi de cerrado sujo para cerrado florestado (26 %), apresentando-se em grandes agrupamentos a sudeste.

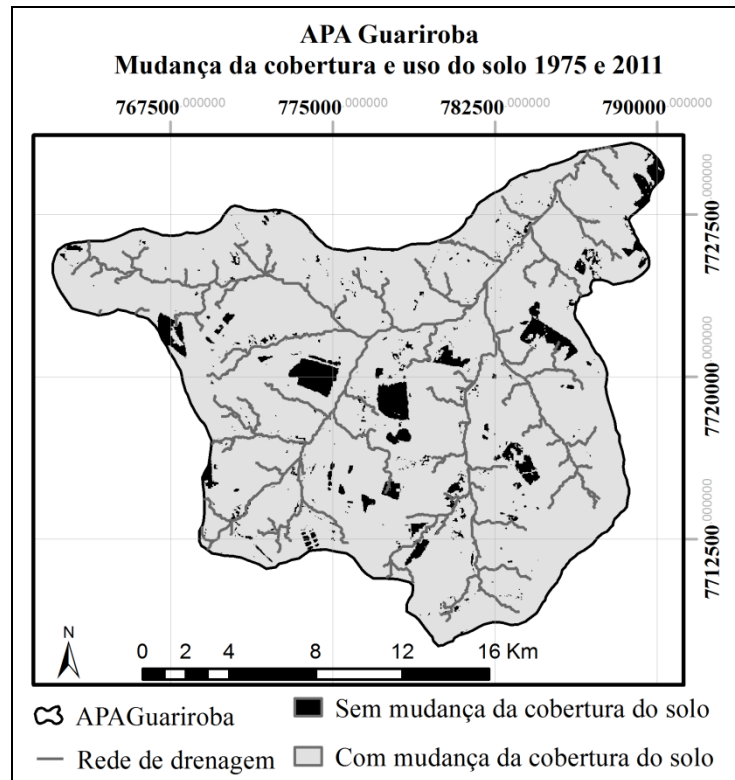


Figura 2.7 - Áreas inalteradas (preto) entre 1975 e 2011 na APA Guararioba, Campo Grande, MS, Brasil

Entre 1984 e 1991, a proporção de áreas alteradas que recuperaram cobertura vegetal e alcançaram estágio de cerrado florestado diminuiu consideravelmente em extensão e agrupamento. Simultaneamente grandes blocos se tornaram cerrado/pasto sujo e pastagem em degradação. Ainda nesse período, é importante salientar que áreas de pastagem que entraram em processo de degradação foram encontradas, principalmente, adjacente aos córregos. O mesmo padrão foi observado para transição de solos expostos em pastagem e pastagem em degradação.

Tabela 2.4 - Matriz de mudança da cobertura do solo entre os intervalos de tempo analisados da APA Guariroba, MS, Brasil. Os índices representam a porcentagem de área de cada classe original convertida em relação ao ano posterior. As classes apresentadas são silvicultura (Silv), mata de galeria (Mgal), cerrado florestado (Cflo), cerrado/pasto sujo (CPsu), pastagem (Past), pastagem em degradação (PasD), solo exposto/semi-exposto (SEx) e água. Valores acompanhados de (*) representam a porcentagem de cobertura do solo não modificada. Valores acompanhados de (**) representam as mudanças mais representativas

1975	1984							
	Silv	Mgal	Cflo	CPsu	Past	PasD	SEx	Água
Mata de galeria	-	5,7*	56,5**	14,1	8,8	6,5	7,8	0,6
Cerrado florestado	-	4,3	58,3*	15,2**	5,9	9,3	6,7	0,3
Cerrado/pasto sujo	-	10,3	26,3**	21,9*	9,0	15,8	16,6	0,1
Pastagem	-	18,8	8,2	15,0	7,4*	19,9**	30,8**	0,0
Pastagem degradação	-	2,7	25,2**	12,6	18,5	26,3*	13,7	0,9
Solo exposto/ semi-exposto	-	1,2	4,6	11,5	22,2**	18,2**	42,2*	0,1
Água	-	5,4	20,0	19,0	5,4	31,5	12,5	6,3*
1984	1991							
	Silv	Mgal	Cflo	CPsu	Past	PasD	SEx	Água
Mata de galeria	-	13,0*	13,8	33,8**	12,5	16,3	10,0	0,6
Cerrado florestado	-	4,8	40,3*	26,3**	7,4	15,5	5,0	0,6
Cerrado/pasto sujo	-	2,3	7,8	52,7*	16,9**	10,6	9,4	0,3
Pastagem	-	0,2	0,1	17,0**	39,6*	32,2**	10,8	0,1
Pastagem degradação	-	0,7	3,4	41,3**	18,7**	26,6*	7,4	1,9
Solo exposto/ semi-exposto	-	0,2	0,1	22,4**	27,9**	22,8**	26,5*	0,0
Água	-	6,7	5,1	2,7	0,8	7,7	0,3	76,7*
1991	2001							
	Silv	Mgal	Cflo	CPsu	Past	PasD	SEx	Água
Mata de galeria	-	32,6*	12,1	8,8	28,1	10,2	5,0	3,2
Cerrado florestado	-	3,5	46,1*	12,0	22,7**	11,6	3,7	0,5
Cerrado/pasto sujo	-	1,3	5,6	23,2*	31,2**	25,2**	13,0	0,4
Pastagem	-	0,6	0,6	6,0	47,8*	27,4**	17,4	0,2
Pastagem degradação	-	0,6	1,4	12,2	23,6**	36,9*	24,6**	0,7
Solo exposto/ semi-exposto	-	0,3	0,5	5,6	27,2**	22,6***	43,6*	0,1
Água	-	6,6	9,0	6,4	4,5	13,4	1,2	58,9*
2001	2011							
	Silv	Mgal	Cflo	CPsu	Past	PasD	SEx	Água
Mata de galeria	0,3	41,2*	32,8	13,5	1,4	8,5	1,6	0,7
Cerrado florestado	0,2	2,7	69,7*	8,0	4,9	13,3	0,9	0,3
Cerrado/pasto sujo	2,6	0,8	12,7	30,5*	4,2	46,1**	3,0	0,2
Pastagem	4,6	0,3	0,9	11,6	28,2*	49,1**	5,2	0,1
Pastagem degradação	2,6	0,6	2,4	12,5	10,7	64,5*	6,1	0,6
Solo exposto/ semi-exposto	7,9	1,4	0,6	7,7	9,1	51,5**	21,5*	0,2
Água	0,0	18,6	15,9	9,9	1,0	10,0	1,5	43,1*

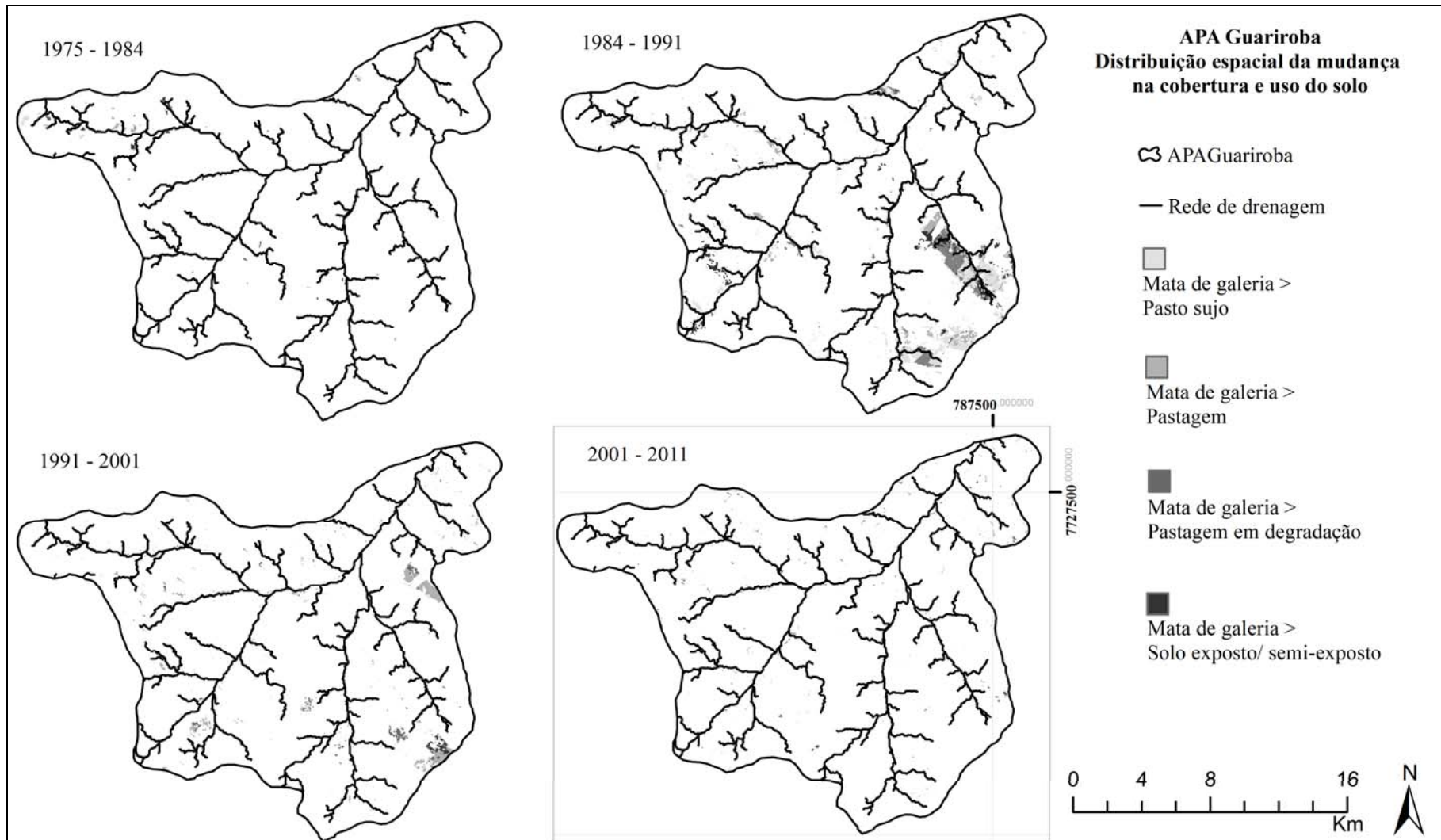


Figura 2.8 - Distribuição espacial da mudança de cobertura e uso do solo na APA Guariroba, MS, Brasil. Mapas apresentam a mudança da classe Mata ciliar para outras classes em quatro intervalos de tempo (1975-1984, 1984-1991, 1991-2001 e 2001-2011)

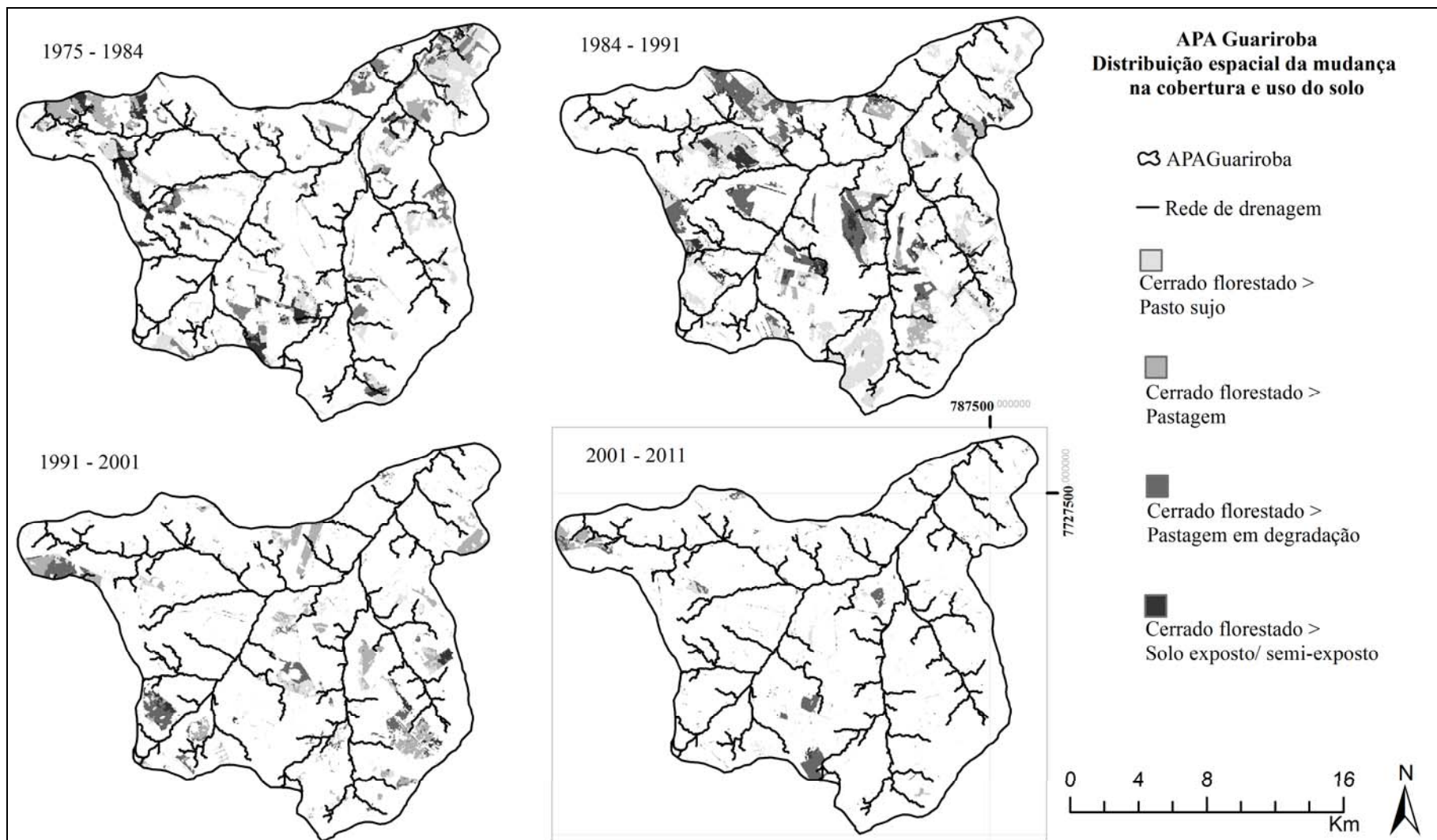


Figura 2.9 - Distribuição espacial da mudança de cobertura e uso do solo na APA Guariroba, MS, Brasil. Mapas apresentam a mudança da classe Cerrado florestado para outras classes em quatro intervalos de tempo (1975-1984, 1984-1991, 1991-2001 e 2001-2011)

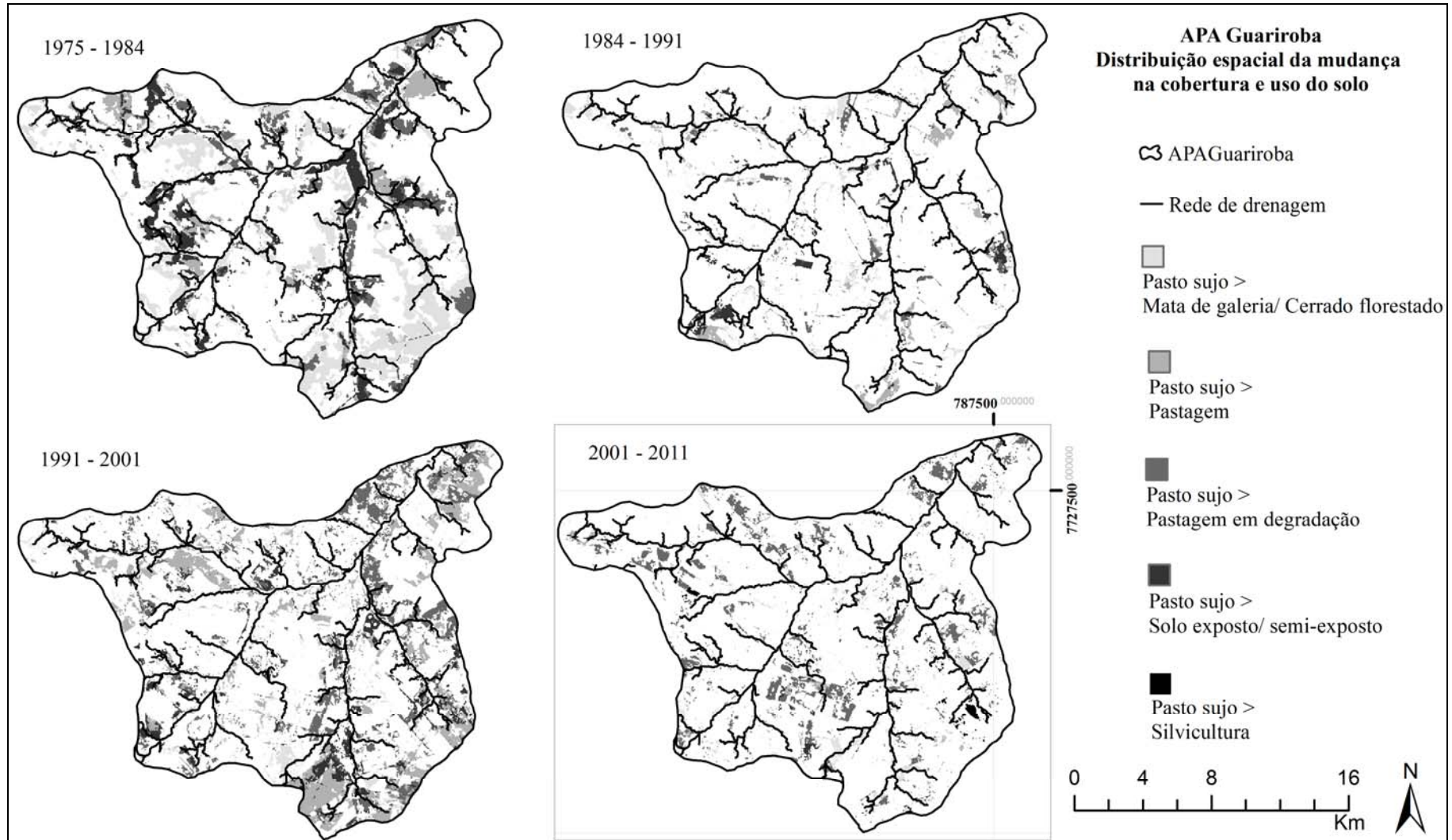


Figura 2.8 - Distribuição espacial da mudança de cobertura e uso do solo na APA Guararioba, MS, Brasil. Mapas apresentam a mudança da classe Pasto sujo para outras classes em quatro intervalos de tempo (1975-1984, 1984-1991, 1991-2001 e 2001-2011)

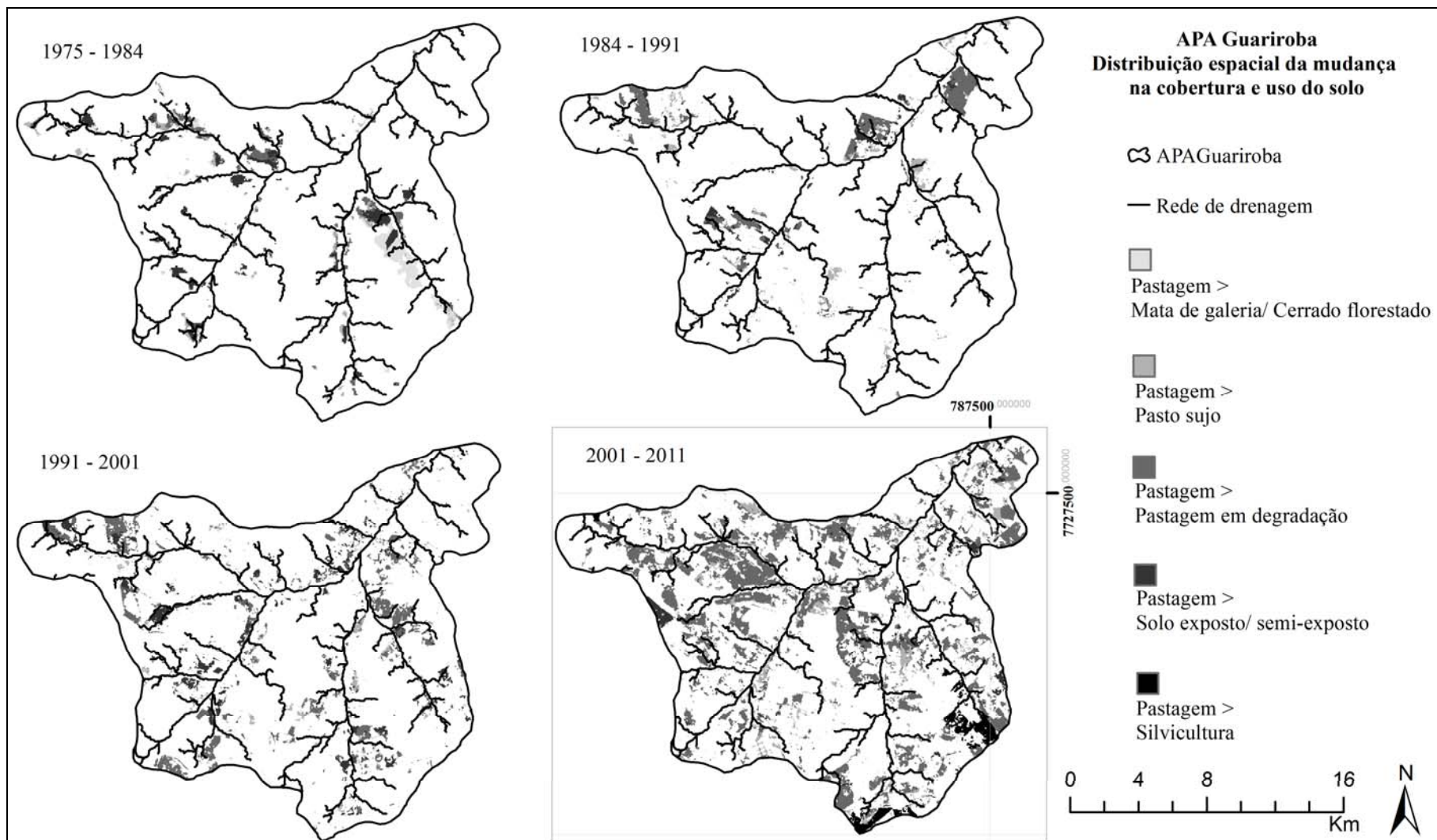


Figura 2.9 - Distribuição espacial da mudança de cobertura e uso do solo na APA Guararioba, MS, Brasil. Mapas apresentam a mudança da classe Pastagem para outras classes em quatro intervalos de tempo (1975-1984, 1984-1991, 1991-2001 e 2001-2011)

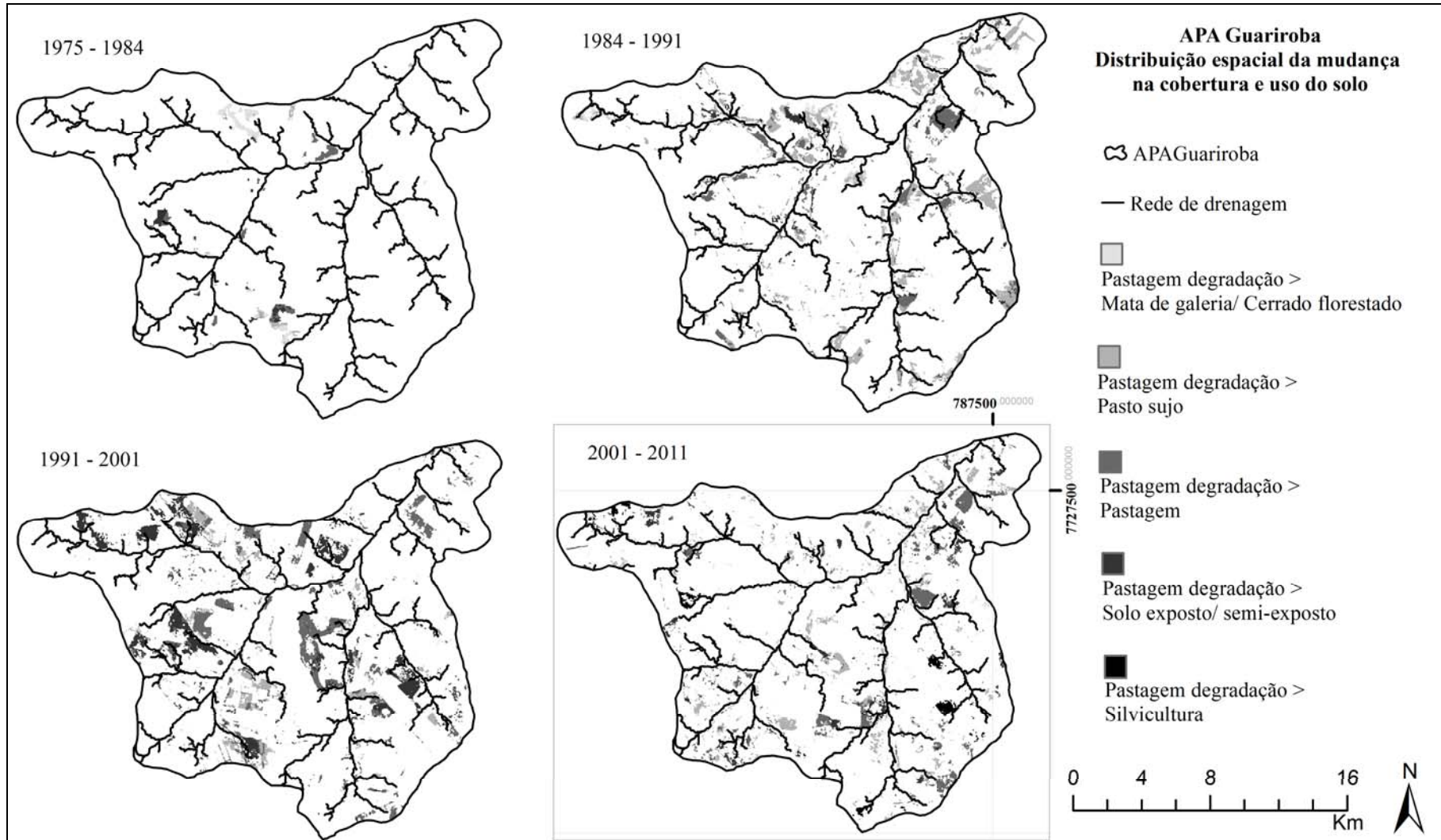


Figura 2.12 - Distribuição espacial da mudança de cobertura e uso do solo na APA Guararioba, MS, Brasil. Mapas apresentam a mudança da classe Pastagem em degradação para outras classes em quatro intervalos de tempo (1975-1984, 1984-1991, 1991-2001 e 2001-2011)

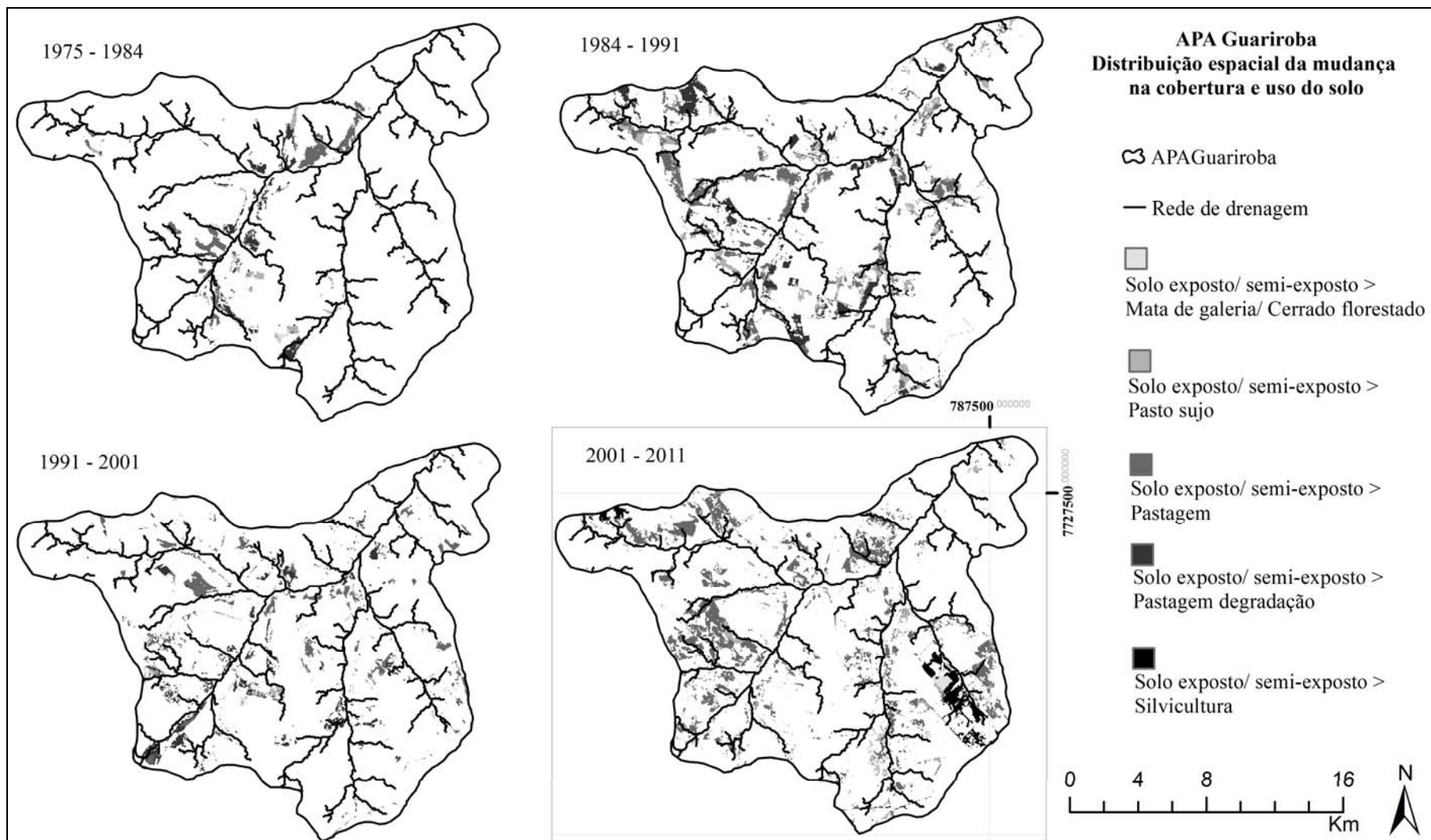


Figura 2.13 - Distribuição espacial da mudança de cobertura e uso do solo na APA Guararioba, MS, Brasil. Mapas apresentam a mudança da classe Solo exposto/ semi-exposto para outras classes em quatro intervalos de tempo (1975-1984, 1984-1991, 1991-2001 e 2001-2011)

Menos de 13 % das áreas classificadas como pastagens e pastagens em degradação foram convertidas em cerrado/ pasto sujo entre 1991 e 2001. Para o mesmo intervalo de tempo, cerca de 24 % de pastagem degradada e 27 % de solo exposto/ semi-exposto apresentaram ganho de cobertura vegetal em grandes agrupamentos, sendo convertidos em pastagem. Porém, quase 45 % da área de pastagem em 1991 apresentaram degradação em 2001. A transição entre pastagem e classes consideradas menos conservadoras ocorreu mais próxima aos córregos. Esses padrões são os mesmos encontrados em geral na dinâmica de mudança da cobertura do solo na APA Guariroba (Tabela 2.5).

Tabela 2.5 - Matriz com médias de mudança da cobertura do solo entre 1975 e 2011 da APA Guariroba, MS, Brasil. Os índices representam a porcentagem de área de cada classe convertida em outra classe. As classes apresentadas são mata de galeria (Mgal), cerrado florestado (Cflo), cerrado/pasto sujo (CPsu), pastagem (Past), pastagem em degradação (PasD) e solo exposto/semi-exposto (SEx). Valores acompanhados de (*) representam a porcentagem de cobertura do solo não modificada. Valores acompanhados de (**) representam as mudanças mais representativas

	Mgal	Cflo	CPsu	Past	PasD	SEx
Mata de galeria	23*	29**	18**	13	10	6
Cerrado florestado	4	54*	15**	10	12	4
Cerrado/pasto sujo	4	13	32*	15**	24**	11
Pastagem	5	2	12	31*	32**	16**
Pastagem degradação	1	8	20**	18**	39*	13
Solo exposto/ semi-exposto	1	1	12	22**	29**	33*

O quadro mais extremo observado entre 2001 e 2011 foi o aumento das áreas de pastagem degradada como resultado de grande degradação de áreas utilizadas para pastagem e pouca recuperação de áreas pastagens degradadas. A conversão de cerrado/ pasto sujo e pastagem em pastagem em degradação, alcançando quase 50 %. Foi notável que muitas áreas de pastagens estavam localizadas ao longo de córregos. Nesse mesmo intervalo, a conversão de pastagem degradada em estádios menos degradados de cobertura de solo não ultrapassou 13 % e se apresentou de forma agrupada. Evidencia-se, ainda, que cerca de 50 % das unidades classificadas como solo exposto/ semi exposto em 2001 tornaram-se pastagem degradada em grandes agrupamentos em 2011 e culturas de eucalipto ocuparam, principalmente, áreas de solos degradados e pastagens.

A diminuição da conversão em áreas de cerrado florestado somada à grande taxa de perda de florestas entre 1984 e 1991, refletiram na maior queda da cobertura de vegetação natural (3,34% da paisagem da APA ou 15,72% da área de vegetação natural por ano) entre os intervalos de tempo estudados (Figura 2.5). Essa taxa é muito superior a média entre os anos de 1975 e 2011 para a APA Guariroba (0,81 % da paisagem por ano) e outras regiões de

cerrado e savana. No oeste da Bahia e leste de Mato Grosso (Brannstrom *et al.*, 2008) as taxas anuais de desflorestamento entre 1986 e 2002 eram 2,6 % e 5,4 %, respectivamente. Gran Chaco Argentino teve 2,2 % de desflorestamento anual entre 1969 e 1999 (Zak, Cabido e Hodgson, 2004), enquanto as Florestas Secas na bacia do Paraná foram desmatadas em uma taxa anual de 3,5 % entre 1977 e 2008 (Bianchi e Haig, 2013). Em Rondônia, um estudo de uma série temporal mais detalhada observou baixas taxas de desflorestamento anual (0,5 - 2 %) nas décadas de 70 e 80, com ápice no final da década de 90 atingindo até 4,2 % (Roberts *et al.*, 2002). A diferença temporal das altas taxas de desflorestamento reflete o padrão de ocupação das áreas como descrito anteriormente, onde áreas mais ao sul do bioma cerrado foram desmatadas primeiramente.

Em termos de mudança no uso da terra, a expansão das pastagens extensivas e a introdução da soja e cana-de-açúcar no Cerrado têm recebido certa atenção de pesquisadores (Klink e Moreira, 2002; Klink e Machado, 2005; Carvalho, De Marco Junior e Ferreira, 2009), principalmente nos ecótonos com as Florestas Tropicais Úmidas (Arvor *et al.*, 2012; Sawakuchi, Ballester e Ferreira, 2013). Menor importância tem sido dada às florestas plantadas, que devem chegar a 1.000.000 hectares somente no Mato Grosso do Sul até 2030, com grande concentração entre o eixo Campo Grande - Água Clara, no qual está inserida a APA Guariroba (Programa mais florestas, <http://www.senarms.org.br/>). Pesquisas relacionadas à biodiversidade relatam que florestas plantadas e fragmentos naturais apresentam a mesma riqueza de animais, porém as comunidades são compostas por diferentes espécies (Pádua e Chiaravalloti, 2012). Ainda é necessário melhor explorar os impactos da silvicultura, por exemplo, pouco foi levantado sobre os efeitos nos solos e recursos hídricos.

A Tabela 2.5 mostra a média de mudança de cobertura do solo na APA Guariroba para as classes mais expressivas em termos de extensão. É interessante notar que, embora a maior porcentagem das coberturas permanecesse inalterada, houve uma tendência temporal na dinâmica de mudança da paisagem direcionada para coberturas menos conservadoras ao passar dos anos. Por exemplo, 48 % da pastagem foi degradada, enquanto 31 % permaneceu pastagem, 12 % foi transformada em pasto sujo e 7 % em floresta. Esse resultado reflete as condições de manejo da APA Guariroba combinados com as suas características físicas, principalmente o solo arenoso. As características físicas ainda refletem a distribuição espacial dessa tendência. A degradação do solo acontece de forma agrupada e geralmente se expande de um local de origem.

A mudança da cobertura e uso do solo apresenta padrão mais claro para as classes cerrado florestado, pastagem, pastagem em degradação e solos expostos. A conversão de

áreas naturais para pastagem ocorreu em blocos, que por suas vezes se tornaram pastagens degradadas a partir da expansão de pequenas áreas iniciais. A mudança no uso do solo representou cerca de 53 % na perda de floresta, enquanto a degradação das florestadas foi responsável por aproximadamente 36 % da perda. Especialmente essas áreas de floresta degradada, classificada como cerrado/ pasto sujo, se encontraram na borda dos fragmentos. Observou-se que a transição de florestas naturais para cerrado/ pasto sujo foi mais frequente do que a transição de pastagens para cerrado/ pasto sujo (Tabela 2.5, Figuras 2.9 e 2.11).

A formação de pasto sujo na região de borda de fragmentos de cerrado florestado e mata de galeria pode ser o resultado de perturbações dessas áreas, principalmente pelo gado. A transição mais frequente foi observada entre pasto sujo e pastagem degradada. Entre 1975 e 1991 a transformação de pastagem degradada em pasto sujo era mais frequente, mas entre 1991 e 2011 a conversão de pasto sujo em pastagem degradada se apresentou mais intensa (Tabela 2.4). Essas áreas de transição (cerrado/ pasto sujo - pastagem com extrato arbustivo e arbóreo desenvolvido) servem como gradientes de mudança na paisagem, evitando alterações abruptas entre áreas abertas e florestas, ao mesmo tempo em que possibilita ao pastoreio do gado. Enquanto estas áreas podem desempenhar certo papel ecológico, como fornecer um gradiente de mudança na paisagem, há a necessidade de um manejo mais cuidadoso, já que com o crescimento do componente arbóreo pode haver uma diminuição na cobertura herbácea. Assim, tornando essas áreas mais susceptíveis à degradação do solo. Faltam estudos sobre a formação de cerrado/ pasto sujo como resultado do uso do solo e suas relações com coberturas herbáceas e degradação do solo. Na Etiópia, o estudo da relação entre uso do solo, campos herbáceos e erosão do solo com o crescimento de áreas dominadas por componente arbustivo, indicou que o aumento do componente arbustivo altera as condições dos campos naturais, mas não esta diretamente relacionada com a erosão do solo (Oba *et al.*, 2000). Neste estudo, porém, essa transição para solos expostos foi observada para alguns agrupamentos na Figura 2.8.

2.3.3 Forçantes na mudança da paisagem

Como pode ser observado na Figura 2.14, a redução do cerrado florestado está negativa e significativamente correlacionada com a expansão de áreas de pastagem na APA Guariroba ($r = - 0,78$, $p < 0,05$), com o aumento do rebanho bovino municipal ($r = - 0,98$, $p < 0,05$) e da população municipal de Campo Grande ($r = - 0,97$, $p < 0,05$). Para a mata ciliar, nenhuma variável apresentou correlação. O aumento da produção agropastoril e população são as forçantes de mudança da paisagem normalmente identificadas em grandes e médias

escalas no Cerrado (Redo, Aide e Clark, 2013) e outras Savanas (Wood, Tappan e Hadj, 2004; Romero-Ruiz *et al.*, 2012).

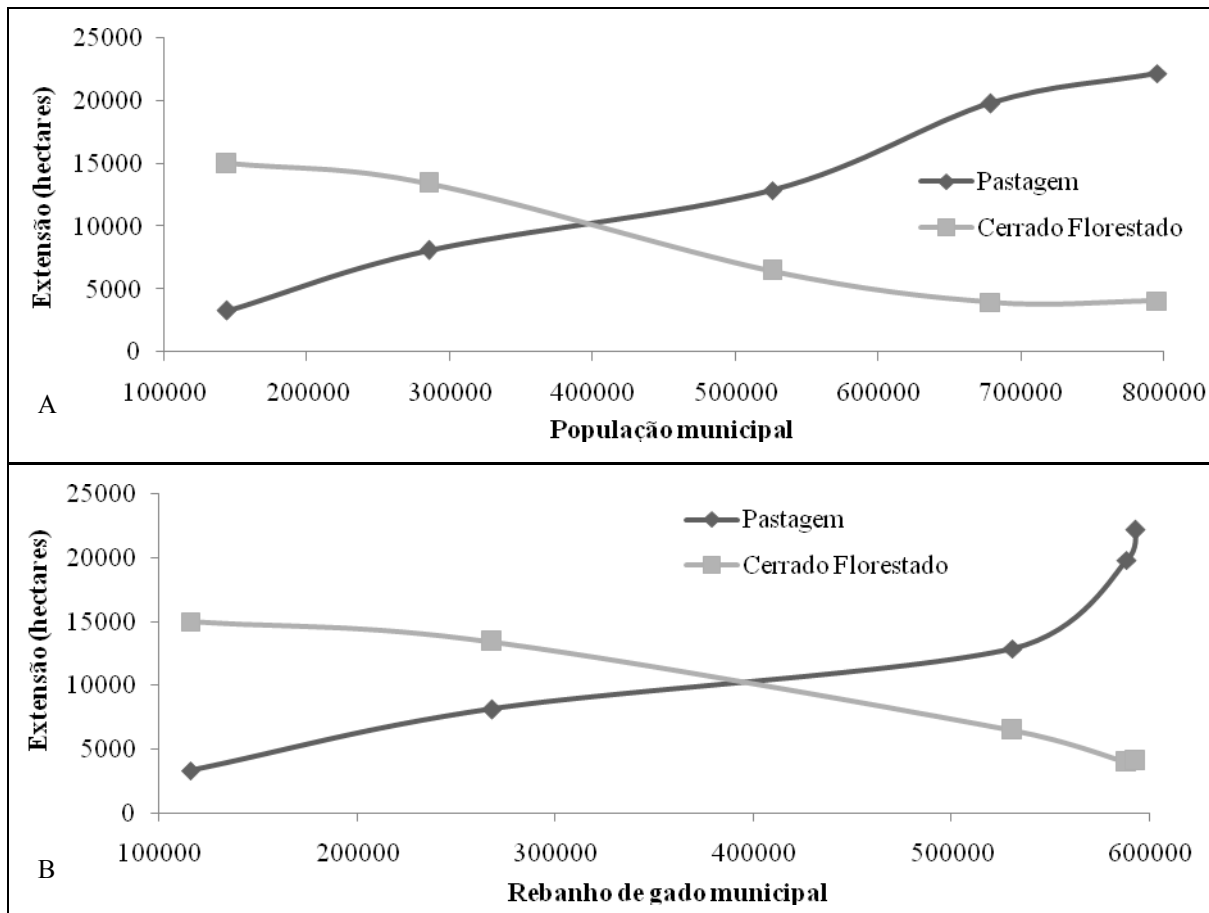


Figura 2.14 - Mudanças na extensão (hectares) de Cerrado florestado e áreas de pastagem na APA Guariroba em relação (A) ao tamanho da população e (B) do rebanho de gado em de Campo Grande, MS, Brasil. Pastagem é uma representação de áreas classificadas como pastagem e pastagem em degradação

Os incentivos para o desenvolvimento agropastoril em Mato Grosso do Sul tiveram início através do sul do estado, com o primeiro assentamento implantado pelo governo federal em Dourados na década de 40 (Peluso *et al.*, 2002). Na mesma época, Campo Grande tinha uma população urbana de 14.459 pessoas. A partir da década de 70, as atividades agropastoris começam a se intensificar no centro-oeste brasileiro impulsionados pelos programas de desenvolvimento governamentais (Teixeira e Hespanho, 2006). Em 1975, o desenvolvimento da agropecuária teve um marco no sul do então estado de Mato Grosso (centro-sul de Mato Grosso do Sul) com a vinda de agricultores sulistas e a implantação do programa POLOCENTRO (Arruda e Sugai, 1994; Teixeira e Hespanho, 2006). A partir de 1977, com a criação do Estado de Mato Grosso do Sul e o estabelecimento da capital em Campo Grande, houve um grande crescimento populacional e econômico da cidade e região.

Em uma escala local, atributos da paisagem e de infraestrutura normalmente conduzem as mudanças no uso do solo. A relação entre a conversão de áreas naturais e características da paisagem foi estudada por alguns autores. Normalmente, áreas férteis, não inclinadas, de fácil acesso e mais próximas a cidades são preferencialmente alteradas, enquanto áreas menos férteis, de maior declividade e difícil acesso são mais frequentemente inalteradas (Lambin, Geist e Lepers, 2003; Brannstrom *et al.*, 2008; Carvalho, De Marco Junior e Ferreira, 2009; Nahuelhual *et al.*, 2012; Rosa *et al.*, 2013; Sawakuchi, Ballester e Ferreira, 2013).

Na Bacia do Córrego Guariroba, as áreas antropizadas em 1975 apresentaram fraca relação com a distância dos córregos e estradas, e elevação do terreno ($r = 0,32$, $p < 0,05$). Assim, até este período, as áreas que passaram por mudança no uso do solo se concentravam mais próximas a estradas e córregos, assim como em terrenos mais baixos. Os locais antropizados na Bacia em 2011 apresentaram relação ainda mais fraca com esses mesmos componentes da paisagem ($r = 0,18$, $p < 0,05$). Esses resultados sugerem que, inicialmente (1975), características representando facilidade de acesso e disponibilidade de água eram importantes na escolha de locais para conversão de floresta nativa. Contudo, ao passar do tempo, esses fatores deixaram de ser importantes na mudança do uso do solo. Ainda, o uso do solo em 2011 está relacionado com os períodos anteriores desde 1984 ($r = 0,52$, $p < 0,05$), porém não com o uso do solo em 1975.

2.3.4 Métricas de paisagem para classes florestadas

As métricas de paisagem descrevem a intensidade da fragmentação ao decorrer do tempo através da composição e configuração das unidades da paisagem. As métricas selecionadas para descreverem a paisagem nesse estudo são apresentadas na Figura 2.15, e são: Proporção da paisagem (P_i), Densidade de fragmentos (DF), Índice de proximidade média (IPM), Densidade de borda (DB), Raio de giro (RGI), Índice médio de forma (IF) e Números de áreas centrais (NAC).

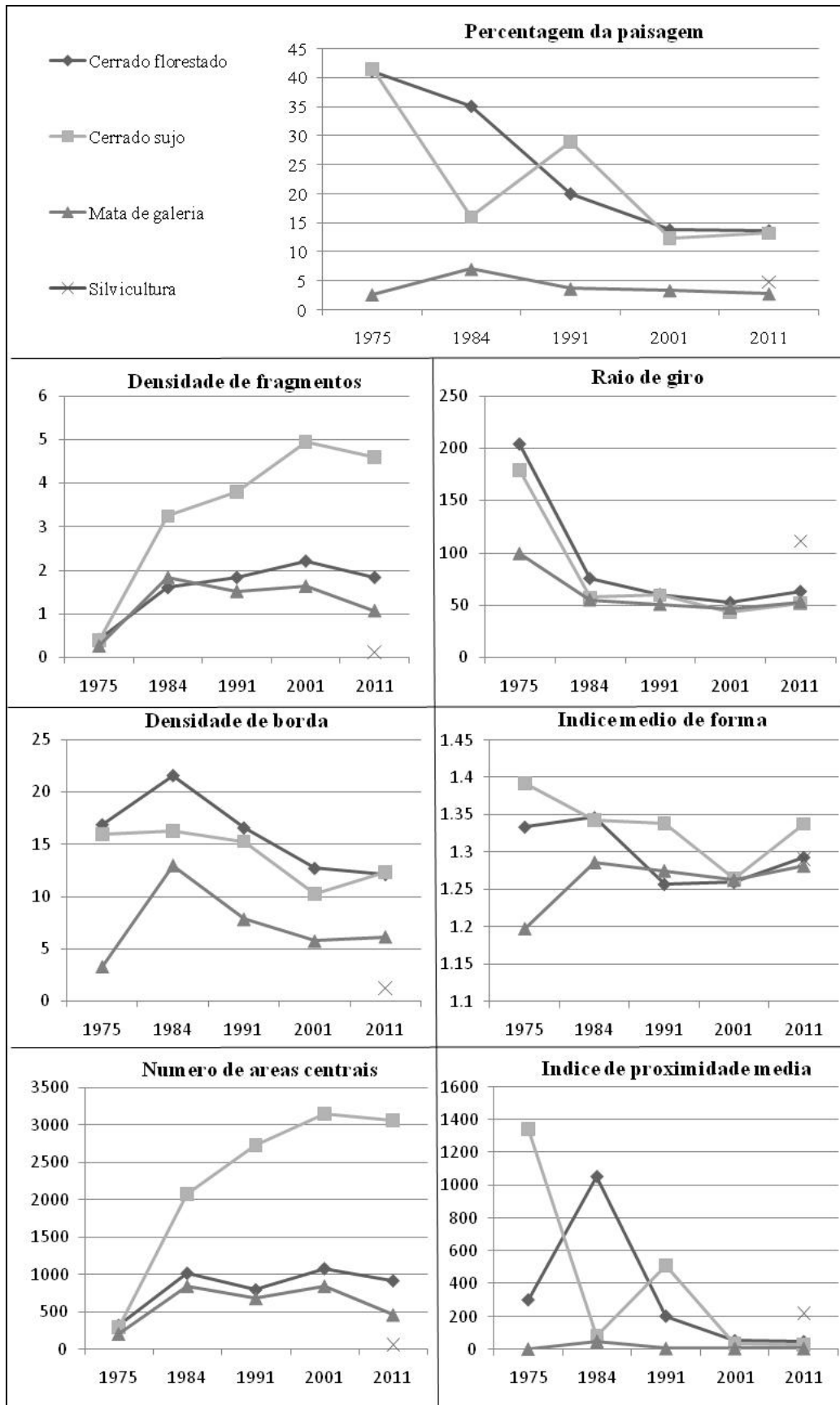


Figura 2.15 - Índices de paisagem calculados para Área de Proteção Ambiental Guararioba, Campo Grande, MS, Brasil. As métricas aqui apresentadas são relacionadas com área, forma e conexão para cada fisionomia nos de 1975, 1984, 1991, 2001 e 2011. Detalhes sobre as métricas são especificados na sessão 2.2.3 (Análise espaço-temporal da paisagem)

As métricas mostram que a cobertura de cerrado florestado diminuiu significativamente de 1975 a 2011 (P_i). Em geral, observou-se uma primeira fase com aumento do número de fragmentos e proximidade entre eles, seguido por uma diminuição da área média e agrupamento desses fragmentos. Em 1975 havia poucos fragmentos com grandes áreas (RGI, DF), resultando em relação moderada entre comprimento de borda e área (DB), poucas áreas sem efeito de borda (NAC) e fragmentos mais isolados (IPM). A maior conectividade (IPM) entre fragmentos, grande número de áreas centrais (NAC) e fragmentos com formas mais complexas (IMF) resultando em maior relação borda/área (DB) foram observadas em 1984. O aumento desses índices é resultado da fragmentação dos remanescentes de cerrado florestado existentes em 1975, gerando maior número de fragmentos mais compactos (DF, RGI).

A maior diminuição da cobertura de Cerrado florestado (15 %) ocorreu entre 1984 e 1991 (P_i), acompanhada de queda significativa no agrupamento de fragmentos (IPM) e forma dos mesmos (DB e IMF). Assim, sugerindo, que as formações de cerrado florestado foram desagregadas e perderam complexidade de forma. Considerável cobertura de cerrado florestado passou a ser cerrado/ pasto sujo (Tabela 2.4), representando grandes áreas ou entorno de fragmentos (Figura 2.9).

O mesmo padrão foi observado para a classe cerrado/ pasto sujo ao decorrer do tempo, com exceção da métrica IPM. Esta classe apresentou alta conectividade em 1975, com grande declínio em 1984 e posterior aumento em 1991. Apesar do padrão ser o mesmo, a quantidade de fragmentos foi superior, assim, apresentando DF e NAC superiores ao dobro da classe cerrado florestado.

A classe mata de galeria apresentou menor P_i e DF em 1975, indicando a baixa presença dessa formação em percentagem e número de fragmentos. P_i aumentou levemente e a DF substancialmente em 1984, correspondendo à ganho em área e formação de fragmentos. Nesse período, também houve um aumento seguido por constância para IF. Indicando, assim, que os fragmentos formados apresentam formas mais alongadas, como é esperado para matas de galeria estreitas ao longo dos córregos.

Estudos que utilizam métricas de paisagem para avaliar a configuração espacial do processo de fragmentação descrevem a diminuição na porcentagem de vegetação nativa e o aumento no número de fragmento, seguidos pela diminuição da área desses fragmentos e conectividade entre eles (Echeverria *et al.*, 2006; Brannstrom *et al.*, 2008; Carvalho, De Marco Junior e Ferreira, 2009; Bianchi e Haig, 2013; Grecchi *et al.*, 2013). Contudo coberturas derivadas da antropização das áreas naturais apresentam padrão inverso, com

aumento da porcentagem de cobertura da paisagem diminuição do número de fragmentos com aumento de área média (Brannstrom *et al.*, 2008). Neste estudo, porém, áreas de cerrado/pasto sujo apresentaram aumento no número de fragmentos e diminuição da extensão. O processo de mudança de cobertura do solo, e conseqüente fragmentação, estão associados ao uso da terra. Assim, na conversão para pastagem, as unidades de cobertura diminuem em extensão e se tornam cada vez mais fragmentados, apresentando o padrão observado.

Em comparação com outros estudos realizados no cerrado, a bacia do córrego Guariroba se encontra em estado mais avançado de fragmentação. Carvalho e colaboradores (2009) estimaram P_i (40 %), DB (5) e RGI (10.000) em áreas também dominadas por pastagem no estado de Goiás. Esses autores observaram, em média, valores mais conservadores em 2002 do que na bacia do córrego Guariroba a partir de 1984. Para o sudeste de Mato Grosso, Grecchi e colaboradores (2013) observaram o aumento do número e a desagregação dos fragmentos de vegetação natural de 1985 a 2005. Os autores observaram também observaram continua fragmentação entre os dois intervalos de tempo estudados.

2.4 CONCLUSÕES

A mudança da paisagem, com diminuição das áreas naturais e aumento das áreas de pastagem relacionou-se com o aumento da população e do rebanho de gado, o que indicou que oportunidades econômicas são as principais forçantes de mudança da paisagem. A estabilização da conversão de áreas naturais provavelmente está relacionada com a formação da unidade de conservação em 2005. Inicialmente as áreas desmatadas eram aquelas mais próximas a estradas e córregos, porém essa relação se tornou mais fraca ao longo do tempo.

A transição entre as classes de cerrado florestado, cerrado/pasto sujo, pastagem, pastagem degradada e solo exposto/semi-exposto foram dinâmicas no espaço e tempo. Essas dinâmicas evidenciam características físicas e a falta de manejo adequado do uso do solo na APA Guariroba. As classes que representam solos mais expostos e passíveis de erosão se tornaram mais comuns ao longo dos anos, enquanto classes de maior cobertura vegetal e vegetação natural se tornaram mais escassas.

A degradação de áreas de vegetação natural também teve impacto significativo na diminuição das florestas, onde a transição para cerrado/pasto sujo se concentrou nas bordas dos fragmentos florestais. Enquanto as florestas foram retraídas das bordas para o centro ou convertidas em pastagens em blocos, as áreas degradadas expandiram de pontos iniciais.

Os resultados indicam que o processo de mudança do uso e cobertura do solo resultou, primeiramente, em um menor número de remanescentes de cobertura natural com grandes áreas. Ao decorrer do tempo os fragmentos passaram a ser menores e mais isolados. Houve uma queda abrupta com posterior estabilização nas métricas de conexão da paisagem em 1991, sugerindo que o isolamento dos fragmentos foi observado a partir de um limiar de conversão da paisagem natural de aproximadamente 75%.

Para se manter os serviços ambientais prestados pela Área de Preservação Ambiental do Guariroba, como produção de água potável e manutenção da biodiversidade, é necessário o manejo adequado da paisagem. Em primeira instancia é preciso realizar (1) a recuperação da cobertura vegetal em áreas degradadas, (2) estabelecer práticas de proteção da cobertura vegetal em áreas destinadas a pecuária extensiva, (3) a manutenção das áreas de cerrado/pasto sujo, (4) realizar a recuperação de áreas naturais ao longo dos córregos e cabeceiras (APPs), e (5) prever a recuperação das áreas de Reserva Legal em função da conexão dos fragmentos de vegetação natural na paisagem. Baseado nos resultados, as dinâmicas de transição tem caráter espacial, e assim as ações de conservação e manejo da APA Guariroba também devem ser espacialmente planejada.

REFERÊNCIAS

ARRUDA, Z.J.D.; SUGAI, Y. **Regionalização da Pecuária Bovina no Brasil** Campo Grande (MS): EMBRAPA, 1994. 144p.

ARVOR, D.; MEIRELLES, M.; DUBREUIL, V.; BEGUE, A.; SHIMABUKURO, Y.E. Analyzing the agricultural transition in Mato Grosso, Brazil, using satellite-derived indices. **Applied Geography**, Oxford (UK), v. 32, n. 2, p. 702-713, Mar 2012.

BALLESTER, M.V.R.; VICTORIA, D.D.; KRUSCHE, A.V.; COBURN, R.; VICTORIA, R.L.; RICHEY, J.E.; LOGSDON, M.G.; MAYORGA, E.; MATRICARDI, E. A remote sensing/GIS-based physical template to understand the biogeochemistry of the Ji-Parana river basin (Western Amazonia). **Remote Sensing of Environment**, New York (NY), v. 87, n. 4, p. 429-445, Nov 15 2003.

BIANCHI, C.A.; HAIG, S.M. Deforestation Trends of Tropical Dry Forests in Central Brazil. **Biotropica, cidade**, v. 45, n. 3, p. 395-400, May 2013.

BRANNSTROM, C.; JEPSON, W.; FILIPPI, A. M.; REDO, D.; XU, Z. W.; GANESH, S. Land change in the Brazilian Savanna (Cerrado), 1986-2002: Comparative analysis and implications for land-use policy. **Land Use Policy**, Oxford (UK), v. 25, n. 4, p. 579-595, Oct 2008.

BUENO, M.L. **Fitossociologia das Formações Florestais Ribeirinhas na Área de Proteção Ambiental dos Mananciais do Córrego Guariroba, Campo Grande, MS, Brasil.** 2009. 105p. (Mestrado na area de Botânica) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande - MS, 2009.

CAMARGO, C.M.J.; CAMARGO, L.J.J.; OLIVEIRA, A K.M D. Efeitos da legislação ambiental na proteção da Área de Proteção Ambiental do Guariroba, Mato Grosso do Sul. **Revista Uniara**, Campo Grande - MS, v. 13, p.115-124 2010.

CAMPO GRANDE, P.M. **Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental dos Mananciais do Córrego Guariroba – APA do Guariroba.** Campo Grande, MS: 2007. 156p.

_____. **Programa Manancial Vivo:** Aspectos conceituais, metodológicos e resultados obtidos entre os anos de 2009 – 2011. PMCG. Campo Grande. 2012. 36p.

CARREIRAS, J.M.B.; PEREIRA, J.M.C.; CAMPAGNOLO, M.L.; SHIMABUKURO, Y. E. Assessing the extent of agriculture/pasture and secondary succession forest in the Brazilian Legal Amazon using SPOT VEGETATION data. **Remote Sensing of Environment**, New York (NY), v. 101, n. 3, p. 283-298, Apr 15 2006.

CARVALHO, F.M.V.; DE MARCO JUNIOR, P.; FERREIRA, L.G. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. **Biological Conservation**, Oxford (UK), v. 142, n. 7, p. 1392-1403, Jul 2009.

CHAVEZ, P.S. Image-based atmospheric corrections revisited and improved. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, Bethesda, v. 62, n. 9, p. 1025-1036, Sept. 1996.

ECHEVERRIA, C.; COOMES, D.; SALAS, J.; REY-BENAYAS, J. M.; LARA, A.; NEWTON, A. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. **Biological Conservation**, Oxford (UK), v. 130, n. 4, p. 481-494, Jul 2006.

ERDAS. **ERDAS Imagine.** Atlanta, USA: ERDAS, Inc 1999. Disponível em: <<http://www.hexagongeospatial.com/products/ERDAS-IMAGINE/details.aspx>>. Acesso em: 1 jun. 2014.

ESRI. **Arc-Gis version 9.3.** Redlands, CA, USA: Environmental Systems Research Institute 2009. Disponível em: <<http://www.esri.com/>>. Acesso em: 1 jun. 2014.

FOLEY, J.A.; DEFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F.S.; COE, M.T.; DAILY, G.C.; GIBBS, H.K.; HELKOWSKI, J.H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E.A.; KUCHARIK, C.J.; MONFREDA, C.; PATZ, J.A.; PRENTICE, I.C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P.K. Global consequences of land use. **Science**, Washington (DC), v. 309, n. 5734, p. 570-574 Jul 22 2005.

GARCIA, A.S.; ACORCI FILHO, L.C.; GARCIA, S.D. Integrating ecology, economy and geotechnology in decision making (*in press*). **Interações**. Campo Grande: Universidade Dom Bosco, 2014. 15p.

GEIST, H.J.; LAMBIN, E.F. **What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence** Belgium: University of Louvain, 2001. 116p.

GRECCHI, R. C.; GWYN, Q. H. J.; BENIE, G. B.; FORMAGGIO, A. R. Assessing the spatio-temporal rates and patterns of land-use and land-cover changes in the Cerrados of southeastern Mato Grosso, Brazil. **International Journal of Remote Sensing**, Abingdon, v. 34, n. 15, p. 5369-5392, Aug 10 2013.

IBGE. **Mapa de biomas do Brasil**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2004. Escala 1:5.000.000.

_____. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010. 190p.

_____. **Senso agropecuario**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010.

IKONOS, S.I. **IKONOS multispectral (1-3) 2005**. Disponível em: < <http://www.satimagingcorp.com/gallery/ikonos/> >. Acesso em: 1 jun. 2014.

IPEA. **Código Florestal: Implicações do PL 1876/99 nas áreas de reserva legal**. Brasília - DF: Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas, 2011. 22p.

JEPSON, W. A disappearing biome? Reconsidering land-cover change in the Brazilian savanna. **Geographical Journal**, Malden, v. 171, p. 99-111, Jun 2005.

JEPSON, W.; BRANNSTROM, C.; FILIPPI, A. Access Regimes and Regional Land Change in the Brazilian Cerrado, 1972-2002. **Annals of the Association of American Geographers**, Abingdon, v. 100, n. 1, p. 87-111, 2010 2010.

JSPACESYSTEMS. **ASTER GDEM scene S21W055**. Tokyo (Japan): Japan Space Systems 2012. Disponível em: < <http://gdem.ersdac.jspacesystems.or.jp/> >. Acesso em: 1 jun. 2014.

KLINK, C.A.; MACHADO, R.B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, Malden, v. 19, n. 3, p. 707-713, Jun 2005.

KLINK, C.A.; MOREIRA, A. The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna. In: OLIVEIRA, P.S. ; MARQUIS, R.J. (Ed.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. p.69-88.

LAMBIN, E.F.; GEIST, H.; RINDFUSS, R.R. Introduction: Local processes with global impacts. In: Lambin, E. F.; Geist, H. (Ed) **Land-Use and Land-Cover Change: Local Processes and Global Impacts**. Berlin: Springer-Verlag Berlin, 2006. p. 1-8.

LAMBIN, E.F.; GEIST, H.J.; LEPERS, E. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. **Annual Review of Environment and Resources**, Palo Alto, v. 28, p. 205-241, 2003 2003.

LIMA, S.S.; DAMASCENO JR, G.A. **Florística em vereda da Área de Proteção Ambiental do Guariroba, Campo Grande, Mato Grosso do Sul.** 2009. 34 p. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande - MS, 2009

MANTOVANI, J.E.; PEREIRA, A. **Estimativa da Integridade da Cobertura Vegetal de Cerrado Através de Dados TM/Landsat.** SIMPOSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11., 1998. **Anais...** Santos, Brazil: INPE: 1998. 1455-1466p.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A.; NEEL ENE, M.C. **FRAGSTATS v3: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps.** Amherst: University of Massachusetts 2002. Disponível em: < www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html >. Acesso em: 1 jun. 2014.

MMA, M. D. M. A. **O Bioma Cerrado.** Brasília, DF: MMA 2014. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>>. Acesso em: 1 jun. 2014.

MPE/MS. **APA do Guariroba integra projeto nacional de recuperação ambiental.** Ministério Público do Estado de Mato Grosso do Sul. 2011. Disponível em: < <http://www.mpambiental.org/?acao=noticia&id=2292>>. Acesso em: 1 jun 2014.

NAHUELHUAL, L.; CARMONA, A.; LARA, A.; ECHEVERRIA, C.; GONZALEZ, M. E. Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 107, n. 1, p. 12-20, Jul 2012.

NASA. **Landsat Program.** Landsat MMS scene L1224_07419751217. São José dos Campos (Brasil): Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais 1975. Disponível em: < <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/> >. Acesso em: 1 jun 2014.

_____. **Landsat Program.** Landsat TM scene L5224_07419840702, Orthorectified. Sioux Falls (US): United States Geological Survey 1984. Disponível em: <<http://landsatlook.usgs.gov/>>. Acesso em: 1 jun. 2014.

_____. **Landsat Program.** Landsat TM scene L5224_07419910519. São José dos Campos (Brasil): Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais 1991. Disponível em: < <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/> >. Acesso em: 1 jun. 2014.

_____. **Landsat Program.** Landsat ETM+ scene L7224_07420010506, Orthorectified. Sioux Falls (US): **United States Geological Survey** 2001. Disponível em: <<http://landsatlook.usgs.gov/>>. Acesso em: 1 jun. 2014.

_____. **Landsat Program.** TM scene L5224_07420110627. São José dos Campos (Brasil): Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais 2011. Disponível em:< <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/> >. Acesso em: 1 jun. 2014.

NEWTON, A.C.; HILL, R.A.; ECHEVERRIA, C.; GOLICHER, D.; BENAYAS, J.M.R.; CAYUELA, L.; HINSLEY, S.A. Remote sensing and the future of landscape ecology. **Progress in Physical Geography**, London, v. 33, n. 4, p. 528-546, Aug 2009.

- OBA, G.; POST, E.; SYVERTSEN, P.O.; STENSETH, N.C. Bush cover and range condition assessments in relation to landscape and grazing in southern Ethiopia. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 15, n. 6, p. 535-546, Aug 2000.
- PELUSO, M.L.; FERREIRA, I.C.B.; STENBERGER, M.; dos ANJOS, R.S.A. Territorial Settlement, Regional Development and Environmental Problems in the Brazilian Midwest In: SANCHES, L.H. (Ed.). **Area Studies - Regional Sustainable Development: Brazil: Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)** 2002.
- PÁDUA, C.B.V.; CHIARAVALLOTI, R.M. **Silviculture and Biodiversity**. Apremavi Rio do Sul, SC: The Brazilian forests dialogue, 2012. 64p.
- PENNINGTON, R.T.; LEWIS, G.P.; RATTER, J.A. An overview of the plant diversity, biogeography and conservation of neotropical savannas and seasonally dry forests. In: _____ (Ed) **Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests: Plant Diversity, Biogeography, and Conservation**. London: Taylor & Francis, 2006. p. 1-29.
- QUESADA, M.; STONER, K.E.; LOBO, J.A.; HERRERIAS-DIEGO, Y.; PALACIOS-GUEVARA, C.; MUNGUÍA-ROSAS, M.A.; SALAZAR, K.A.O.; ROSAS-GUERRERO, V. Effects of forest fragmentation on pollinator activity and consequences for plant reproductive success and mating patterns in bat-pollinated bombacaceous trees. **Biotropica**, Lawrence, v. 36, n. 2, 131-138, Jun 2004.
- REDO, D.; AIDE, T.M.; CLARK, M.L. Vegetation change in Brazil's dryland ecoregions and the relationship to crop production and environmental factors: Cerrado, Caatinga, and Mato Grosso, 2001–2009. **Journal of Land Use Science**, Abingdon, v.8, 2013. p.123-153, 2009.
- ROBERTS, D.A.; NUMATA, I.; HOLMES, K.; BATISTA, G.; KRUG, T.; MONTEIRO, A.; POWELL, B.; CHADWICK, O. A. Large area mapping of land-cover change in Rondonia using multitemporal spectral mixture analysis and decision tree classifiers. **Journal of Geophysical Research-Atmospheres**, Washington (DC), v. 107, n. D20, Sep-Oct 2002.
- ROMERO-RUIZ, M.H.; FLANTUA, S.G.A.; TANSEY, K.; BERRIO, J. C. Landscape transformations in savannas of northern South America: Land use/cover changes since 1987 in the Llanos Orientales of Colombia. **Applied Geography**, Oxford (UK), v. 32, n. 2, p. 766-776, Mar 2012.
- ROSA, I.M.D.; PURVES, D.; SOUZA, C.; EWERS, R.M. Predictive Modelling of Contagious Deforestation in the Brazilian Amazon. **Plos One**, San Francisco, v. 8, n. 10, e77231, Oct 18 2013.
- SANO, E.E.; FERREIRA, L.G. Monitoramento semidetalhado (escala de 1: 250 000) de ocupação de solos do cerrado: considerações e proposta metodológica. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 10., 2005. Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2005. p.3309 - 3313.
- SANO, E.E.; ROSA, R.; BRITO, J.L.S.; FERREIRA, L.G. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 166, n. 1/4, p. 113-124, Jul 2010.

SAWAKUCHI, H.O.; BALLESTER, M.V.R.; FERREIRA, M.E. The Role of Physical and Political Factors on the Conservation of Native Vegetation in the Brazilian Forest-Savanna Ecotone. **Open Journal of Forestry**, Irvine, v. 3, p. 49-56, 2013.

SISGRAN. **Efetivo de rebanho**. Campo Grande: PMCG 2012. Disponível em:< <http://www.campogrande.ms.gov.br/sisgran> >. Acesso em: 1 jun. 2014.

SONG, C.; WOODCOCK, C.E.; SETO, K.C.; LENNEY, M.P.; MACOMBER, S.A. Classification and change detection using Landsat TM data: When and how to correct atmospheric effects? **Remote Sensing of Environment**, New York (NY), v. 75, n. 2, p. 230-244, Feb 2001.

TEIXEIRA, J.C.; HESPANHO, A.N. A região centro-oeste no contexto das mudanças agrícolas ocorridas no período pós-1960. **Revista AGB/TL**, Três Lagoas, v.1, p.52-66,2006.

TURNER, M.G.; GARDNER, R.H. **Quantitative Methods in Landscape Ecology**, New York: Springer-Verlag, 1994. 556p.

TURNER, M.G.; GARDNER, R.H.; O'NEIL, R.V. **Landscape Ecology in theory and practice: pattern on process**. New York: Springer Verlag, 2001. 348p.

WOOD, E.C.; TAPPAN, G.G.; HADJ, A. Understanding the drivers of agricultural land use change in south-central Senegal. **Journal of Arid Environments**, London, v. 59, n. 3, p. 565-582, Nov 2004.

WWF. **Começa recuperação do Córrego Guariroba, em Campo Grande**. 2011. Disponível em:< <http://www.wwf.org.br/?29262/Comeca-recuperacao-do-Corrego-Guariroba-em-Campo-Grande>>. Acesso em: 1 jun. 2014.

ZAK, M.R.; CABIDO, M.; HODGSON, J.G. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? **Biological Conservation**, Oxford (UK), v. 120, n. 4, p. 589-598, Dec 2004.

3 FENOLOGIA REPRODUTIVA EM PAISAGEM FRAGMENTADA DE CERRADO, BRASIL

Resumo

A fragmentação dos habitats altera componentes estruturais da paisagem e, conseqüentemente, causa a disrupção da dinâmica entre organismos e deles com o meio. O objetivo desse estudo foi estimar o efeito da fragmentação na fenologia vegetal em uma área de Cerrado protegida. *Hymenaea stigonocarpa* foi utilizada como espécie modelo, onde 42 indivíduos com circunferência a altura do peito maior do que 20 cm foram acompanhados mensalmente. Para comparar interior e borda de fragmentos, foram utilizados o índice de atividade, a análise circular e regressão logística. A borda apresentou um maior índice de atividades para floração, porém não houve diferença no índice de atividades para a frutificação entre a mesma e o interior dos fragmentos. Os padrões sazonais de floração e frutificação nas áreas de borda e interior não diferiram. As variáveis relacionadas com a atividade reprodutiva foram: densidade da vegetação, altura dos indivíduos e distância da borda.

Palavras-chave: Produção de flores e frutos; Efeito de borda; Polinização; APA Guariroba

Abstract

Habitat fragmentation modifies landscape composition and structure, and, thus disrupts the dynamic among organisms and then with the environment. This study aimed to estimate the fragmentation effect on plant phenology in a Cerrado protected area. 42 individuals of the tree *Hymenaea stigonocarpa* with CBH > 20 cm were monthly observed. Activity Index, Circular Analyses and logistic regression were used to compare core and edge of fragments. Fragment edge showed higher activity index for flowering, but there were no difference between edge and core for fruiting. The seasonal pattern was similar for edge and core areas in both flowering and fruiting. The variables related to flower and fruit set were vegetation density, height of the tree and the distance between the tree and the fragment edge.

Keywords: Flower and fruit set; Edge effect; Pollination; APA Guariroba

3.1 INTRODUÇÃO

A conversão de habitats contínuos em áreas fragmentadas altera as características físicas e estruturais do ambiente, assim como a dinâmica dos processos ecológicos. A documentação dos processos de conversão vem sendo objeto de inúmeros estudos em vários biomas do mundo (Lambin, Geist e Lepers, 2003; Jepson, 2005; Killeen *et al.*, 2008; Bonilla-Moheno *et al.*, 2013). Particularmente nas regiões tropicais, o efeito da fragmentação na dinâmica dos processos ecológicos ainda não é completamente compreendido e tópicos investigados apresentam resultados diversos (Laurance, 2001). Para o componente vegetativo, por exemplo, diferentes impactos da fragmentação são observados conforme a escala, espécie,

o bioma ou formação estudada (Aldrich e Hamrick, 1998; Benitez-Malvido, 1998; Fahrig, 2003; Fuchs, Lobo e Quesada, 2003; Jacquemyn *et al.*, 2003; Aguilar *et al.*, 2006; Echeverria *et al.*, 2006; Jump e Penuelas, 2006; Laurance *et al.*, 2007; Kramer *et al.*, 2008; Pires, Silva e Freitas, 2013).

No Brasil, os estudos sobre mudanças antrópicas na paisagem e seus efeitos no funcionamento dos ecossistemas têm se concentrado, majoritariamente, na Amazônia (Mahar, 1989; Alves *et al.*, 1999; Cardille e Foley, 2003; Laurance *et al.*, 2004; Batistella e Moran, 2005; Fearnside, 2006). Menos atenção tem recebido o Cerrado, considerada área prioritária à conservação (um *hotspot* da biosfera de acordo com a Conservation International), abriga as principais nascentes de importantes bacias brasileiras e detém elevados índices de biodiversidade e endemismo. No entanto, tem sofrido conversões no uso do solo maiores do que as observadas na floresta amazônica (Sano e Ferreira, 2005; IBGE, 2010a). Por exemplo, em 2009, a área com cobertura vegetal nativa do Cerrado abrangia 51,2 % da área original do bioma (IBAMA, 2009).

Quando a fragmentação é intensa, os remanescentes de vegetação nativa ficam inseridos em uma matriz antrópica, onde as bordas são áreas de transição que diferem do interior dos fragmentos, o que resulta no chamado efeito de borda (Primack e Rodrigues, 2001). O efeito da matriz e da borda têm sido estudados no Cerrado sob diferentes aspectos tais como alterações na densidade de plantas zoocóricas (Fleuri Jardim e Batalha, 2009), efeitos de predação e quantidade de biomassa (Carrizo *et al.*, 2007), padrão de distribuição espacial e estrutura da comunidade vegetal (Lima-Ribeiro, 2008) e efeito na predação de ninhos (França e Marini, 2009).

Fatores bióticos e abióticos quando modificados pelo efeito de borda podem afetar as fenofases vegetais, já que estas estão relacionadas com a fisiologia da planta (Morellato *et al.*, 2000). Estudos sobre o efeito da fragmentação nas atividades do ciclo de vida de plantas têm sido úteis para elucidar o efeito desses fatores nos padrões reprodutivos, porém esses estudos se concentram nas florestas tropicais úmidas (Restrepo, Gomez e Heredia, 1999; Morellato *et al.*, 2000; Laurance *et al.*, 2003).

A fragmentação ainda pode influenciar os padrões reprodutivos não somente alterando a floração, mas também a frutificação quando essa é dependente de polinizadores. Em ambientes fragmentados a dependência da planta/polinizador é a principal forçante do sucesso reprodutivo (Aguilar *et al.*, 2006). Mais prejudicial será a fragmentação caso o dispersor também seja tão dependente quanto a planta (Ashworth *et al.*, 2004). Portanto, o objetivo desse estudo foi estimar o efeito da fragmentação na fenologia reprodutiva e na produção de

flores e frutos de *Hymenaea stagnocarpa* em uma área fragmentada de Cerrado. Especificamente, avaliamos a diferença entre interior e não interior de fragmentos quanto à produção de frutos e flores, além da sua sazonalidade fenológica. A hipótese inicial era encontrar maior índice de floração e frutificação na borda, além de menor sazonalidade para essa região, devido à menor competição por recursos com outras árvores. A espécie *Hymenaea stagnocarpa* foi escolhida como modelo baseada em suas características ecológicas: (1) estabelecimento em pastagens, interior e borda de fragmentos, (2) ocorrência restrita a ambientes bem drenados, (3) alta dependência de polinizador e dispersor.

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

A Área de Proteção Ambiental dos Mananciais do Córrego Guariroba (APA Guariroba) possui cerca de 36.000 hectares e está localizada na região sudoeste do Município Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil, (Figura 3.1). A região é caracterizada por formações de Cerrado, áreas úmidas, pastagem e eucalipto.

O estudo foi realizado em uma porção central da APA Guariroba de aproximadamente 2.000 hectares, tendo como base de apoio a Fazenda Forquilha. Com exceção das plantações de eucalipto, todas as demais formações foram englobadas neste estudo. As características bióticas e abióticas descritas a seguir, foram obtidas junto ao Plano de Manejo APA do Guariroba (Campo Grande, 2007).

Na área de estudo, as fitofisionomias naturais que mais se destacam são o Cerradão, o Cerrado Denso e as áreas úmidas. O Cerradão apresenta aspecto xeromórfico, dossel contínuo e cobertura arbórea (8 a 15 m) que pode oscilar de 50 a 90%, proporcionando condições de luminosidade que favorecem a formação de camadas de arbustivas e herbáceas diferenciadas. O Cerrado Denso representa a forma mais densa e alta de Cerrado sentido restrito, com vegetação predominantemente arbórea (5 a 8 m) e cobertura de 50% a 70%. Áreas úmidas são constituídas por Mata de Galeria, vegetação florestal úmida que acompanha os córregos, Veredas e nascentes, as quais são compostas por espécies arbustivo-herbáceas e palmeiras. Para esse estudo, as formações de Cerradão e Cerrado Denso foram consideradas como única formação de Cerrado Florestado.

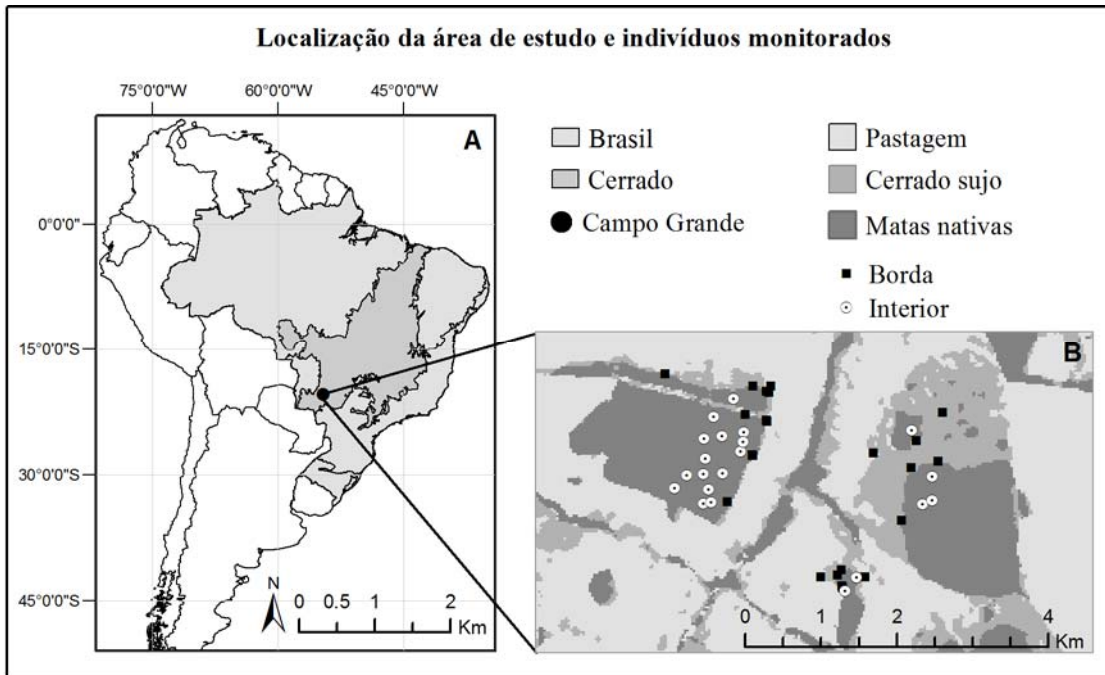


Figura 3.1 - (A) Localização da área de estudo Área de Proteção Ambiental Guararioba, Campo Grande, MS, Brasil. (B) Indivíduos de *Hymenaea stignocarpa* monitorados na região de interior e borda de fragmentos

As espécies mais representativas nas áreas de cerradão e cerrado denso são: *Xylopia aromatica*, *Callistene major*, *Kielmeyera coriacea*, *Caryocar brasiliense*, *Tapirira guianensis*, *Matayba guianensis*, *Copaifera langsdorfii*, *Aspidosperma subincanum*, *Qualea multiflora*, *Q. grandiflora*, *Q. parviflora*, *Dimorphandra mollis*, *Vochysia cinnamomea* e *Stryphnodendron adstringens*. Nas áreas úmidas predominam *Mauritia flexuosa* e espécies de cyperaceae e poaceae. Entre as espécies exóticas, as mais comuns na região são *Eucalyptus sp.* e *Urochloa sp.*

A área de estudo começou a ser ocupada no início da década de 70. Porém, foi depois de 1975 que grandes áreas foram convertidas em pastagem, com um aumento do rebanho quatro vezes maior do que a média nacional (Arruda e Sugai, 1994). Entre 1975 e 1991 as áreas de Cerrado florestado diminuíram em mais de 15.000 ha (20% da área total da APA). O número de fragmentos passou 321 com área média de aproximadamente 97 ha a 1398 fragmentos com área média de aproximadamente 10 ha. Após 1991, a composição e configuração da paisagem se mantiveram estáveis, com exceção da introdução da cultura de eucalipto a partir de 2005 em áreas anteriormente de pastagem. A Mata de galeria não apresentou mudanças quantitativamente significativas entre 1975 e 2011 (Capítulo 1).

O clima predominante na região é do tipo Aw, conforme a classificação de Köppen, o qual é definido como quente e úmido com chuvas de verão, tendo como característica a ocorrência de 4 a 5 meses secos e temperatura do mês mais frio superior a 18° C. O período

entre outubro e março configura a estação úmida local, com os meses mais chuvosos ocorrendo entre novembro e janeiro. Já o período considerado mais seco é entre junho e agosto, quando a precipitação é habitualmente inferior a 50 mm. As temperaturas variam de acordo com a umidade. Nos meses mais quentes (outubro a março) as médias mensais são sempre superiores a 24°C. Nos meses mais frios (junho/julho) as médias situam-se sempre acima dos 18°C.

3.2.2 Espécie modelo

Hymenaea stigonocarpa Mart. Ex Hayne. também é conhecida como Jatobá-do-Cerrado. O grupo de espécies conhecido como Jatobá pertence à família Leguminosae – Cesalpinoideae, sendo encontrado na América Latina e África (Lee e Langenhe, 1974; Tropicos.Org, 2014). O Jatobá-do-Cerrado ocorre nos estados do Piauí, Bahia, Goiás, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul e São Paulo, sendo comum nas formações de Cerrado (Lorenzi, 1992). *H. stigonocarpa* é uma árvore que atinge até nove metros de altura e se caracteriza por apresentar folhas bifolioladas, folíolos glabros e coriáceos (Figura 3.2). É uma espécie decídua e heliófita. O fruto é um legume indeiscente e polispérmico, cuja polpa farinácea é utilizada para enriquecer alimentos (Botelho 2000; Lorenzi 1992).

Os Jatobás apresentam uma estreita relação com a fauna, são espécies polinizadas por morcegos e dispersas por mamíferos terrestres. O principal polinizador de *H. stigonocarpa* é o morcego *Glossophaga soricina*, e entre os principais dispersores descritos estão a anta *Tapirus terrestris* e a cutia *Dasyprocta sp.* (Asquith *et al.*, 1999; Gibbs, Oliveira e Bianchi, 1999; Moraes, Kageyama e Sebbenn, 2007). Além de ocorrer em baixa abundância populacional, *H. stigonocarpa* tem baixa taxa de polinização (7% das flores se tornam frutos) e possui certo grau auto-incompatibilidade pós-zigótica, com uma redução de mais de 50% na formação de frutos/sementes quando há cruzamento com parentes (Gibbs, Oliveira e Bianchi, 1999).

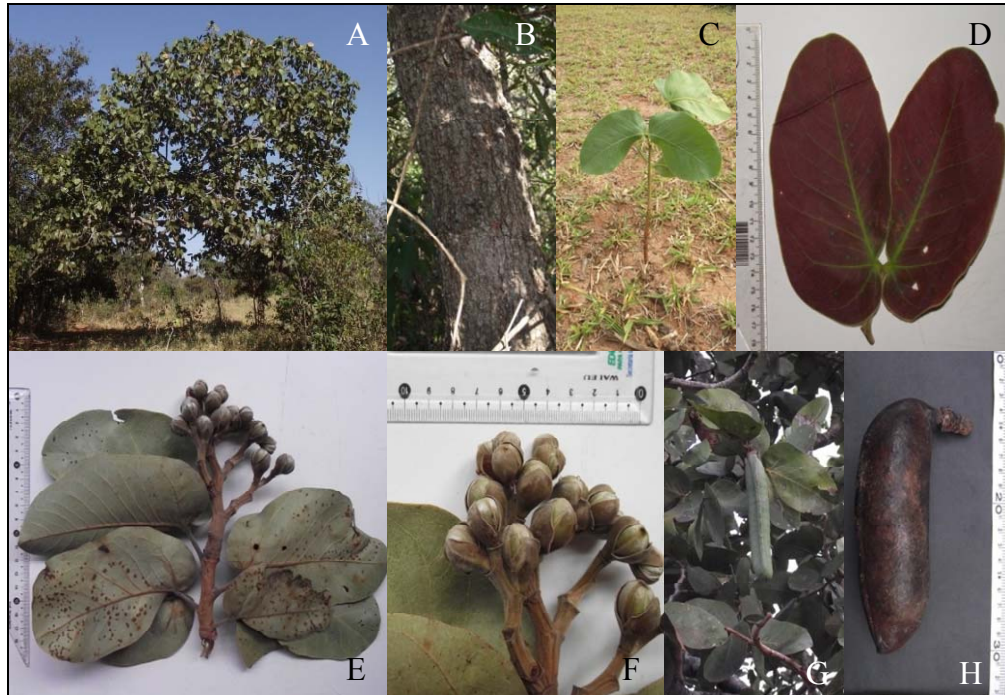


Figura 3.2 - Imagens de *Hymenaea stigonocarpa* Mart. Ex Hayne. em fase adulta e em plântula, assim como componentes importantes na identificação taxonômica da espécie. Todos os indivíduos foram coletados na APA Guariroba, Campo Grande, MS, Brasil. Em detalhe (A) árvore adulta, (B) tronco, (C) plântula, (D) folha jovem, (E) ramo terminal com folhas e botões florais, (F) detalhe para botões florais, (G) ramo com fruto imaturo e (H) fruto maturo

Para a realização do censo da população de *H. stigonocarpa* foram realizadas caminhadas sistemáticas em transectos paralelos, distando 50m entre si, dentro da área de coleta. Foram amostradas todas as coberturas de solo em uma área de aproximadamente 2.000 ha, abrangendo cinco fragmentos de Cerrado Florestado (Figura 3.1). A região de borda foi delimitada por uma faixa de 60 m de largura, iniciando-se na borda abrupta entre Cerrado Florestado e fisionomia vizinha em direção ao centro do fragmento, e cerrado sujo presente ao redor dos fragmentos de Cerrado florestado.

Foram amostrados todos os indivíduos encontrados, de plântula a adulto, e realizado o registro da altura, circunferência a altura do peito (CAP), circunferência a altura do solo (CAS) e posição geográfica para cada um. As posições geográficas foram adquiridas em Sistema Universal Transverso de Mercator (UTM) e *datum World Geodetic System* (WGS) 84. No total foram encontrados 160 indivíduos de Jatobá em áreas de Cerrado Florestado, Cerrado/Pasto sujo e Pastagem.

3.2.3 Análise fenológica

Dentre os 160 indivíduos encontrados, aqueles com no mínimo 20 cm de CAP foram classificados segundo sua localização no fragmento entre “borda” e “interior”. Para as análises fenológicas, foram sorteados 21 espécimes localizadas em cada uma destas regiões (borda e interior, Figura 3.1). Todos os indivíduos sorteados foram acompanhados mensalmente durante um ano. A contagem das flores e frutos foi baseada em um quadrante da copa da árvore, e posteriormente esse quadrante foi utilizado para calcular o número total de flores ou frutos. Esse método foi adaptado da forma direta de mensuração quantitativa descrito por D'êça-Neves e Morellato (2004).

O padrão fenológico foi descrito com base no Índice de Atividade (Bencke e Morellato, 2002), o qual indica a porcentagem de indivíduos manifestando a fenofase durante cada período de observação. Para comparar a porcentagem de indivíduos manifestando determinada fenofase entre borda e centro dos fragmentos foi usado o teste T não paramétrico de Wilcoxon signed-rank (Zar, 1999).

Para testar a sazonalidade das fenofases reprodutivas, foi utilizada a estatística circular conforme descrito por Morellato *et al.* (2000). Foram estimados: (1) o ângulo principal, o qual representa a data de início da fenofase e (2) o vetor r , o que mensura a concentração de indivíduos ao redor do ângulo principal. Para averiguar se borda e interior divergiram quanto ao início da fenofase e grau de sazonalidade, foram usados os testes de Rayleigh e F Watson-Williams, respectivamente (Zar, 1999), utilizando o software Oriana (Oriana, 2010).

Para avaliar quais fatores tinham maior influência na presença ou ausência de atividade fenológica, foi aplicada uma regressão logística para resposta binária através do *software* R (R Development Core Team 2006). Os fatores considerados foram: classe de cobertura de solo (ano 2011), distância do indivíduo até a borda, circunferência a altura do solo (cm), distância da árvore mais próxima, altura do indivíduo, altura do terreno, Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index* - NDVI) em 2011 representando a densidade de copa. O NDVI corresponde à densidade de verde da vegetação e está relacionado com a absorção das ondas eletromagnéticas do vermelho visível (VIS) e reflexão do vermelho próximo (NIR). O NDVI foi calculado conforme a Equação 1:

$$NDVI = \frac{(NIR - VIS)}{(NIR + VIS)} \quad (\text{Equação 1}).$$

Com exceção da circunferência à altura do solo e altura dos indivíduos, as variáveis foram obtidas com o auxílio do *software* ArcGIS 9.7 (Esri, 2009). O NDVI foi derivado pelo

processamento digital de imagem obtida pelo satélite LANDSAT 5, sensor Thematic Mapper (órbita ponto 224-074) de 27 de junho de 2011 (NASA, 2011). A imagem foi obtida junto ao catálogo de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>). A altura do terreno foi derivada do Modelo Digital de Elevação obtido junto ao Sistema Espacial Japonês (Jspacesystems, 2012).

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 3.3 apresenta a variação sazonal dos índices de atividade de floração e frutificação de *Hymenaea stignocarpa* na APA do Guariroba (MS) entre setembro de 2012 e agosto de 2013. Como pode ser observado, os indivíduos encontrados no interior dos fragmentos produziram flores de janeiro a maio e frutos de junho a outubro, enquanto os localizados na região de borda floresceram de novembro a julho e frutificaram de abril a agosto. O maior número de indivíduos em floração ocorreu em janeiro e fevereiro na borda, e em março no interior. O maior número de árvores em frutificação foi encontrado em junho e julho na borda e interior (Figura 3.3).

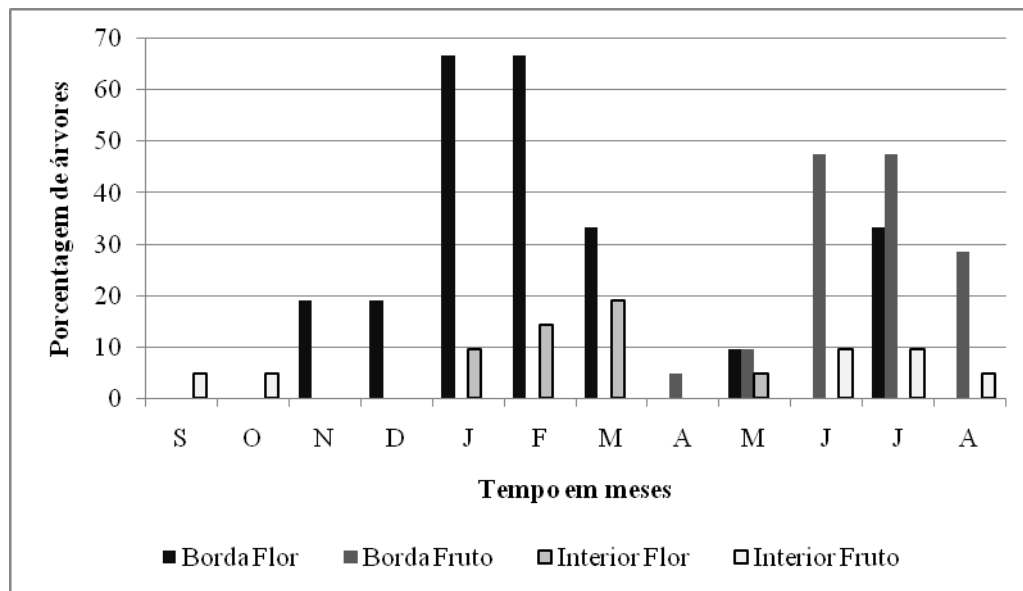


Figura 3.3 - Índice de atividade de floração (flor) e frutificação (fruto) de *Hymenaea stignocarpa* para áreas de borda e interior

A análise circular (Figura 3.4) evidenciou um padrão sazonal para as fenofases reprodutivas com médias de floração em fevereiro e de frutificação em julho. Apesar da região de borda apresentar sazonalidade mais ampla e ser ligeiramente anterior, não houve diferença estatisticamente significativa nas datas médias de reprodução entre interior e borda.

Gibbs e colaboradores (1999) também observaram *H. stagnocarpa* em floração nos meses da estação chuvosa e a frutificação cerca de seis meses depois, em torno da estação seca. Esse padrão difere da maioria das espécies que têm pólen e sementes dispersadas por animais no Cerrado, inclusive do congênera *H. courbaril* (Batalha e Mantovani, 2000; Batalha e Martins, 2004; Lenza e Klink, 2006). Assim, o Jatobá-do-Cerrado é uma das únicas espécies a disponibilizar néctar no período chuvoso e fruto no período seco.

Os indivíduos da borda apresentaram maior índice de atividade (porcentagem de indivíduos em atividade) de floração do que os do interior dos fragmentos ($p < 0,05$). Baseado nesses resultados esperava-se que a região de borda também apresentasse maior índice de frutificação. Contudo, o índice não diferiu para a produção de frutos ($p > 0,05$). Apesar da frutificação ter sido maior na região de borda ao longo do ano, nos meses de setembro e outubro, a atividade foi constatada apenas nas árvores do interior dos fragmentos.

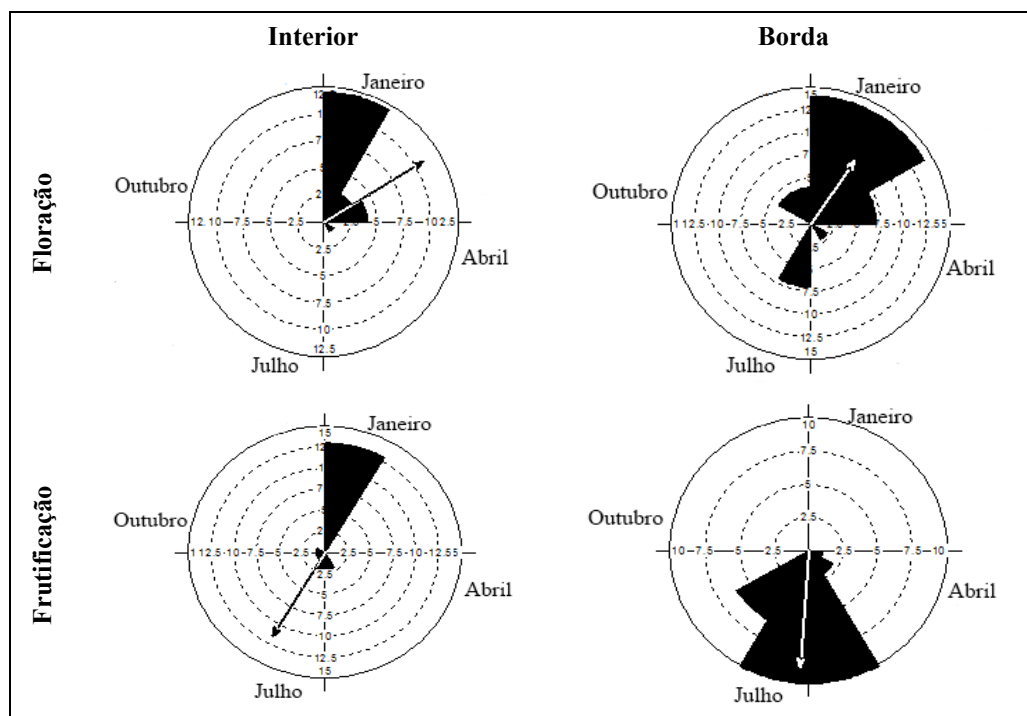


Figura 3.4. - Padrão sazonal de floração e frutificação nas áreas de borda e interior. A seta representa a média temporal

Um maior índice de floração na borda era esperado, devido à menor competição por luz solar e outros recursos. O mesmo padrão foi observado em bordas de fragmentos de cerrado florestado para *Xylopia aromática* (Camargo *et al.*, 2011). Apesar de poucos estudos serem realizados no Cerrado, em outros biomas tem se evidenciado os padrões de frutificação observados nesse trabalho: em geral, há uma relativa diminuição na produção de frutos e

sementes em áreas de habitat descontínuo (Cunningham, 2000; Fuchs, Lobo e Quesada, 2003; Laurance *et al.*, 2003; Aguilar *et al.*, 2012; Pires, Silva e Freitas, 2013). Com base em uma meta-análise, Aguilar (2006) observou efeito negativo da fragmentação sobre a polinização e reprodução de plantas. A única característica explanatória para a diferença entre espécies foi o grau de dependência dessas e seus polinizadores.

No caso da relação polinizador/planta entre o morcego *G. soricina* e *H. stignocarpa*, pode se considerar uma alta especificidade e interdependência. O padrão fenológico apresentado pelo Jatobá-do-Cerrado faz com que este seja uma das únicas fontes de néctar do morcego no período de chuva. Apesar do Jatobá-do-Cerrado ser visitado por moscas e outras espécies de morcegos, *G. soricina* é o polinizador mais eficiente (Gibbs, Oliveira e Bianchi, 1999). Assim, o sucesso reprodutivo da população Jatobá-do-Cerrado, na forma de produção de frutos, pode ser influenciado pela distribuição do seu polinizador na paisagem e não somente pela quantidade de flores disponíveis.

A análise das variáveis baseada na regressão logística enfatizou que apenas duas delas são boas preditoras da floração ($p < 0,01$): “Altura das árvores (H)” e “Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)” (Figura 3.5). Era esperada certa relação com ambas variáveis já que a altura está relacionada com a idade e vigor, enquanto o NDVI indica a porcentagem de cobertura vegetal. A atividade de floração foi mais comum para indivíduos mais altos ($> 4m$) e em áreas com menor cobertura vegetal (NDVI mais baixo). Assim, assume-se que ambas variáveis estão ligadas à captação de luz solar. Padrão similar foi encontrado por Pires, Silva e Freitas (2013) para população de *Senefeldera verticillata* (Euphorbiaceae) na Mata Atlântica.

Para a atividade de frutificação também foram identificadas duas variáveis preditoras ($p < 0,01$): “Distância da árvore até a borda” e “NDVI” (Figura 3.6). Assim como para a atividade de floração, indivíduos em locais com cobertura vegetal densa (maior NDVI) tendem a apresentar menor atividade reprodutiva. A cobertura vegetal densa pode representar tanto a maior competição por luz, e menor energia para produção de frutos. Por sua vez, a distância em relação à borda pode estar relacionada com a preferência do polinizador por habitat, que por sua vez, restringe a produção de frutos. Consequentemente, o sucesso reprodutivo foi maior em locais de vegetação menos densa e próximos à borda dos fragmentos.

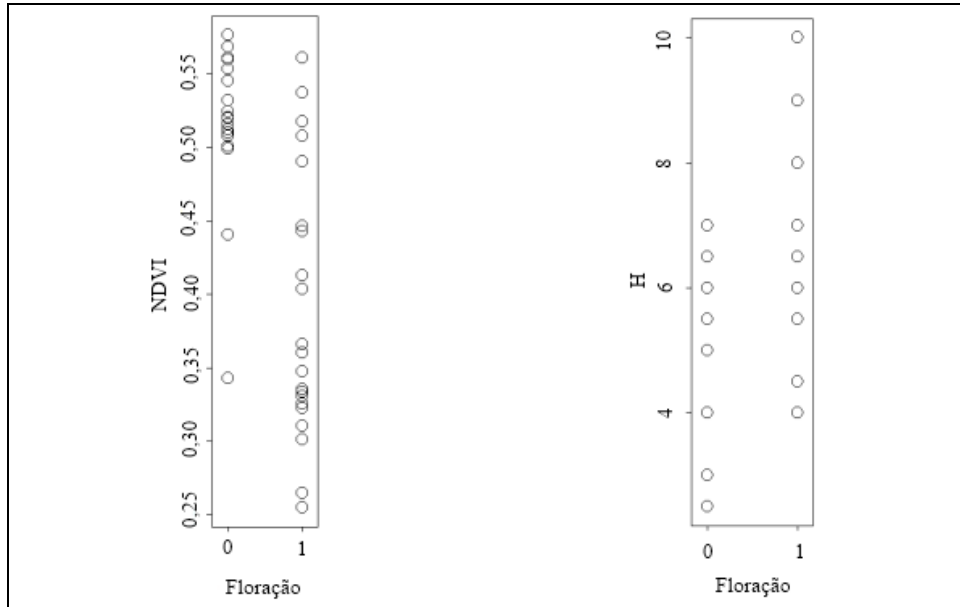


Figura 3.5 - Relação das variáveis “Índice de Vegetação por Diferença Normalizada” (NDVI) e “Altura” (H) em relação a atividade de floração. Indivíduos que floriram são apresentados na coluna 1 e os que não floriram na coluna 0. Todos os indivíduos foram monitorados durante um ano na APA Guariroba, Campo Grande, MS, Brasil

Alguns autores vêm estudando o comportamento de forrageamento de *Glossophaga soricina*, o qual está sob influência da composição e configuração da paisagem. O habitat deste morcego consiste em pequenas áreas de forrageamento, de 1,5 a 4 hectares, se alimentando de plantas que distam no máximo 1500m entre si (Lemke, 1984). Essa espécie tem preferência por áreas florestadas e floristicamente diversas, estando praticamente ausente em áreas de pastagens (Gorresen, Willig e Strauss, 2005; Daniel Avila-Cabadilla *et al.*, 2012). Tais características são coerentes com os resultados apresentados na Figura 3.6. Enquanto o dispersor prefere áreas florestadas com maior diversidade florística (Cerrado florestado) e evita áreas de pastagem, há maior probabilidade de polinização e conseqüente frutificação em árvores menos distantes da borda.

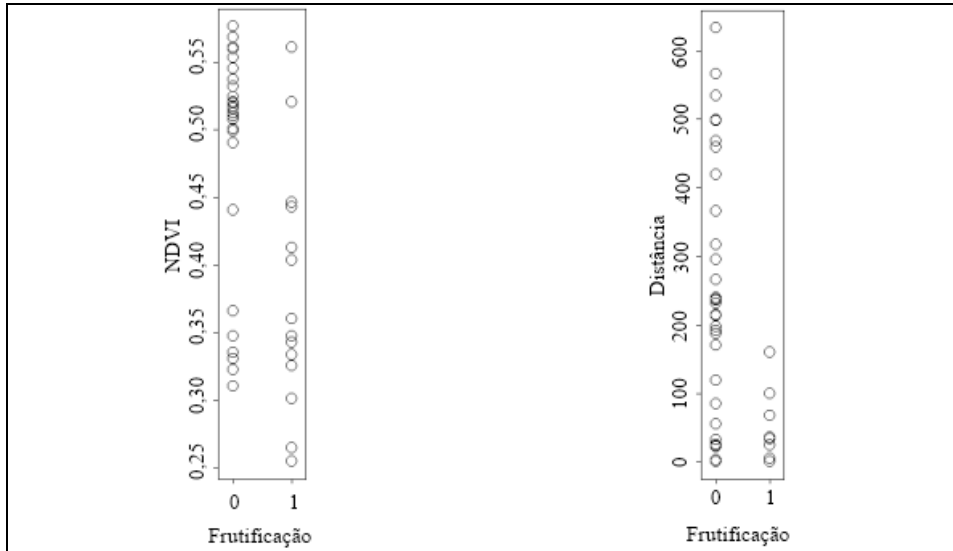


Figura 3.6 - Relação das variáveis “Índice de Vegetação por Diferença Normalizada” (NDVI) e “Distância do indivíduo até a borda do fragmento” (Distância) em relação a atividade de frutificação. Indivíduos que frutificaram são apresentados na coluna 1 e os que não frutificaram na coluna 0. Todos os indivíduos foram monitorados durante um ano na APA Guariroba, Campo Grande, MS, Brasil

3.4 CONCLUSÕES

Há uma sincronia entre borda e interior de fragmentos para fenologia reprodutiva de *Hymenaea stagnocarpa*. Para o Cerrado, a principal condição de definição de fenofases é o clima sazonal, principalmente as chuvas. Este é homogêneo para a área estudada, o que culmina em fenofases semelhantes para borda e interior de fragmentos. Contudo, recursos como disponibilidade de luz solar e condições de microclima diferem entre áreas em paisagem fragmentada, o que resulta em maior índice de atividade nas bordas dos fragmentos. A dependência entre o Jatobá-do-Cerrado e seu polinizador faz com que a frutificação seja um reflexo do comportamento de forrageamento do polinizador. Assim, apresentando um índice de frutificação homogêneo em toda área, mesmo com um maior índice de floração na borda.

As características do meio têm certamente influência sobre a fenologia das espécies. Mesmo no Cerrado florestado, onde a abertura do dossel é superior à aquela observada nas florestas úmidas, a atividade é influenciada pela competição por luz. Embora tenha a vegetação menos densa, os gradientes entre fisionomias são bem definidos, e cada unidade da paisagem se torna importante no estabelecimento e comportamento das espécies que ali estão. *H. stagnocarpa* apresenta mais indivíduos produzindo flores em locais com vegetação menos densa, contudo a formação de frutos e posterior estabelecimento das progênies são

dependentes de locais com maior densidade vegetacional que abrigue seus polinizadores e dispersores.

Os resultados obtidos neste estudo demonstram a importância da preservação das Reservas Legais, representadas por porções de Cerradão e Cerrado denso, para a espécie em questão. Contudo, como *H. stignocarpa* é encontrada em baixas densidades, é possível contar com os gradientes de vegetação entre esses fragmentos e áreas de pastagens para maximização da sua conservação. Mesmo o Cerrado/ pasto sujo não sendo uma área natural para a APA Guariroba, esta unidade da paisagem oferece a possibilidade de maior produção de flores e não isolamento das árvores em relação aos polinizadores. Assim, oferecendo um gradiente biótico, abiótico e ecológico na paisagem, amenizando os efeitos da fragmentação ao mesmo tempo em que se permite o uso para pastoreio do gado.

REFERÊNCIAS

- AGUILAR, R.; ASHWORTH, L.; CALVINO, A.; QUESADA, M. What is left after sex in fragmented habitats? Assessing the quantity and quality of progeny in the endemic tree *Prosopis caldenia* (Fabaceae). **Biological Conservation** Oxford (UK), v. 152, p. 81-89, Aug 2012.
- _____. Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. **Ecology Letters**, Oxford (UK), v. 9, n. 8, p. 968-980, Aug 2006.
- ALDRICH, P.R.; HAMRICK, J.L. Reproductive dominance of pasture trees in a fragmented tropical forest mosaic. **Science**, Washington (DC), v. 281, n. 5373, p. 103-105, Jul. 1998.
- ALVES, D.S.; PEREIRA, J.L.G.; DE SOUSA, C.L.; SOARES, J.V.; YAMAGUCHI, F. Characterizing landscape changes in central Rondonia using Landsat TM imagery. **International Journal of Remote Sensing**, London, v. 20, n. 14, p. 2877-2882, Sept. 20 1999.
- ARRUDA, Z.J.D.; SUGAI, Y. **Regionalização da Pecuária Bovina no Brasil**. Campo Grande (MS): EMBRAPA, 1994. 144p.
- ASHWORTH, L.; AGUILAR, R.; GALETTO, L.; AIZEN, M. A. Why do pollination generalist and specialist plant species show similar reproductive susceptibility to habitat fragmentation? **Journal of Ecology**, Oxford, v. 92, n. 4, p. 717-719, Aug 2004.
- ASQUITH, N.M.; TERBORGH, J.; ARNOLD, A.E.; RIVEROS, C.M. The fruits the agouti ate: *Hymenaea courbaril* seed fate when its disperser is absent. **Journal of Tropical Ecology**, New York (NY), v. 15, p. 229-235, Mar 1999.

AVILA-CABADILLA, L.D.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G.A.; STONER, K.E.; ALVAREZ-ANORVE, M.Y.; QUESADA, M.; PORTILLO-QUINTERO, C.A. Local and Landscape Factors Determining Occurrence of Phyllostomid Bats in Tropical Secondary Forests. **Plos One**, San Francisco, v. 7, n. 4, e35228, Apr 18 2012.

BATALHA, M.A.; MANTOVANI, W. Reproductive phenological patterns of cerrado plant species at the Pé-de-Gigante Reserve (Santa Rita do Passa Quatro, SP, Brazil): a comparison between the herbaceous and woody floras. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 60, p. 129-145, 2000.

BATALHA, M.A.; MARTINS, F.R. Reproductive phenology of the cerrado plant community in Emas National Park (central Brazil). **Australian Journal of Botany**, Sidney, v. 52, n. 2, p. 149-161, 2004 2004.

BATISTELLA, M.; MORAN, E.F. Dimensões humanas do uso e cobertura das terras na Amazônia: uma contribuição do LBA. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 35, p. 239-247, 2005.

BENCKE, C.S.C.; MORELLATO, L.P.C. Comparação de dois métodos de avaliação da fenologia de plantas, sua interpretação e representação. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 25, p. 269-275, 2002.

BENITEZ-MALVIDO, J. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. **Conservation Biology**, Malden, v. 12, n. 2, p.380-389, Apr 1998.

BONILLA-MOHENO, M.; REDO, D.J.; AIDE, T.M.; CLARK, M.L.; GRAU, H.R. Vegetation change and land tenure in Mexico: A country-wide analysis. **Land Use Policy**, Oxford (UK), v. 30, n. 1, p. 355-364, Jan. 2013.

CAMARGO, M.G.G.; SOUZA, R.M.; REYS, P.; MORELLATO, L.P.C. Effects of environmental conditions associated to the cardinal orientation on the reproductive phenology of the cerrado savanna tree *Xylopia aromatica* (Annonaceae). **Anais Da Academia Brasileira de Ciências**, São Paulo, v. 83, n. 3, p. 1007-1019, Sep 2011.

CAMPO GRANDE, P.M. **Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental dos Mananciais do Córrego Guariroba – APA do Guariroba**. Campo Grande, MS: 2007. 156p.

CARDILLE, J.A.; FOLEY, J.A. Agricultural land-use change in Brazilian Amazonia between 1980 and 1995: Evidence from integrated satellite and census data. **Remote Sensing of Environment**, New York (NY), v. 87, n. 4, p. 551-562, Nov 15 2003.

CARRIJO, T.F.; MAZÃO, G.R.; VILAÇA, T.R.A.; CINTRA, L.C.; SANTOS, T. Alterações biológicas sobre uma população de *Styrax pohlii* (Fritsch) (Styracaceae) submetida ao efeito de borda em um fragmento de mata no Campus Samambaia, UFG. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, p.315-317, 2007.

CUNNINGHAM, S.A. Depressed pollination in habitat fragments causes low fruit set. **Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences**, London, v. 267, n. 1448, p. 1149-1152, Jun 7 2000.

D'EÇA-NEVES, F.F.; MORELLATO, L.P.C. Métodos de amostragem e avaliação utilizados em estudos fenológicos de florestas tropicais. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 18, n. 1, p. 99-108, 2004-03 2004.

ECHEVERRIA, C.; COOMES, D.; SALAS, J.; REY-BENAYAS, J. M.; LARA, A.; NEWTON, A. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. **Biological Conservation**, Oxford (UK), v. 130, n. 4, p. 481-494, Jul 2006..

ESRI. **Arc-Gis version 9.3**. Redlands, CA, USA: Environmental Systems Research Institute 2009. Disponível em: <<http://www.esri.com/>>. Acesso em: 1 jun. 2014.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487-515, 2003 2003.

FEARNSIDE, P.M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 36, p.395-400, 2006.

FLEURI JARDIM, A.V.; BATALHA, M.A. Dispersal Syndromes Related to Edge Distance in Cerrado Sensu Stricto Fragments of Central-Western Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 52, n. 5, p. 1167-1177, Sept-Oct 2009.

FRANÇA, L.C.; MARINI, M.Â. Teste do efeito de borda na predação de ninhos naturais e artificiais no Cerrado. **Zoologia**, Curitiba, v. 26, p. 241-250, 2009.

FUCHS, E.J.; LOBO, J.A.; QUESADA, M. Effects of forest fragmentation and flowering phenology on the reproductive success and mating patterns of the tropical dry forest tree *Pachira quinata*. **Conservation Biology**, Malden, v. 17, n. 1, p. 149-157, Feb 2003.

GIBBS, P.E.; OLIVEIRA, P.E.; BIANCHI, M.B. Postzygotic control of selfing in *Hymenaea stigonocarpa* (Leguminosae-Caesalpinioideae), a bat-pollinated tree of the Brazilian cerrados. **International Journal of Plant Sciences**, Chicago, v. 160, n. 1, p. 72-78, Jan 1999.

GORRESEN, P.M.; WILLIG, M.R.; STRAUSS, R.E. Multivariate analysis of scale-dependent associations between bats and landscape structure. **Ecological Applications**, Washington (DC), v. 15, n. 6, p. 2126-2136, Dec 2005.

IBAMA. **Projeto Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite**. Brasília (DF): SBF/MMA 2009. Disponível em: <<http://siscom.ibama.gov.br/monitorabiomas/>>. Acesso em: 1 jun. 2014.

IBGE. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010. 190p.

JACQUEMYN, H.; VAN ROSSUM, F.; BRYNS, R.; ENDELS, P.; HERMY, M.; TRIEST, L.; DE BLUST, G. Effects of agricultural land use and fragmentation on genetics, demography and population persistence of the rare *Primula vulgaris*, and implications for conservation. **Belgian Journal of Botany**, Meise, v. 136, n. 1, p. 5-22, 2003.

JEPSON, W. A disappearing biome? Reconsidering land-cover change in the Brazilian savanna. **Geographical Journal**, Malden, v. 171, p. 99-111, Jun 2005.

JUMP, A.S.; PENUELAS, J. Genetic effects of chronic habitat fragmentation in a wind-pollinated tree. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington (DC), v. 103, n. 21, p. 8096-8100, May 2006.

KILLEEN, T.J.; GUERRA, A.; CALZADA, M.; CORREA, L.; CALDERON, V.; SORIA, L.; QUEZADA, B.; STEININGER, M.K. Total Historical Land-Use Change in Eastern Bolivia: Who, Where, When, and How Much? **Ecology and Society**, Wolfville, v. 13, n. 1, p. n.f. 2008.

KRAMER, A.T.; ISON, J.L.; ASHLEY, M.V.; HOWE, H.F. The paradox of forest fragmentation genetics. **Conservation Biology**, Malden, v. 22, n. 4, p. 878-885, Aug 2008.

LAMBIN, E.F.; GEIST, H.J.; LEPEERS, E. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. **Annual Review of Environment and Resources**, Palo Alto, v. 28, p. 205-241, 2003.

LAURANCE, W.F. Fragmentation and plant communities: synthesis and implications for landscape management. In: BIERREGAARD, R.O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; MESQUITA, R. C. G. (Ed.). **Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest**. New Haven, Connecticut: Yale University, 2001. p.158 -168.

LAURANCE, W.F.; ALBERNAZ, A.K.M.; FEARNSIDE, P.M.; VASCONCELOS, H.L.; FERREIRA, L.V. Deforestation in Amazonia. **Science**, New York (NY), v. 304, n. 5674, p. 1109-1109, May 21 2004.

LAURANCE, W.F.; MERONA, J.M.R.D.; ANDRADE, A.; LAURANCE, S.G.; D'ANGELO, S.; LOVEJOY, T.E.; VASCONCELOS, H.L. Rain-forest fragmentation and the phenology of Amazonian tree communities. **Journal of Tropical Ecology**, New York (NY), v. 19, p. 343-347, May 2003

LAURANCE, W.F.; NASCIMENTO, H.E.M.; LAURANCE, S.G.; ANDRADE, A.; EWERS, R.M.; HARMS, K.E.; LUIZAO, R.C.C.; RIBEIRO, J.E.. Habitat Fragmentation, Variable Edge Effects, and the Landscape-Divergence Hypothesis. **Plos One**, San Francisco, v. 2, n. 10, e1017, Oct 10 2007.

LEE, Y.T.; LANGENHE, J.H. Additional new taxa and new combinations in hymenaea (leguminosae, caesalpinioideae). **Journal of the Arnold Arboretum**, Cambridge (MA), v. 55, n. 3, p. 441-452, 1974.

LEMKE, T.O. Foraging ecology of the long-nosed bat, *glossophaga-soricina*, with respect to resource availability. **Ecology**, Washington (DC), v. 65, n. 2, p. 538-548, 1984.

LENZA, E.; KLINK, C.A. Comportamento fenológico de espécies lenhosas em um cerrado sentido restrito de Brasília, DF. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 29, p. 627-638, 2006.

LIMA-RIBEIRO, M.D.S. Edge effects on vegetation and population structure in Cerradao fragments of Southwest Goias, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 22, n. 2, p. 535-545, Apr-Jun 2008.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa - SP: Ed. Plantarum, 1992. 384p.

MAHAR, D.J. **Government policies and deforestation in Brazil's Amazon region**. Washington: World Bank, 1989. 64p.

MORAES, M.L.T.D.; KAGEYAMA, P.Y.; SEBBENN, A.M. Sistema de reprodução em pequenas populações fragmentadas e em árvores isoladas de *Hymenaea stigonocarpa*. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.74, p.75-86, 2007.

MORELLATO, L.P.C.; TALORA, D.C.; TAKAHASI, A.; BENCKE, C.C.; ROMERA, E. C.; ZIPPARRO, V.B. Phenology of Atlantic rain forest trees: A comparative study. **Biotropica**, Lawrence, v. 32, n. 4B, p. 811-823, 2000.

NASA. **Landsat Program**. TM scene L5224_07420110627. São José dos Campos (Brasil): Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais 2011. Disponível em: <<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>>. Acesso em: 1 jun.2014.

ORIANA. Wales: Pentraeth: Kovach Computer Services 2010. Disponível em: <<http://www.kovcomp.co.uk/oriana/>>. Acesso em: 1 jun. 2014.

PIRES, J.P.D.A.; SILVA, A.G.D.; FREITAS, L. Plant size, flowering synchrony and edge effects: What, how and where they affect the reproductive success of a Neotropical tree species. **Austral Ecology**, Hoboken, v. 39, n, 2, p. 328-336, 2013

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina - PR: Rodrigues, 2001. 328p.

R Development Core Team. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2006. Disponível em: <<http://www.r-project.org/>>. Acesso em:1 jun. 2014.

RESTREPO, C.; GOMEZ, N.; HEREDIA, S. Anthropogenic edges, treefall caps, and fruit-frugivore interactions in a neotropical montane forest. **Ecology**, Washington (DC), v. 80, n. 2, p. 668-685, Mar 1999.

SANO, E.E.; FERREIRA, L.G. Monitoramento semidetalhado (escala de 1: 250 000) de ocupação de solos do cerrado: considerações e proposta metodológica. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 10., 2005. Goiânia. Anais...** São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2005. p. 3309-3313.

TROPICOS.ORG. *Hymenaea stigonocarpa* Mart. ex Hayne. Missouri: Missouri Botanical Garden, 2014. Disponível em: <<http://www.tropicos.org/>>. Acesso em: 1 jun. 2014.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1999. 662p.

4 DISPERSÃO E GENÉTICA DA ESPÉCIE AMEAÇADA DE EXTINÇÃO *HYMENAEA STIGNOCARPA* EM PAISAGEM FRAGMENTADA DE CERRADO

Resumo

Os parâmetros genéticos de populações arbóreas são determinados pela dispersão de pólen e sementes. Por sua vez, agentes dispersores são influenciados pela composição e configuração da paisagem. Neste trabalho foi avaliada a diversidade e estruturação genética e a dispersão de pólen e sementes da espécie ameaçada de extinção *Hymenaea stignocarpa*. A coleta de dados e material biológico foi realizada por caminhadas sistemáticas em uma área de paisagem heterogênea, onde foram coletados indivíduos oriundos de todas as unidades da paisagem e com diversos tamanhos. As análises de microssatélites foram baseadas em seis locos e 160 indivíduos (69 regenerantes e 91 reprodutivos, divididos em quatro subpopulações). Não houve diferença significativa de diversidade genética entre as gerações ou subpopulações. Ambas as gerações apresentaram fixação de alelos e a população mais distante espacialmente mostrou fixação de alelos, maior número de locos exclusivos e mais alelos de baixa frequência. Embora as subpopulações estejam isoladas espacialmente, há fluxo de genes entre elas, e árvores localizadas fora dos fragmentos florestais são utilizadas pelos dispersores. A estruturação genética diferiu quanto às gerações. Embora a dispersão a longa distância seja comum, este resultado sugere o fluxo genético era diferente quando na formação da geração anterior, provavelmente com maior sobreposição de áreas de dispersão.

Palavras-chave: Genética da paisagem; Fluxo de genes; Dispersão; APA Guariroba

Abstract

Genetic parameters of tree populations are determined by pollen and seed dispersal. In turn, dispersal agents are influenced by landscape composition and configuration. This research aimed to evaluate genetic diversity, spatial genetic structure, and pollen and seed dispersal of the endangered tree *Hymenaea stignocarpa*. Field survey was systematic design using parallel transects. Vegetal tissue and data were collected from all individuals following those transects on all landscape units. Microsatellites analyses were based on 160 individuals (69 juvenile and 91 adults, divided in four subpopulations). Genetic diversity was similar for both generations and all subpopulations. Both juvenile and adults showed allele fixation, and the spatially furthest subpopulation showed allele fixation, greater number of exclusive locos and more low-frequency alleles. Gene flow among subpopulation was detected, although they are spatially isolated, and tree located out of forest fragments were used by dispersal agents. Spatial genetic structures (SGS) were different between generations. Although long dispersal was found to be common, SGS suggests dispersal patterns were different on the adults generation settlement, probably with more dispersal areas overlapping each other.

Keywords: Landscape genetics; Gene flow; Dipersal; APA Guariroba

4.1 INTRODUÇÃO

A biodiversidade pode ser entendida em três escalas complementares: ecossistemas, espécies e genes (Rands *et al.*, 2010; Chiaravalloti e Valladares-Padua, 2011; Cardinale *et al.*, 2012). A diversidade genética é a chave para a evolução, adaptação e diversificação ao longo de gerações. Sua importância em espaços de tempo mais curtos está relacionada com a dinâmica de doenças e pragas, produtividade e produção de prole (Jump, Marchant e Penuelas, 2009; Mills, 2012).

Um dos mais preocupantes efeitos da antropização dos ambientes naturais é a fragmentação de áreas contínuas, principalmente em conjunto com as mudanças ambientais globais (Gardner *et al.*, 2009; Rands *et al.*, 2010). Esse processo, além de modificar a estrutura e o funcionamento de grandes áreas naturais, isola aquelas remanescentes espacialmente (Saunders, Hobbs e Margules, 1991) e as pode isolar geneticamente (Sebbenn *et al.*, 2011). Dessa forma, altera diretamente ecossistemas, por meio das novas coberturas de solo, diminui o tamanho das populações e modifica o processo de interação e reprodução de organismos com efeito sobre a diversidade gênica (Young e Clarke, 2000; Primack e Rodrigues, 2001).

Nos estudos de diversidade genética em populações fragmentadas, são enfatizados parâmetros como (1) riqueza e exclusividade de alelos, (2) heterozigosidade, (3) endogamia, (4) coancestria e (5) dispersão de pólen e sementes (Allendorf e Luikart, 2007, ver para detalhes sobre os parâmetros). Estes parâmetros estão relacionados entre si e dependem das características de cada espécie e do ambiente onde a mesma está inserida. Por exemplo, para uma pequena população isolada, com pouca ou nenhuma troca de genes com outras populações, espera-se observar baixa heterozigosidade, elevada taxa de endogamia e alta coancestria entre indivíduos, além de uma queda no número populacional efetivo, maior suscetibilidade a doenças e maior probabilidade de extinção por eventos estocásticos (Adams, 1992; Young, Boyle e Brown, 1996; Gibbs, 2001).

Os estudos em genética de populações há muito tempo se concentram na descrição dos desses parâmetros genéticos de diversidade em paisagens que diferem quanto a conectividades ou fatores ambientais, levando em consideração a teoria de metapopulações e características das espécies estudadas (Baguette, 2004; Holderegger e Wagner, 2006). Frente à fragmentação, por exemplo, estudos com espécies de árvores têm focado nas mudanças de parâmetros de diversidade genética ao comparar florestas contínuas com fragmentos isolados (Jump e Penuelas, 2006). Devido a gama de processos que influem nesses padrões

pesquisados poucas diferenças significativas têm sido relacionadas com fragmentos (Kramer *et al.*, 2008).

Por outro lado, trabalhos em escalas mais detalhadas, levando em consideração processos ecológicos e genéticos, observando várias unidades da paisagem são menos numerosos e mais recentes (Manel *et al.*, 2003; Holderegger *et al.*, 2010). Essa abordagem, de genética da paisagem é essencial para o entendimento dos processos ecológicos envolvidos com o fluxo de genes em paisagens fisionomicamente diversas, e as possíveis consequências para a genética da população em questão.

Paisagens diversas são a realidade da maioria dos países tropicais frente à expansão das fronteiras agrícolas e urbanização. Ainda, certos biomas são naturalmente diversificados. O Cerrado possui uma grande variedade fitofisionômica natural, de campos abertos a matas fechadas com 15 m de altura, a qual está relacionada à elevada biodiversidade e endemismo desse bioma (Ratter, Bridgewater e Ribeiro, 2006). A antropização modifica essas fisionomias e as dinâmicas biológicas existentes (Hanada, 2004; Fischer e Lindenmayer, 2007). Seres restritos a determinadas fisionomias podem ficar ainda mais isolados, enquanto espécies generalistas podem não ser tão afetadas pelo efeito da fragmentação (Laurance, 2001; Pires *et al.*, 2002; Foley *et al.*, 2005; Arroyo-Rodriguez *et al.*, 2009).

Além de ser um *hotspot* de diversidade, o Cerrado é a segunda maior formação vegetal da América Latina, mas apenas 6 % do mesmo se encontra inalterado (Klink e Machado, 2005; Sano e Ferreira, 2005). Alguns estudos vêm sendo realizados no bioma abordando diversidade genética entre populações de remanescentes (Lacerda *et al.*, 2001; Zucchi *et al.*, 2003; Soares *et al.*, 2008), fluxo gênico e diversidade em paisagem fragmentada (Martins *et al.*, 2006; Martins *et al.*, 2011), e relacionando a estrutura genética espacial às características ecológicas da espécie (Collevatti *et al.*, 2010; De Melo *et al.*, 2012) e/ou paisagem (De Campos Telles *et al.*, 2007; Miller *et al.*, 2013).

O entendimento da dispersão de genes em paisagens diversas é essencial para a conservação da biodiversidade frente à expansão da mudança da cobertura de solo (Sork e Smouse, 2006). Logo, torna-se importante criar subsídios para a conservação da biodiversidade, e suas interações biológicas, em áreas abrangentes ao mesmo tempo em que se faz uso do solo (Allendorf, 2007). Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar os parâmetros de diversidade entre subpopulações, dispersão e estrutura genética em uma paisagem fragmentada de Cerrado composta por diferentes coberturas de solo. A espécie de estudo foi o Jatobá-do-Cerrado (*Hymenaea stignocarpa*), uma árvore monóica com certo grau

de auto-incompatibilidade, a qual tem o pólen disperso por morcegos e as sementes dispersas por grandes mamíferos (Gibbs, Oliveira e Bianchi, 1999).

4.2 MATERIAIS E MÉTODOS

4.2.1 Espécie modelo

Hymenaea stigonocarpa Mart. Ex Hayne., também conhecida como Jatobá-do-Cerrado, foi a espécie modelo para este estudo. A escolha foi baseada nas suas características ecológicas e importância econômica. O grupo de espécies conhecido como Jatobá é pertencente à família Leguminosae - Cesalpinoideae e é encontrado na América Latina e África (Tropicos.Org, 2014). O Jatobá-do-Cerrado ocorre nos estados do Piauí, Bahia, Goiás, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul e São Paulo, sendo comum nas formações de cerrado (Lorenzi, 1992).

Hymenaea stigonocarpa apresenta porte arbóreo, chegando a medir nove metros de altura. Possui folhas compostas por dois folíolos glabros, coriáceos, de 8 a 15 cm de comprimento. É uma espécie decídua e heliófita. Seu tronco é bem característico com aspecto quebradiço. O fruto é um legume indeiscente, polispérmico com polpa farinácea (Lorenzi, 1992; Botelho *et al.*, 2000).

H. stigonocarpa é uma espécie de árvore monóica, pólen disperso por animais (zoófila) e diásporos dispersos por animais (zoocórica). Essa espécie tem baixa taxa de polinização (7% das flores se tornam frutos) e apresenta certo grau auto-incompatibilidade pós-zigótica (redução de mais de 50% na formação de frutos/sementes). Ainda o Jatobá ocorre em baixa densidade populacional (Gibbs, Oliveira e Bianchi, 1999).

O principal dispersor de seu pólen é o morcego *Glossophaga soricina* (Gibbs, Oliveira e Bianchi, 1999), o qual é encontrado na área de estudo (Campo Grande, 2007). Este morcego opta por uma de duas táticas de forrageamento: (1) defesa de território quando fontes de alimento estão concentradas ou (2) rotas de forrageamento com alimentos regularmente consumidos. Estudos mostram que essa espécie forrageia de 1,5 a 4 hectares, visitando indivíduos que distam no máximo 1400 m. A espécie está positivamente correlacionada com grandes áreas florestadas, elevada diversidade florística e regiões de borda (Lemke, 1984; Gorresen e Willig, 2004; Gorresen, Willig e Strauss, 2005; Daniel Avila-Cabadilla *et al.*, 2012). Os diásporos são dispersos por mamíferos terrestres, e entre os que são reconhecidos e ocorrem na área de estudo estão a anta (*Tapirus terrestris*) e a cotia (*Dasyprocta sp.*). A primeira é aquela que pode fazer a dispersão em quilômetros de distância da planta mãe,

enquanto a segunda enterra as sementes a curtas distâncias (Fragoso, 1997; Campo Grande, 2007).

4.2.2 Área de estudo e amostragem

A população de *Hymenaea stagnocarpa* estudada está localizada na Área de Preservação Ambiental Guariroba, Campo Grande - MS (Figura 4.1). O histórico da APA e das mudanças no uso do solo e fragmentação estão descritos detalhadamente no Capítulo 1. O levantamento demográfico foi realizado em uma área de aproximadamente 2200 ha, em transectos paralelos a cada 50 m. A Figura 4.1 apresenta a disposição padrão desses transectos ilustrados com distância de aproximadamente 600m entre eles dentro da área de amostragem.

Todos os indivíduos, de plântulas a adultos, foram coletados, com exceção daqueles que se mostravam claramente como clones (brotamento de raiz proveniente de outra árvore próxima). Foram coletadas as posições geográficas, altura, circunferência a altura do solo (CAS) e peito (CAP, 1,3 m do solo). Os indivíduos de jatobá foram encontrados em áreas de cerrado e pastagem, não ocorrendo em áreas mais úmidas (mata ciliar e entorno) ou áreas degradadas (solo exposto). No total, foram encontrados 160 indivíduos de *Hymenaea stagnocarpa*: 69 regenerantes e 91 reprodutivos (CAS > 25 cm).

A população de *Hymenaea stagnocarpa* encontrada na área de estudo foi dividida em quatro subpopulações: A, B, C e D, contendo 81, 22, 32 e 30 indivíduos, respectivamente. Cada subpopulação representa indivíduos que estavam localizados em um determinado fragmento de cerrado florestado ou próximo a este fragmento. Cinco indivíduos localizados entre fragmentos das subpopulações C e D foram analisados como pertencentes a ambos.

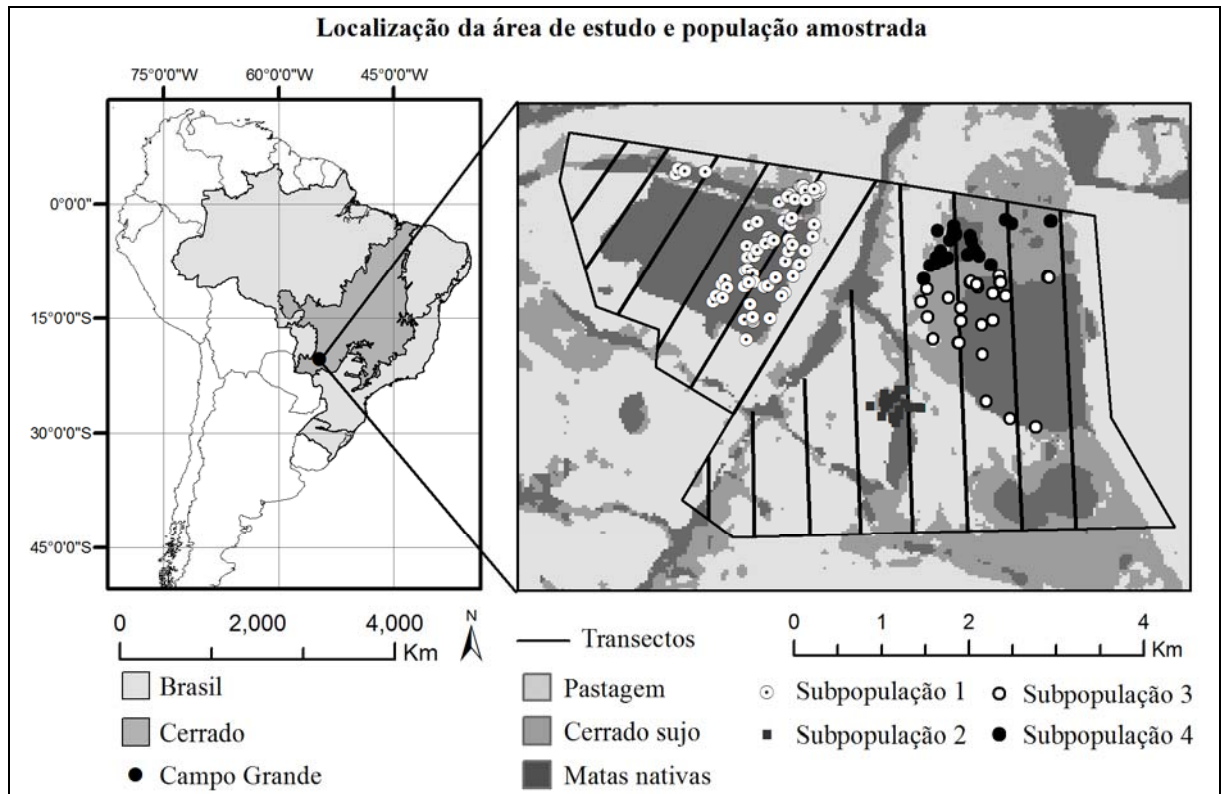


Figura 4.1 - (A) Localização da área de estudo (Área de Proteção Ambiental Guariroba, município de Campo Grande, Brasil). (B) Padrões dos transectos utilizados para coleta sistemática e população de *Hymenaea stagnocarpa* dividida em subpopulação de acordo com a distância entre elas. A distância entre cada transecto ilustrado no mapa é aproximadamente 600m, porém a amostragem foi baseada em transectos distando 50 m

4.2.3 Extração de Ácido Dessoxiribonucleico (DNA) e análise do perfil genético

Para extrair o DNA e analisar o perfil genético dos espécimes estudados, foram coletadas amostras foliares de cada espécime, as quais foram armazenadas em potes coletores com etanol 90 %. Em laboratório, as folhas foram lavadas, maceradas em nitrogênio líquido e armazenadas em biofreezer a -80°C até a extração do DNA (Figura 4.2a, b).

O protocolo de Doyle & Doyle (1990) foi adaptado para ser utilizado na extração de DNA. Cerca de 50 mg de amostras foliares foram transferidos para microtubos (1,5 mL) contendo 650 μL de tampão de extração (2 % Brometo de Cetil Trimetil Amônio – CTAB; 1,4 M NaCl; 100 mM Tris-HCl pH 8,0; 20 mM de Ácido Etilenodiamino Tetra-Acético – EDTA; 1 % Polivinilpolipirrolidona – PVPP), 0,2 % de β -mercaptoetanol e $0,1\text{ mg}\cdot\text{mL}^{-1}$ Proteinase K. Os tubos foram homogeneizados com auxílio de vortex e incubados a 65°C por uma hora (Figura 4.2c,d).

Após esse período, foram adicionados 650 μL de CIA (clorofórmio – álcool isoamílico, 24:1) e as misturas centrifugadas a 12.000 g por 5 minutos. Os sobrenadantes foram retirados com auxílio de pipeta e adicionados a microtubos com 650 μL de CIA e 200 μL de tampão de

extração. As misturas foram novamente centrifugadas a 12.000 g por 5 minutos. A última etapa foi repetida mais uma vez.

Os sobrenadantes foram transferidos para novos microtubos com 600 μL de isopropanol absoluto gelado. As soluções foram incubadas a $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 2 horas e 30 minutos. Logo após, as soluções foram centrifugadas a 12.000 g por 5 minutos. Nessa etapa observou-se o *pellet* de DNA aderido a parede do microtubo. A fase líquida foi descartada e os *pellets* foram lavados com 1 mL de etanol 70%. O etanol foi retirado e os microtubos permaneceram abertos por 30 minutos em banho seco a 37°C para total evaporação do etanol. O DNA foi ressuspensionado em 20 μL de TE (10 mM Tris-HCl pH8,0; 1 mM de EDTA pH 8,0) contendo $10\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ RNase. A qualidade de DNA foi avaliada por eletroforese em gel de agarose (0,8 %) revelado com SYBR*gold*. A concentração de DNA total extraído foi determinada por fluorometria (Hoefer Scientific DyNA Quant 200 *Fluorometer*).

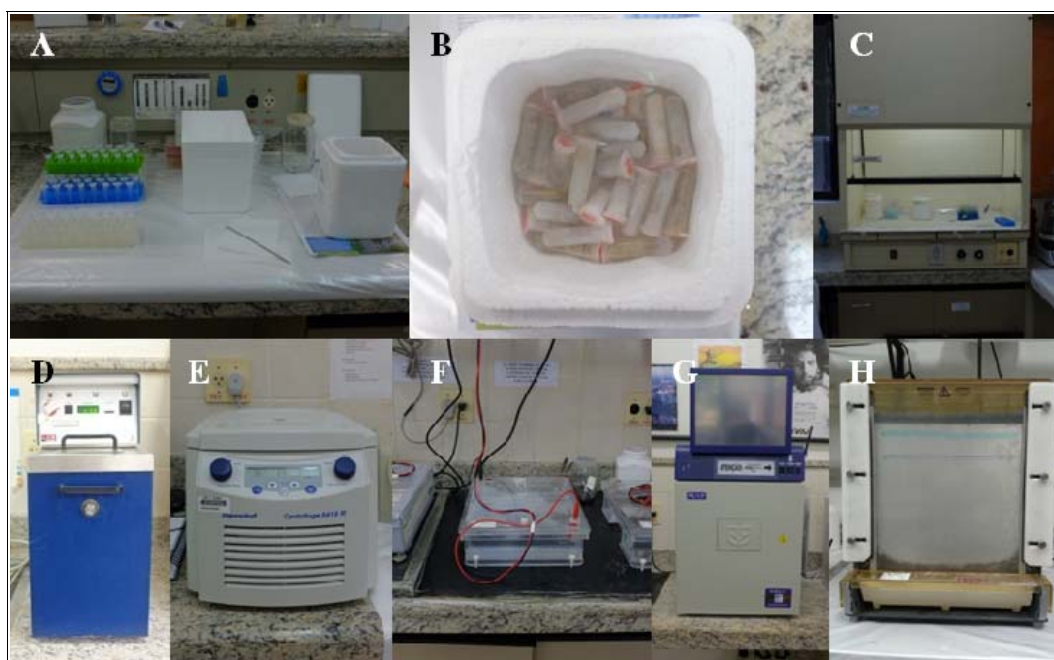


Figura 4.2 - Maceração (A-B), extração de DNA (C-E), corrida de gel de agarose (F), visualização de gel em câmera com luz negra (G) e corrida de gel de poliacrilamida para análise dos fragmentos de DNA. Laboratório de Melhoramento de Plantas, CENA - USP

4.2.4 Amplificação e análise de microssatélites

Para realização do PCR foram utilizadas 25 ng de DNA para cada reação de 15 μL , contendo 10X Tampão da *Taq* (500 mM KCl; 100 mM Tris-HCl pH 8,8; Nonidet P40 0,8%), 100 μM de cada dNTP (dATP, TTP, dGTP e dCTP), 1,5 mM de MgCl_2 , 0,2 μM de cada iniciador e 1 U de *Taq* polymerase (Fermentas Life Science). Os iniciadores utilizados foram

desenvolvidos por Campi et al. (2008). Todos os iniciadores transferidos para *H. stignocarpa* estão descritos na Tabela 4.1. Com exceção do Hc12, todos foram utilizados na análise final.

Tabela 4.1 - Iniciadores desenvolvidos na EMBRAPA-CENARGEN utilizados para amplificação dos loci de microssatélites (Ciampi *et al.*, 2008). T °C - temperatura ótima para anelamento em graus celsius; K - número total de alelos; P (1) - Probabilidades de exclusão de paternidade (1); P (2) - Probabilidades de exclusão de paternidade (2)

Seqüências de iniciadores (5'-3')	T °C	Tamanho dos alelos	K	P (1)	P (2)	Número de acesso
<i>Hc 06</i>						
F: AACCGAGTCTCCCTCCATCT	60	54-124	7	0,521	0,688	EU244701
R: TGTCACAAGAATAGCAAGGGAG						
<i>Hc 12</i>						
F: TGTTCCAATTTATGTCCATGGTT	60	146-214	7	0,264	0,427	EU244702
R: TGGATGGTTGTGAAGAAAAGG						
<i>Hc 14</i>						
F: CATTCTGCCATCGGTAGGTT	58	121-153	5	0,014	0,088	EU244703
R: TCACCCAAACAGGAGTGAA						
<i>Hc 33</i>						
F: GAACAAATCAACTTTCTTTGAAGC	58	108-160	7	0,312	0,489	EU244706
R: TTGACGCTTATTTTGCACCA						
<i>Hc 34</i>						
F: CCAGCCCATGACGAAGT	58	186-220	7	0,491	0,663	EU244707
R: GGTGTCGTGTTGTGTATGGC						
<i>Hc 40</i>						
F: CCTCTCTCCCAAATTCACGA	60	155-209	7	0,425	0,606	EU244708
R: TGCAATAGAATTTCCGAGGC						
<i>Hc 42</i>						
F: TGGCTAAAAGTTGGGAGGGT	60	115-171	5	0,112	0,27	EU244709
R: TTCCCCCTTTTCATGTTGTC						
Média			6,43	0,889	0,982	

As amplificações foram realizadas em termociclador programado com desnaturação inicial a 94° C por 5 minutos, seguido por 30 ciclos de 94 ° C (1 minuto), temperatura de anelamento ideal (1 minuto) e 72 ° C (1 minuto), e extensão final a 72 ° C por 7 minutos. As temperaturas de anelamento variaram de acordo com o iniciador de 54 a 60 ° C (Tabela 4.1). A Figura 4.3 apresenta uma amplificação visualizada em gel de poliácridamida 7%.

Os produtos das amplificações foram analisados em gel de 7% poliácridamida sendo visualizados por coloração com prata de acordo com protocolo de Creste et al. (2001). Todo o processo foi realizado no Laboratório de Melhoramento de Plantas, do Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo (CENA/USP).

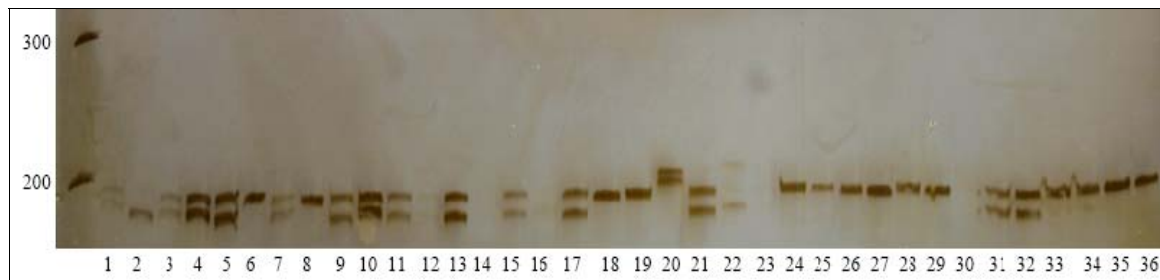


Figura 4.3 - Gel de poliacrilamida com marcador molecular (100 pares de base) e 36 amostras de DNA de *Hymenaea stignocarpa* amplificadas a partir do iniciador Hc 40. Dados coletados na APA Guarioroba, Campo Grande

4.2.5 Análises da diversidade genética e endogamia

O desequilíbrio genotípico entre pares de *locos* de cada amostra (regenerantes e adultos) foi calculado pelo teste G de máxima verossimilhança (Weir e Cockerham, 1984). As probabilidades de significância do teste foram obtidas por permutação e aplicando uma correção sequencial de Bonferroni para múltiplas comparações (95%; $\alpha=0,05$). A diversidade genética para amostra dos adultos e regenerantes da população foi caracterizada pelo número total de alelos nos locos (k), número médio de alelos nos locos (A), número efetivo de alelos por locos (A_e), heterozigosidade observada (H_o) e esperada em Equilíbrio de Hardy-Weinberg (H_e). Os níveis de endogamia dentro das amostras foram quantificados pelo índice de fixação (F) de acordo com o método de Weir e Cockerham (1984). Os desvios do equilíbrio de Hardy-Weinberg foram testados pelos valores individuais dos locos para o índice de fixação na população. A significância estatística dos valores foi testada por permutação Mote Carlo de alelos. Foi também neste caso aplicada uma correção sequencial de Bonferroni para múltiplas comparações (95%, $\alpha=0,05$) para evitar falsos positivos. Todas estas análises foram realizadas utilizando o programa FSTAT, versão 2.9.3.2. (Goudet, 1995).

4.2.6 Análises da distribuição espacial dos genótipos

A distribuição espacial dos genótipos foi analisada para árvores adultas e regenerantes separadamente. Estas análises foram realizadas utilizando-se a estimativa do coeficiente de coancestria entre pares de árvores (θ_{xy}) proposto de Loiselle *et al.*(1995). O coeficiente θ_{xy} mede a extensão da similaridade entre os indivíduos X e Y, em relação à similaridade genética média entre dois indivíduos aleatórios da amostra (Hardy e Vekemans, 2002). Este coeficiente é definido para cada k-ésimo alelo do l-ésimo loco em cada par de indivíduos, x e y, conforme a Equação 1.

$$\hat{\theta}_{xy} = \left[\frac{\sum_l \sum_k (p_{xlk} - \bar{p}_{lk})(p_{ylk} - \bar{p}_{lk})}{\sum_l \sum_k \bar{p}_{lk}(1 - \bar{p}_{lk})} \right] + \left[\sum_l \frac{1}{(2n_l - 1)} \right] \quad (\text{Eq. 1})$$

onde p_{xlk} e p_{ylk} são as frequências do alelo k no loco l no indivíduo x e y , respectivamente (assumindo valores de zero, 0,5 e 1 em homozigotos para alelos alternativos, heterozigotos e indivíduos homozigotos para o alelo em consideração, respectivamente). \bar{p}_{lk} é a frequência média do alelo k no loco l na população amostrada, em que n_l é o número de alelos existentes no loco l (número de indivíduos multiplicados pelo nível de ploidia, menos o número de alelos não amplificados). Para visualizar a estrutura genética espacial, os valores de θ_{xy} foram calculados para a média de pares de indivíduos dentro das classes de distância determinadas. Para testar se os valores médios eram significativamente diferentes de zero, o intervalo de confiança de 95 % de probabilidade foi calculado para cada valor observado em cada classe de distância, usando permutação (1000) de indivíduos entre diferentes classes de distância. O intervalo de confiança foi usado para construir o correlograma. Estas análises foram conduzidas utilizando o programa SPAGeDi versão 1.3 (Hardy e Vekemans, 2002).

4.2.7 Estimativa de fluxo de pólen e sementes

As estimativas do fluxo de pólen e de sementes foram efetuadas utilizando a análise de parentesco (maternidade e paternidade) e o programa CERVUS 3.0 (Marshall *et al.*, 1998; Kalinowski, Taper e Marshall, 2007). Estas análises foram conduzidas a partir dos genótipos de 69 regenerantes (DAS < 25 cm) e de 91 genótipos adultos. O fluxo gênico crítico, ou a probabilidade de encontrar um candidato compatível como pai ou mãe de um indivíduo regenerante dentro da população quando o verdadeiro pai ou mãe encontra-se fora da população, foi calculado segundo método de Dow e Ashley (1998). Não foram admitidos erros e foram consideradas maternidade e paternidades positivas apenas nos casos com ausência de possíveis falsas compatibilidades (*mismatching*).

Para tal, foram extraídas as informações referentes à distância de dispersão de sementes e distância de dispersão de pólen. A dispersão de sementes corresponde às distâncias entre os candidatos a pai/mãe e regenerantes. A dispersão de pólen corresponde à distância entre candidatos a pai e mãe determinados para um regenerante. A taxa de imigração

de pólen (mp) e sementes (ms) foi calculada como a proporção de sementes que não tiveram um candidato a pai ou mãe determinada dentro das populações ($n_{imigrante}$) em relação ao total de sementes genotipadas (n_{total}) dentro da população, ($\hat{m} = \hat{n}_{imigrante} / n_{total}$) (Smouse e Sork, 2004). Também foi estimado o coeficiente de coancestria (Loiselle *et al.*, 1995) entre os regenerantes e os putativos parentes maternos e paternos determinados pela análise de parentesco, utilizando-se o programa Spagedi (Hardy e Vekemans, 2002). O valor esperado para o coeficiente de coancestria entre um pai e um filho foi de 0,25. O programa Spagedi 1.3 também foi utilizado para estimar a coancestria entre regenerantes e seus putativos pais e mães, a qual é esperada ser de 0,25.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Desequilíbrio de ligação, diversidade genética e endogamia

Conforme pode ser observado na Tabela 4.2, não foram detectados desequilíbrios genotípicos entre nenhum par de locos e nenhuma das amostras analisadas, após a correção de Bonferroni ($\alpha = 0,05$). Assim, estes locos podem ser utilizados em estudos genéticos populacionais, sem risco de gerarem estimativas enviesadas.

No total, foram encontrados 46 diferentes alelos nas populações representando seis locos. Os seis locos microsatélites apresentaram diferentes padrões de distribuição das frequências alélicas entre as subpopulações (Figura 4.4). A frequência foi similar entre subpopulações para os locos 14, 33 e 42, e variou para os locos 06, 34 e 40. Os locos que apresentam padrão similar de frequências alélicas também não apresentaram excesso de homozigose (relação H_o/H_e , Tabela 4.4), o que sugere ausência de alelos nulos. A Subpopulação A apresentou o maior número de alelos totais e exclusivos, seguida das Subpopulações C e D (Tabela 4.3). Este resultado sugere um maior distanciamento genético da Subpopulação A em relação às demais.

Tabela 4.2 - Desequilíbrio de ligação entre pares de locos em cada subpopulação de *Hymenaea stignocarpa* coletadas na APA Guariroba, Campo Grande (MS). Valores referentes às probabilidades de desequilíbrio de ligação após 1500 permutações. O valor limite de significância após correção de Bonferroni é 0,000667. NA, não analisado

	Pop1	Pop2	Pop3	Pop4	Isoladas
Loco06 X Loco14	0,3547	0,5687	NA	NA	1,0000
Loco06 X Loco33	0,4220	0,2593	0,1327	0,1860	1,0000
Loco06 X Loco34	0,0947	0,7147	0,2813	0,3093	0,4367
Loco06 X Loco40	0,6813	0,0153	0,5607	0,6107	0,1233
Loco06 X Loco42	0,1207	0,8067	0,2960	0,3200	0,4480
Loco14 X Loco33	1,0000	1,0000	NA	NA	0,0713
Loco14 X Loco34	0,3880	1,0000	NA	NA	1,0000
Loco14 X Loco40	0,9680	0,5073	NA	NA	0,1893
Loco14 X Loco42	1,0000	1,0000	NA	NA	1,0000
Loco33 X Loco34	0,5407	1,0000	0,6713	1,0000	0,3480
Loco33 X Loco40	0,2220	0,4840	1,0000	0,4800	0,1560
Loco33 X Loco42	1,0000	1,0000	1,0000	0,2773	1,0000
Loco34 X Loco40	0,1433	0,5100	0,8860	1,0000	0,2653
Loco34 X Loco42	0,0587	0,0707	0,1220	1,0000	0,5693
Loco40 X Loco42	0,0627	0,5240	0,6073	0,9333	0,0760

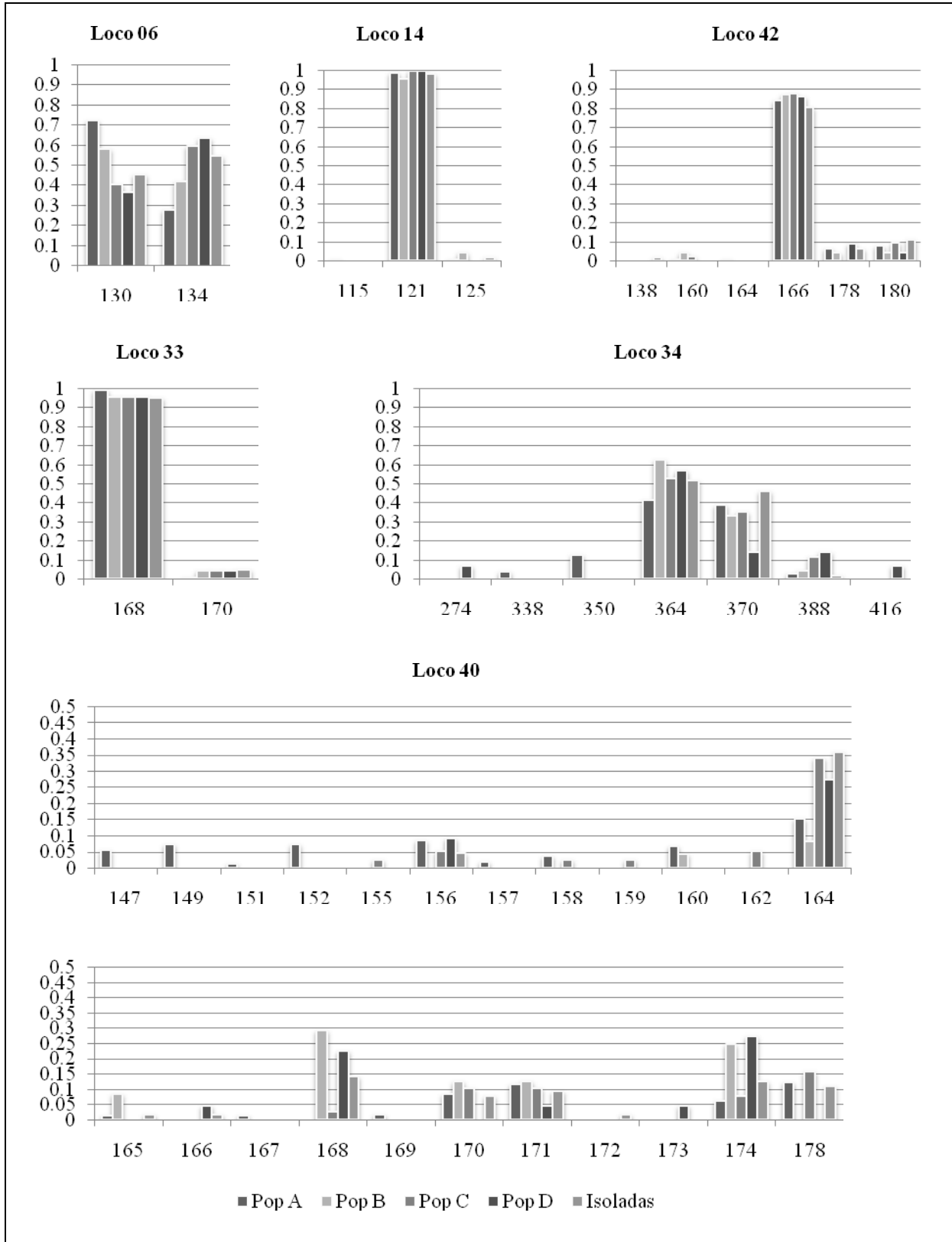


Figura 4.4 - Distribuição das frequências alélicas nos seis *locos* microsatélites de cada subpopulação de *Hymenaea stagnocarpa* coletada na APA Guariroba, Campo Grande (MS). Note que a escala de frequência é diferente para o loco 40

Tabela 4.3 - Número de alelos total (N) e exclusivos (E) de cada subpopulação de *Hymenaea stagnocarpa* coletada na APA Guariroba, Campo Grande (MS)

	Loco 06		Loco 14		Loco 33		Loco 34		Loco 40		Loco 42		Total
	N	E	N	E	N	E	N	E	N	E	N	E	
Pop A	81	0	82	1	81	0	78	2	82	7	80	1	11
Pop B	12	0	12	0	12	0	12	0	12	0	12	0	0
Pop C	21	0	22	0	22	0	17	0	19	3	21	0	3
Pop D	11	0	12	0	11	0	7	2	11	1	11	0	3
Isoladas	31	0	32	0	32	0	27	0	32	0	31	1	1

No geral, a riqueza de alelos estimada (R) foi menor do que o número médio de alelos por locos (k), devido à presença de alelos de baixa frequência (Tabela 4.4). Essa diferença ainda é mais pronunciada na Subpopulação A. Para as Subpopulações B, C e D, os locos 06 e 14 apresentam R próximo a K , correspondendo a uma maior frequência dos alelos. A proporção entre heterozigosidade observada (H_o) e esperada (H_e) foi menor para a subpopulação B (16% de perda de heterozigotos na média), enquanto que na média permaneceu constante para as demais subpopulações (30% de perda).

Tabela 4.4 - Diversidade genética e endogamia de *Hymenaea stagnocarpa* na APA Guariroba para todas as subpopulações amostradas. K - número total de alelos; R_7 riqueza de alelos estimada por rarefação para um mínimo de 7 indivíduos diplóides; H_o - heterozigosidade observada; H_e - heterozigosidade esperada em Equilíbrio de Hardy-Weinberg; F_s - índice de fixação (o erro padrão da média a 95% de probabilidade)

Loco	Subpopulação A					Subpopulação B				
	K	R	H_o	H_e	F_s	K	R	H_o	H_e	F_s
06	2	1,99	0,234	0,405	0,421*	2	2	0,333	0,515	0,353
14	3	1,17	0,024	0,024	-0,003	2	1	0,083	0,083	0,000
33	2	1,09	0,012	0,012	0,000	2	1,54	0,083	0,083	0,000
34	5	3,62	0,449	0,661	0,321*	3	2,89	0,417	0,523	0,203
40	16	8,58	0,573	0,917	0,375*	7	7,11	0,750	0,845	0,112
42	5	2,50	0,275	0,279	0,015	4	2,15	0,250	0,239	-0,048
Média	5,50	3,16	0,261	0,383	0,318*	3,33	2,78	0,319	0,381	0,162
DP	5,32	2,82	0,224	0,358	0,204	1,97	2,21	0,250	0,300	0,153
Total	33	-	-	-	-	20	-	-	-	-
Loco	Subpopulação C					Subpopulação D				
	K	R_7	H_o	H_e	F_s	K	R_7	H_o	H_e	F_s
06	2	2	0,524	0,493	-0,063	2	2	0,364	0,491	0,259
14	1	1,58	0,000	0,000	0,000	1	1	0,000	0,000	0,000
33	2	1,58	0,000	0,091	1,000	2	1,64	0,091	0,091	0,000
34	3	2,58	0,235	0,610	0,614*	5	5	0,428	0,690	0,379
40	11	6,14	0,526	0,852	0,383	7	5,78	0,455	0,841	0,459
42	3	2,75	0,238	0,219	-0,087	3	2,51	0,273	0,255	-0,071
Média	3,67	2,77	0,254	0,377	0,327*	3,33	2,99	0,269	0,395	0,320
DP	3,67	1,72	0,235	0,329	0,440	2,25	1,94	0,186	0,336	0,224
Total	22	-	-	-	-	20	-	-	-	-

O índice de fixação (F) foi significativamente diferente de zero para 3 locos (06, 34, 40) e para a média da Subpopulação A e para o loco 34 e a média na Subpopulação C. Como a população foi dividida em subpopulações para análise, é pouco provável que o efeito Wahlund foi a causa do excesso de homozigotos. Logo, o índice de fixação pode ser resultado de autofecundações ou cruzamentos entre parentes.

Os alelos exclusivos e o índice de fixação estimado para a Subpopulação A indicam um maior distanciamento genético entre essa e demais subpopulações, quando comparada com as outras. Esta distância genética surgiu em uma combinação de deriva genética e isolamento, causando a fixação de alelos ao longo do tempo. Outra explicação seria o efeito fundador, no qual a Subpopulação A teria sido fundada por material genético diferente das que fundaram as demais subpopulações (Allendorf e Luikart, 2007).

Espécies arbóreas de longa vida demoram muito tempo para terem alelos fixados por deriva genética e falta de migração, tornando difícil a detecção dos efeitos de fragmentação (Kramer *et al.*, 2008). Embora H_o e H_e tenham se mostrado indicadores pouco efetivos dos efeitos da fragmentação, alterações nos alelos de baixa frequência e índice de fixação têm sido detectadas frente ao processo de mudança da paisagem para diferentes espécies arbóreas. Jump e Penuelas (2006) observaram essas mudanças para populações fragmentadas há 600 anos, enquanto Bittencourt e Sebbenn (2009) para populações fragmentadas há menos de 100 anos.

4.3.2 Diversidade genética e endogamia nas gerações

A riqueza de alelos (R) foi igual ou ligeiramente menor ao número total (K) para todos os alelos, ou seja, considerando adultos e regenerantes, os dois grupos possuem baixo número de alelos com frequência baixa, com regenerantes apresentando apenas dois alelos a mais do que adultos (Tabela 4.5). A heterozigosidade observada (H_o) e esperada (H_e) e o índice de fixação (F) não diferiram significativamente entre regenerantes e adultos de acordo com o teste t.

Indivíduos adultos refletem uma condição anterior à mudança da paisagem, enquanto os regenerantes são resultado das dinâmicas reprodutivas atuais em uma população moldada ao longo do tempo (Hamrick, 2004; Jump e Penuelas, 2006). Estudos realizados com populações fragmentadas e indivíduos isolados de *H. stignocarpa* demonstram que sementes de polinização aberta apresentam menor heterozigosidade observada e maior F do que os adultos (Moraes, Kageyama e Sebbenn, 2007). Valores significativamente diferentes de zero

para o índice F foram observados em estudos para adultos e regenerantes em árvores dispersas por animais no cerrado (Martins *et al.*, 2011; Sebbenn *et al.*, 2011; De Melo *et al.*, 2012). Os resultados aqui obtidos sugerem que a população estudada não teve seus parâmetros de diversidade fortemente influenciados da geração de adultos para os regenerantes.

Tabela 4.5 - Diversidade genética e endogamia de *Hymenaea stagnocarpa* na APA Guariroba para regenerantes e adultos. n - tamanho da amostra; K - número total de alelos; R_{54} riqueza de alelos estimada por rarefação para um mínimo de 54 indivíduos diplóides; H_o - heterozigosidade observada; H_e - heterozigosidade esperada em Equilíbrio de Hardy-Weinberg; F - índice de fixação

Loco	Adultos					Regenerantes				
	K	R_{54}	H_o	H_e	F	K	R_{54}	H_o	H_e	F
06	2	2,00	0,341	0,474	0,281	2	2,00	0,384	0,500	0,232
14	2	1,93	0,033	0,033	-0,011	2	1,78	0,014	0,014	0,000
33	2	1,98	0,045	0,044	-0,017	2	1,99	0,000	0,058	1,000*
34	5	4,98	0,356	0,608	0,414*	7	7,00	0,500	0,654	0,235
40	18	16,72	0,589	0,908	0,352*	18	17,02	0,530	0,887	0,402*
42	5	4,44	0,255	0,252	-0,013	5	4,66	0,277	0,310	0,106
Média	5,67	5,34	0,270	0,386	0,302*	6	5,74	0,284	0,404	0,296*
DP	6,22	5,74	0,210	0,343	0,185	6,23	5,89	0,233	0,342	0,324
Total	34	-	-	-	-	36	-	-	-	-

Probabilidades do teste t, K ($p = 0,464$); R_{54} ($p = 0,453$); H_o ($p = 0,456$); H_e ($p = 0,466$); F ($p = 0,178$).

4.3.3 Estrutura genética espacial

A estrutura genética espacial (EGE) foi significativa para adultos até aproximadamente 400 m e para regenerantes até aproximadamente 1000 m (Figura 4.5). Até cerca de 350 m, a coancestria foi estimada entre 0,4 e 0,5, ou seja, indivíduos nesse raio eram mais semelhantes geneticamente do que irmãos completos e quase tão semelhantes quanto plantas originadas de cruzamentos e seus pais. Moraes, Kageyama e Sebbenn (2007) também encontraram EGE significativa até 500 m para plantas adultas, com níveis de coancestria em torno de 0,125 (meio-irmãos).

Uma menor estruturação é esperada quando há sobreposição de áreas de deposição de semente. Porém, o contrário se observa quando a dispersão é bloqueada (Young e Merriam, 1994; Hardesty *et al.*, 2005; Jump e Penuelas, 2006). Hoban e colaboradores (2014) sugerem que análises de estrutura genética espacial são influenciadas por estádios de vida, mais especificamente fatores demográficos, idade da estruturação, dispersão de sementes, pólen e de propágulos (clones). Nesse estudo, não foram observados clones e a população foi dividida por estádios de vida para análise. Logo, os dados aqui apresentados representam a estrutura populacional para regenerantes, representando a dinâmica de dispersão de sementes e

estabelecimento dos indivíduos e adultos, o qual também é reflexo do primeiro e da dinâmica populacional.

O padrão observado nos regenerantes é semelhante ao detectado na análise de fluxo gênico. A maior proporção de pólen e sementes (63%) é dispersa até 1000 m (Figura 4.6). A estruturação genética espacial dos adultos provavelmente reflete uma condição passada da paisagem e fluxo gênico, onde uma maior conexão e número de indivíduos formavam mais áreas de sobreposição de dispersão de genes.

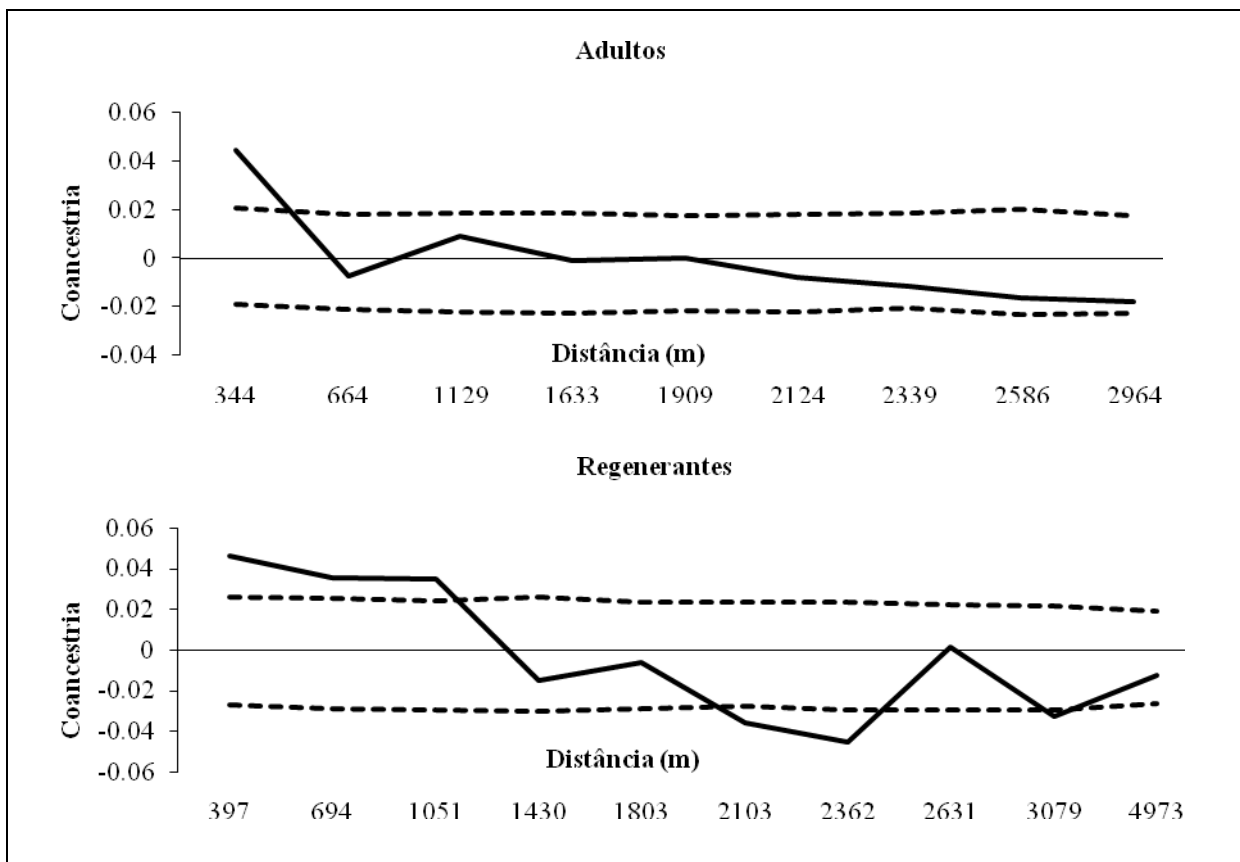


Figura 4.5 - Estrutura genética espacial em indivíduos adultos e regenerantes de *Hymenaea stignocarpa* na APA Guariroba (MS). A linha contínua representa à estimativa do coeficiente de coancestria médio e as linhas pontilhadas à estimativa do intervalo de confiança do erro a 95% de probabilidade da hipótese de ausência de estrutura genética espacial

4.3.4 Fluxo gênico realizado: pólen e sementes

Os resultados obtidos neste estudo demonstram que pólen foi disperso de 31 a 2.887 m, sendo que mais frequente na classe entre 201 – 400 m. Sementes foram dispersas de 39 a 3.562 m, sendo mais frequente na classe entre 401 – 800 m. Da dispersão realizada de pólen e sementes, 75 % ocorreram até 1400 m e 1600 m, respectivamente (Figura 4.6). Ambas apresentaram a média em torno de 1000 m.

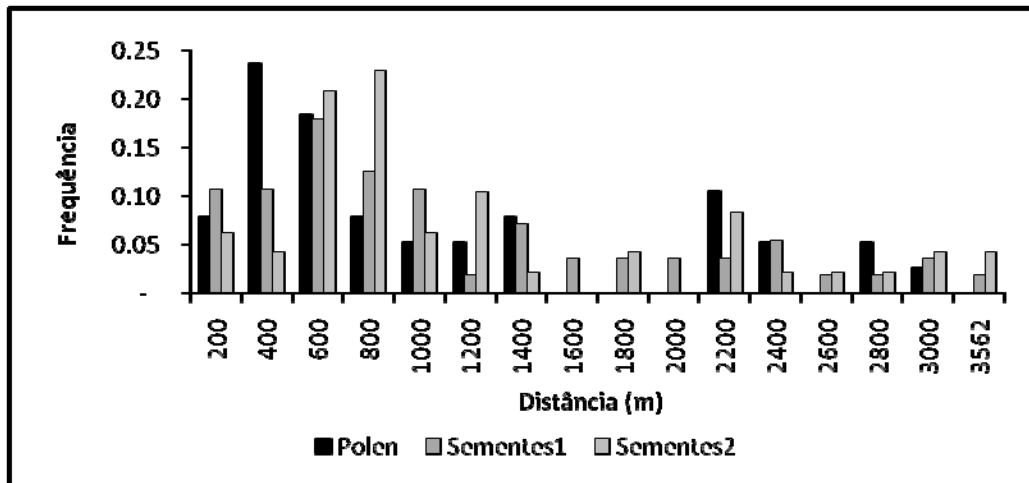


Figura 4.6 - Distância de dispersão de pólen e sementes determinada por análise de parentesco nos regenerantes em relação aos adultos para *Hymenaea stignocarpa* na APA Guariroba, Campo Grande (MS). A dispersão de semente é apresentada em dois modelos, um para cada candidato pais, já que não se sabe qual deles é a árvore materna

O padrão de dispersão é compatível com os dispersores de pólen e sementes descritos para *Hymenaea stignocarpa* (item 4.2.1 para descrição). É interessante destacar que o morcego polinizador *Glossophaga soricina* normalmente não forrageia mais do que quatro hectares ou flores que distam mais de 1500 m (Lemke, 1984). Todavia, 25% da polinização foi realizada acima desse patamar. A Figura 4.7 mostra o mapa de fluxo de pólen. Esse resultado indica que a espécie polinizadora *G. soricina* pode ter modificado, ou estar em processo de modificação, seu padrão de forrageamento através da expansão de sua área de atividade.

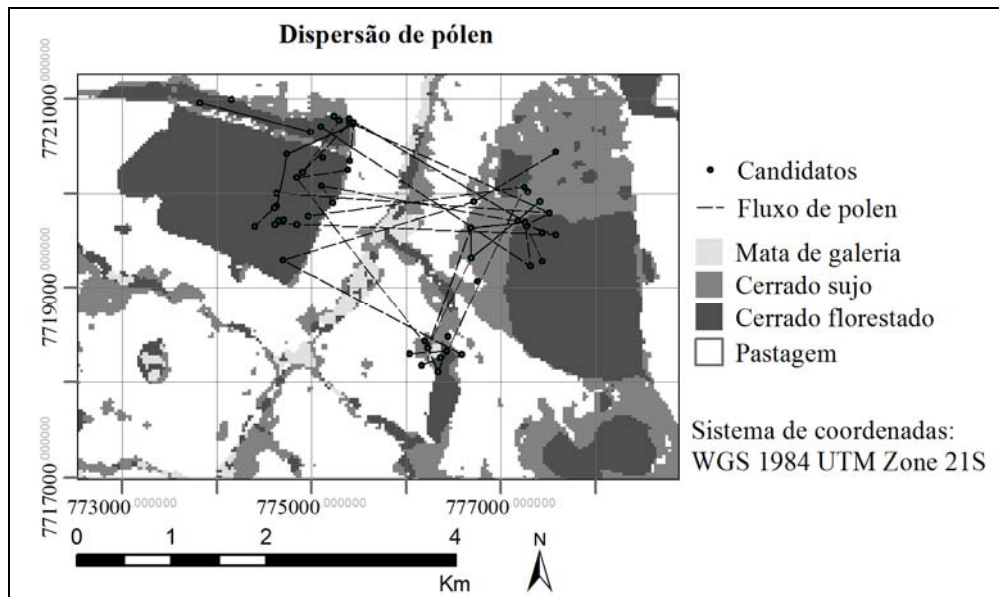


Figura 4.7 - Fluxo de pólen na área de estudo na APA Guariroba, Campo Grande. Pontos representam os candidatos a maternidade e paternidade

Esse desvio está associado à fragmentação da área de forrageio e a oferta de alimento, condicionando o vetor a forragear maiores áreas. *H. stignocarpa* é única espécie que floresce na estação chuvosa, enquanto outras, incluindo *H. courbaril*, florescem na estação da seca (Gibbs, Oliveira e Bianchi, 1999). Resultados semelhantes foram encontrados por Moraes e Sebbenn (2011) para *H. stignocarpa* em área fragmentada, no qual o pólen foi disperso em média por 860 m. Os autores ainda relatam que para árvores isoladas a dispersão do pólen chegou a 7.353 m.

Embora *H. stignocarpa* seja uma espécie predominantemente de fecundação cruzada, também realiza autofecundação (Tabela 4.6). As taxas não foram calculadas para a Subpopulação B porque essa apresentou apenas um regenerante, cujos pais não foram determinados. A polinização cruzada foi maior na Subpopulação C (100%), seguido pela D (71,43%) e A (61,29%). A fragmentação e corte seletivo têm sido frequentemente citados como pressões sobre os sistemas de reprodução cruzados (Jump e Penuelas, 2006; Moraes, Kageyama e Sebbenn, 2007; Sebbenn *et al.*, 2008; Carneiro *et al.*, 2011; Moraes e Sebbenn, 2011). Ambos os processos reduzem a população resultando em diferentes padrões de distribuição espacial. Enquanto o primeiro fragmenta a população em subpopulações agregadas ou isola indivíduos, o outro faz com que indivíduos reprodutivos se encontrem dispostos de forma mais esparsa, porém contínua. Estudos realizados com o gênero *Hymenaea* observaram o aumento da autofecundação e distância de polinização conforme o aumento do isolamento dos indivíduos por fragmentação e corte seletivo (Carneiro *et al.*,

2011; Moraes e Sebbenn, 2011). A diferença observada entre os dois processos foi à diminuição no cruzamento entre parentes em áreas de corte seletivo. Neste estudo, a Subpopulação A, a mais espacialmente isolada, apresentou o maior percentual de autopolinização, assim como alto índice de cruzamento entre relativos (Tabela 4.7).

Tabela 4.6 - Taxa de autopolinização e imigração de pólen e sementes. N = número total de indivíduos na população. R = número de regenerantes na população

	N	R	Autopolinização	Imigração de pólen	Imigração de semente
Pop A	82	31	0,39	0,32	0,32
Pop B	12	1	-	-	-
Pop C	22	12	0,00	0,50	0,50
Pop D	12	8	0,37	0,12	0,87

As grandes distâncias percorridas pela anta (*Tapirus terrestris*), o principal dispersor a longas distâncias de *H. stignocarpa*, faz com que as sementes sejam levadas a mais de 3000 m da planta-mãe. Mesmo que sejam eventos esporádicos, a grande permeabilidade desse animal na maioria das coberturas de solo faz com que seja um dispersor de sementes chave entre fragmentos (Fragoso, 1997). Como a árvore de *H. stignocarpa* é hermafrodita, não se sabe de qual candidato partiu o pólen ou o óvulo, logo a Figura 4.8 apresenta dois possíveis cenários para a dispersão de sementes.

Alguns autores descrevem a dispersão de pólen e sementes feita por animais ocorrendo em grandes distâncias em ambientes fragmentados (Aldrich e Hamrick, 1998; Hanson *et al.*, 2008; Kamm *et al.*, 2009; Manoel *et al.*, 2012). Dependendo da intensidade da fragmentação e isolamento, os vetores de dispersão podem sofrer pressões demográficas ou competitivas e se tornarem ausentes (Sebbenn *et al.*, 2011). Quando substituídos, os novos dispersores podem ser mais ineficientes (Lennartsson, 2002) ou não (Dick, 2001).

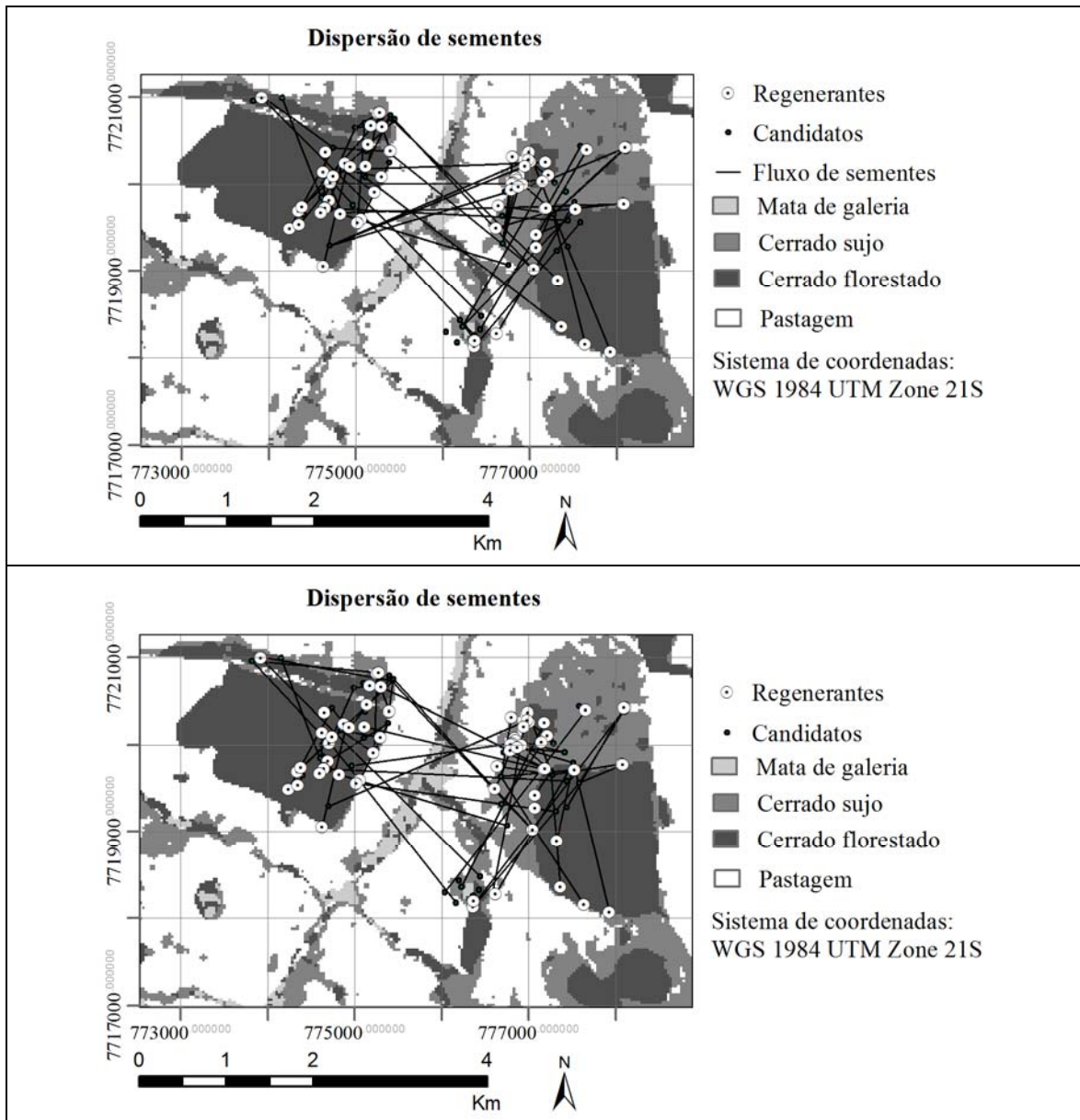


Figura 4.8 - Fluxo de sementes na área de estudo na APA Guariroba, Campo Grande. Pontos escuros representam os candidatos à maternidade e os brancos os regenerantes. Cada mapa representa um conjunto de candidatos.

A permeabilidade dos polinizadores e dispersores de semente, assim como seus padrões de forrageamento, são fundamentais na determinação da estrutura genética de populações sésseis. A análise de caminhos de menor custo (Figura 4.9) é uma estimativa dos possíveis padrões de fluxo de material genético via dispersores. Os dois modelos de fluxo apresentam um padrão claro de maior dispersão entre locais mais próximos e separados por áreas de Cerrado sujo. Áreas antropizadas, como pastagens, parecem não isolar subpopulações, mas diminui a permeabilidade dos dispersores. Para a população de *H. stignocarpa* os dispersores de sementes apresentam permeabilidade mais abrangente na

paisagem do que polinizadores. Estes, ainda, carregarem uma carga de material genético duas vezes maior (semente: $2n$) em comparação com os polinizadores (pólen: n).

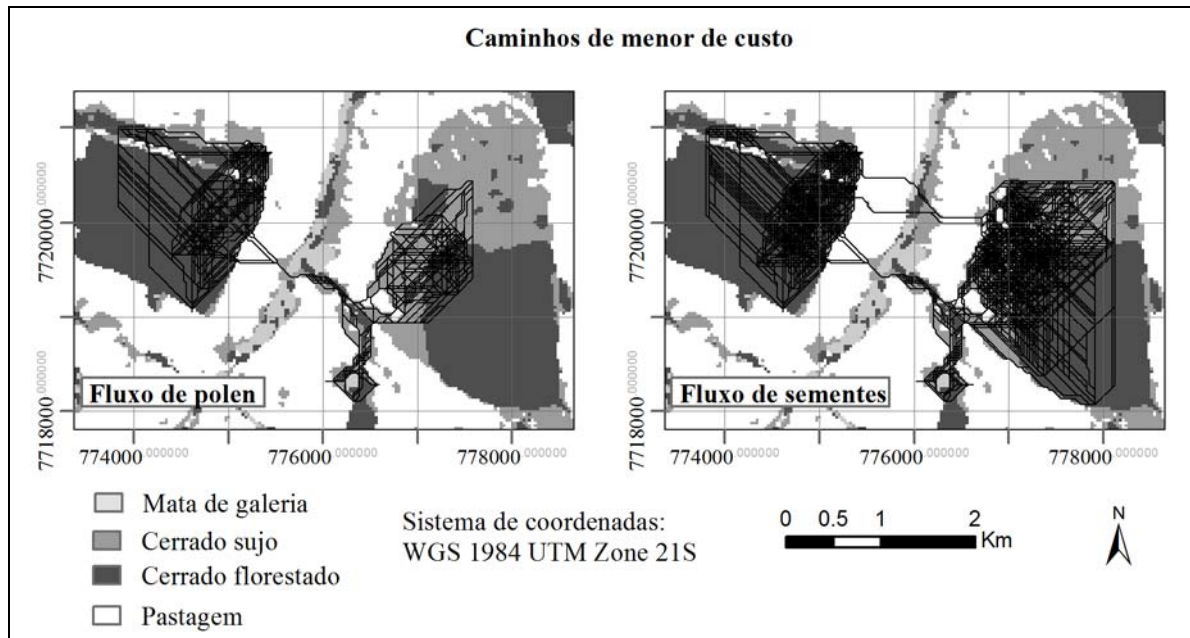


Figura 4.9 - Caminhos de menor custo percorridos por polinizadores (fluxo de pólen) dispersores de sementes (fluxo de sementes)

4.3.5 Coancestria entre candidatos a pais e regenerantes

Todas as estimativas médias do coeficiente de coancestria entre pais e filhos foram maiores do que o valor esperado (0,25), variando de 0,375 a 0,650 (Tabela 4.7). A Subpopulação D foi a que apresentou maior coancestria entre pais e regenerantes, e maior índice de fixação nos regenerantes ($F_i = 0,5469$), enquanto a população C apresentou médias menores para os mesmos parâmetros (Tabela 4.7). Esse resultado é reflexo da taxa de autofecundação e cruzamento entre relativos, este último estimado através do valor coancestria entre pais. Ambos foram altos para Subpopulação D, 0,37 e 0,26 respectivamente, e mais baixos para a Subpopulação C, 0,0 e 0,165 respectivamente. A coancestria entre pais igual ou maior a 0,25 sugere que muitos indivíduos adultos são parentes no grau de irmãos completos. Na Subpopulação A, apesar de 32,4% dos regenerantes serem imigrantes, apenas duas duplas de parentais eram formadas por candidatos a pais com origem em fragmentos diferentes. Esta condição tem reflexo no alto índice de coancestria entre pais e no índice de fixação dos regenerantes.

Tabela 4.7 - Valor médio, mínimo e máximo de coancestria entre adultos pais (P1 ou P2) e regenerantes (R), entre os pais e índice de fixação nos regenerantes (F_j)

		S Pop A	S Pop B	S Pop C	S Pop D
R+P1	Média	0,512	-	0,375	0,636
	Mínimo	0,145	-	0,001	0,344
	Máximo	0,820	-	0,880	0,988
R+P2	Média	0,520	-	0,466	0,650
	Mínimo	0,241	-	0,148	0,395
	Máximo	0,820	-	0,880	0,988
P1+P2	Média	0,275	-	0,165	0,260
	Mínimo	-0,002	-	-0,312	0,044
	Máximo	0,650	-	0,721	0,587
F_j	Média	0,307	-	-0,038	0,550
	Mínimo	-0,481	-	-0,821	0,044
	Máximo	1,030	-	0,880	0,988

Os resultados sugerem que a Subpopulação A é mais distante geneticamente das outras Subpopulações (11 alelos exclusivos, maior taxa de locos de baixa frequência e índice de fixação diferente de zero). Apesar de a área da Subpopulação A estar fragmentada há mais tempo (40 anos) do que as outras áreas (15 anos), o isolamento pelo processo de mudança do uso do solo não parece ser a única causa dessa diferenciação. Sendo *H. stignocarpa* uma espécie arbórea de longa vida, há a necessidade de longo tempo para a ação da deriva genética como consequência da fragmentação e relativo isolamento. Contudo, o habitat favorável para o estabelecimento de *H. stignocarpa* é naturalmente descontínuo ao longo da paisagem, fazendo com que esta Subpopulação esteja espacialmente mais isolada das outras, do que as outras Subpopulações entre si, mesmo anteriormente ao início do processo de mudança de cobertura do solo.

Não houve diferenciação significativa dos parâmetros genéticos entre adultos e regenerantes, indicando que não houve mudança na diversidade genética ao longo do tempo. Contudo, baseado na estrutura genética espacial, é possível inferir sobre a diminuição da sobreposição de dispersores de uma geração para outra. Embora o padrão observado nos Regenerantes seja condizente com as distâncias de dispersão, os adultos apresentam uma estruturação com o mesmo grau de coancestria embora em menor distância, refletindo uma condição de dispersão anterior diferente da encontrada atualmente. Essa suposição é corroborada por estudos de comportamento de vetores de dispersão.

É importante destacar que as grandes distâncias percorridas pelos vetores de dispersão, embora também encontradas para outras populações fragmentadas, não são o normalmente descritas na literatura em estudos ecológicos desses animais em habitat não fragmentado. As

mudanças na cobertura e uso do solo afetam as populações de árvores e dispersores, primeiramente, reduzindo suas densidades populacionais. Essas, por sua vez, influenciam umas as outras via oferta de recurso, dispersão e estruturação genética.

4.4 CONCLUSÕES

Os parâmetros de diversidade genética (H_o e H_e) não foram boas estimativas de diferenciação genética na paisagem. Contudo, alelos exclusivos, frequência de locos raros, índice de fixação e estrutura genética espacial se mostraram mais sensíveis às variabilidades ambientais.

Os resultados obtidos permitem concluir que a fragmentação isola espacialmente, mas não reprodutivamente, as subpopulações de *H. stignocarpa*. Porém, a ausência (ou diminuição) da área de forrageio de qualidade para os dispersores provavelmente fez com que eles mudassem seus padrões de dispersão. A frequência de dispersão de pólen e semente é dependente da distância e qualidade das unidades de paisagem. Os dados sugerem que eventos de migração a longas distâncias são mais comuns do que pré-suposto e que essa dinâmica observada mudou ao longo do tempo. Assim, originando diferentes padrões de estruturação para adultos e regenerantes.

Enquanto a sobreposição de áreas de dispersão era mais comum, provavelmente, o fluxo de material genético a longas distâncias era ainda menos frequente em período pré-fragmentação. Assim, o balanço entre deriva genética e migração manteve certa heterogeneidade genética entre subpopulações, o que pode ser mudado de acordo com o padrão de forrageio dos vetores atualmente.

É evidente que indivíduos que se encontram fora do fragmento não estão isolados, mas servem como trampolins (*step-stones*) para o fluxo de genes entre áreas florestadas. Esses resultados são suportados pela literatura e em conjunto com aqueles apresentados no segundo capítulo evidenciam a importância desses indivíduos muitas vezes desconsiderados.

Esses resultados devem ser considerados quanto ao manejo da Área de Preservação Ambiental Guariroba e da espécie *Hymenaea stignocarpa*. Como não há isolamento reprodutivo, a configuração da paisagem parece não prejudicar as dinâmicas da espécie em estudo. Contudo, a mudança na composição da paisagem, com perda de habitat para *H. stignocarpa* e dispersores fez com que as dinâmicas ecológicas fossem alteradas. Nesse contexto, unidades da paisagem como cerrado/pasto sujo são importantes auxiliares na manutenção ecológica dessa espécie. Ao mesmo tempo em que é possível a utilização dessa

unidade para pastoreio, também é possível o estabelecimento e crescimento da espécie arbórea em estudo, aumentando o tamanho populacional e área propícia para forrageio dos dispersores.

REFERÊNCIAS

ADAMS, W.T. Gene dispersal within forest tree populations. **Population Genetics of Forest Trees**, Dordrecht, v. 42, p. 217-240, 1992 1992.

ALDRICH, P.R.; HAMRICK, J.L. Reproductive dominance of pasture trees in a fragmented tropical forest mosaic. **Science**, Washington (DC), v. 281, n. 5373, p. 103-105, Jul. 1998.

ALLENDORF, F.W.; LUIKART, G. Mechanisms of Evolutionary Change. In: ALLENDORF, F.W.; LUIKART, G. (Ed.). **Conservation and the Genetics of Populations**. Oxford, UK: Blackwell Publishing, 2007. cap. 91 - 299. p.642.

ALLENDORF, F.W.L.; GORDON. **Conservation and the genetics of populations**. Oxford, UK: Blackwell Publishing, 2007. 642p.

ARROYO-RODRIGUEZ, V.; PINEDA, E.; ESCOBAR, F.; BENITEZ-MALVIDO, J. Value of Small Patches in the Conservation of Plant-Species Diversity in Highly Fragmented Rainforest. **Conservation Biology**, Malden, v. 23, n. 3, p. 729-739, Jun. 2009.

AVILA-CABADILLA, L.D.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G.A.; STONER, K.E.; ALVAREZ-ANORVE, M.Y.; QUESADA, M.; PORTILLO-QUINTERO, C.A. Local and Landscape Factors Determining Occurrence of Phyllostomid Bats in Tropical Secondary Forests. **Plos One**, San Francisco, v. 7, n. 4, e35228, Apr. 18 2012.

BAGUETTE, M. The classical metapopulation theory and the real, natural world: a critical appraisal. **Basic and Applied Ecology**, Jena, v. 5, n. 3, p. 213-224, 2004 2004.

BITTENCOURT, J.V.M.; SEBBENN, A.M. Genetic effects of forest fragmentation in high-density *Araucaria angustifolia* populations in Southern Brazil. **Tree Genetics & Genomes**, Berlin, v. 5, n. 4, p. 573-582, Oct .2009.

BOTELHO, S.A.; FERREIRA, R.A.; MALAVASI, M.M.; DAVIDE, A.C. Aspectos morfológicos de frutos, sementes, plântulas e mudas de Jatobá-do-Cerraco (*Hymenaea stigonocarpa* Mart.ex Hayne) – Fabaceae. **Revista Brasileira de Sementes**, Londrina, v. 22, n. 1, p. 144-152, 2000.

CAMPO GRANDE, P.M. **Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental dos Mananciais do Córrego Guariroba – APA do Guariroba**. Campo Grande, MS, 2007. 156p.

CARDINALE, B.J.; DUFFY, J.E.; GONZALEZ, A.; HOOPER, D.U.; PERRINGS, C.; VENAIL, P.; NARWANI, A.; MACE, G.M.; TILMAN, D.; WARDLE, D.A.; KINZIG, A. P.; DAILY, G.C.; LOREAU, M.; GRACE, J.B.; LARIGAUDERIE, A.; SRIVASTAVA, D. S.; NAEEM, S. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, London, v. 486, n. 7401, p. 59-67, Jun. 7 2012.

CARNEIRO, F.S.; LACERDA, A.E.B.; LEMES, M.; GRIBEL, R.; KANASHIRO, M.; WADT, L.H.O.; SEBBENN, A.M. Effects of selective logging on the mating system and pollen dispersal of *Hymenaea courbaril* L. (Leguminosae) in the Eastern Brazilian Amazon as revealed by microsatellite analysis. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 262, n. 9, p. 1758-1765, Nov. 1 2011.

CHIARAVALLOTI, R.M.; VALLADARES-PADUA, C. **Escolhas sustentáveis**. Sao Paulo - SP: Matrix Editora, 2011. 168p.

CIAMPI, A.Y.; AZEVEDO, V.C.R.; GAIOTTO, F.A.; RAMOS, A.C.; LOVATO, M.B. Isolation and characterization of microsatellite loci for *Hymenaea courbaril* and transferability to *Hymenaea stigonocarpa*, two tropical timber species. **Molecular Ecology Resources**, Oxford (UK), v. 8, n. 5, p. 1074-1077, Sept. 2008.

COLLEVATTI, R.G.; LIMA, J.S.; SOARES, T.N.; TELLES, M.P.D.C. Spatial Genetic Structure and Life History Traits in Cerrado Tree Species: Inferences for Conservation. **Natureza & Conservacao**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 1, p. 54-59, Jul. 2010.

DICK, C.W. Genetic rescue of remnant tropical trees by an alien pollinator. **Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences**, London, v. 268, n. 1483, p. 2391-2396, Nov. 22 2001.

DOW, B.D.; ASHLEY, M.V. High levels of gene flow in bur oak revealed by paternity analysis using microsatellites. **Journal of Heredity**, Oxford (UK), v. 89, n. 1, p. 62-70, Jan-Feb 1998.

DOYLE, J.J.; DOYLE, J.L. A rapid total DNA preparation procedure for fresh plant tissue **Focus**, New York (NY), v. 12, p. 13-15, 1990.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, Malden, v. 16, n. 3, p.265-280, May 2007.

FOLEY, J.A.; DEFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F.S.; COE, M.T.; DAILY, G.C.; GIBBS, H.K.; HELKOWSKI, J.H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E.A.; KUCHARIK, C.J.; MONFREDA, C.; PATZ, J.A.; PRENTICE, I.C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P.K. Global consequences of land use. **Science**, Washington (DC), v. 309, n. 5734, p. 570-574 Jul 22 2005

FRAGOSO, J.M.V. Tapir-generated seed shadows: scale-dependent patchiness in the Amazon rain forest. **Journal of Ecology**, Malden, v. 85, n. 4, p. 519-529, Aug. 1997.

GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; CHAZDON, R.; EWERS, R.M.; HARVEY, C.A.; PERES, C.A.; SODHI, N.S. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters**, Malden, v. 12, n. 6, p. 561-582, Jun. 2009.

GIBBS, J.P. Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. **Biological Conservation**, Oxford (UK), v. 100, n. 1, p. 15-20, Jul 2001.:

GIBBS, P.E.; OLIVEIRA, P.E.; BIANCHI, M.B. Postzygotic control of selfing in *Hymenaea stigonocarpa* (Leguminosae-Caesalpinioideae), a bat-pollinated tree of the Brazilian cerrados. **International Journal of Plant Sciences**, Chicago, v. 160, n. 1, p. 72-78, Jan 1999.

GORRESEN, P.M.; WILLIG, M.R. Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic forest of Paraguay. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 85, n. 4, p. 688-697, Aug. 2004.

GORRESEN, P.M.; WILLIG, M.R.; STRAUSS, R.E. Multivariate analysis of scale-dependent associations between bats and landscape structure. **Ecological Applications**, cidade, v. 15, n. 6, p. 2126-2136, Dec 2005.

GOUDET, J. FSTAT (Version 1.2): A computer program to calculate F-statistics. **Journal of Heredity**, Oxford (UK), v. 86, n. 6, p. 485-486, Nov-Dec 1995.

HAMRICK, J.L. Response of forest trees to global environmental changes. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, 197, n. 1/3, p. 323-335, Aug 11 2004.

HANADA, L.D.C. **Mudanças do uso da cobertura do solo na fronteira agrícola da Amazônia ocidental, bacia do Ji-Paraná – Rondônia**. 2004. 98p. (Mestrado na área de Ecologia de Ecossistemas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba – SP, 2004.

HANSON, T.R.; BRUNSFELD, S.J.; FINEGAN, B.; WAITS, L.P. Pollen dispersal and genetic structure of the tropical tree *Dipteryx panamensis* in a fragmented Costa Rican landscape. **Molecular Ecology**, Hoboken, v. 17, n. 8, p. 2060-2073, Apr 2008.

HARDESTY, B.D.; DICK, C.W.; KREMER, A.; HUBBELL, S.; BERMINGHAM, E. Spatial genetic structure of *Simarouba amara* Aubl. (Simaroubaceae), a dioecious, animal-dispersed Neotropical tree, on Barro Colorado Island, Panama. **Heredity**, Oxford (UK), v. 95, n. 4, p. 290-297, Oct. 2005.

HARDY, O.J.; VEKEMANS, X. SPAGEDi: a versatile computer program to analyse spatial genetic structure at the individual or population levels. **Molecular Ecology Notes**, Oxford, v. 2, n. 4, p. 618-620, Dec 2002.

HOBAN, S.M.; MCCLEARY, T.S.; SCHLARBAUM, S.E.; ROMERO-SEVERSON, J. Spatial genetic structure in 21 populations of butternut, a temperate forest tree (*Juglans cinerea* L.), is correlated to spatial arrangement, habitat, and land-use history. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 314, n. 0, p. 50 - 58, 2014.

HOLDEREGGER, R.; BUEHLER, D.; GUGERLI, F.; MANEL, S. Landscape genetics of plants. **Trends in Plant Science**, London, v. 15, n. 12, p. 675-683, Dec. 2010.

HOLDEREGGER, R.; WAGNER, H.H. A brief guide to landscape genetics. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 21, n. 6, p. 793-796, Aug. 2006.

JUMP, A.S.; MARCHANT, R.; PENUELAS, J. Environmental change and the option value of genetic diversity. **Trends in Plant Science**, London, v. 14, n. 1, p. 51-58, Jan 2009.

JUMP, A.S.; PENUELAS, J. Genetic effects of chronic habitat fragmentation in a wind-pollinated tree. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington (DC), v. 103, n. 21, p. 8096-8100, May 2006.

KALINOWSKI, S.T.; TAPER, M.L.; MARSHALL, T.C. Revising how the computer program CERVUS accommodates genotyping error increases success in paternity assignment. **Molecular Ecology**, Hoboken, v. 16, n. 5, p. 1099-1106, Mar. 2007.

KAMM, U.; ROTACH, P.; GUGERLI, F.; SIROKY, M.; EDWARDS, P.; HOLDEREGGER, R. Frequent long-distance gene flow in a rare temperate forest tree (*Sorbus domestica*) at the landscape scale. **Heredity**, Oxford (UK), v. 103, n. 6, p. 476-482, Dec. 2009.

KLINK, C.A.; MACHADO, R.B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, Malden, v. 19, n. 3, p. 707-713, Jun 2005.

KRAMER, A.T.; ISON, J.L.; ASHLEY, M.V.; HOWE, H.F. The paradox of forest fragmentation genetics. **Conservation Biology**, Malden, v. 22, n. 4, p. 878-885, Aug 2008.

LACERDA, D.R.; ACEDO, M.D.P.; LEMOS, J.P.; LOVATO, B. Genetic diversity and structure of natural populations of *Plathymenia reticulata* (Mimosoideae), a tropical tree from the Brazilian Cerrado. **Molecular Ecology**, Oxford, v. 10, n. 5, p. 1143-1152, May 2001.

LAURANCE, W. F. Fragmentation and plant communities: synthesis and implications for landscape management. In: BIERREGAARD, R.O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; MESQUITA, R.C.G. (Ed.). **Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest**. New Haven, Connecticut: Yale University, 2001. p.158 -168.

LEMKE, T.O. Foraging ecology of the long-nosed bat, *Glossophaga soricina*, with respect to resource availability. **Ecology**, Washington (DC), v. 65, n. 2, p. 538-548, 1984.

LOISELLE, B.A.; SORK, V.L.; NASON, J.; GRAHAM, C. Spatial genetic-structure of a tropical understory shrub, *Psychotria officinalis* (rubiacae). **American Journal of Botany**, Columbus, v. 82, n. 11, p. 1420-1425, Nov 1995.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa - SP: Ed. Plantarum, 1992. 384p.

MANEL, S.; SCHWARTZ, M. K.; LUIKART, G.; TABERLET, P. Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics. **Trends in Ecology & Evolution**, London, v. 18, n. 4, p. 189-197, Apr 2003.

MANOEL, R.O.; ALVES, P.F.; DOURADO, C.L.; GAINO, A.P.S.C.; FREITAS, M.L. M.; MORAES, M.L.T.; SEBBENN, A.M. Contemporary pollen flow, mating patterns and effective population size inferred from paternity analysis in a small fragmented population of the Neotropical tree *Copaifera langsdorffii* Desf. (Leguminosae-Caesalpinioideae). **Conservation Genetics**, Dordrecht, v. 13, n. 3, p. 613-623, Jun 2012.

MARSHALL, T.C.; SLATE, J.; KRUK, L.E.B.; PEMBERTON, J.M. Statistical confidence for likelihood-based paternity inference in natural populations. **Molecular Ecology**, Oxford (UK), v. 7, n. 5, p. 639-655, May 1998.

MARTINS, K.; CHAVES, L.J.; BUSO, G.S.C.; KAGEYAMA, P.Y. Mating system and fine-scale spatial genetic structure of *Solanum lycocarpum* St.Hil. (Solanaceae) in the Brazilian Cerrado. **Conservation Genetics**, Dordrecht, v. 7, n. 6, p. 957-969, Dec 2006.

_____. Genetic structure based on nuclear and chloroplast microsatellite loci of *Solanum lycocarpum* A. St. Hil. (Solanaceae) in Central Brazil. **Genetics and Molecular Research**, Ribeirão Preto, v. 10, n. 2, p. 665-677, 2011.

MILLER, M.P.; BIANCHI, C.A.; MULLINS, T.D.; HAIG, S.M. Associations between forest fragmentation patterns and genetic structure in Pfrimer's Parakeet (*Pyrrhura pfrimeri*), an endangered endemic to central Brazil's dry forests. **Conservation Genetics**, Dordrecht, v. 14, n. 2, p. 333-343, Apr 2013.

MILLS, S. Genetic variation and fitness in wildlife populations. In: MILLS, S. (Ed.). **Conservation of Wildlife Populations: Demography, Genetics, and Management**. Oxford, UK: John Wiley, 2012. p.154 - 174.

MORAES, M.L.T.D.; KAGEYAMA, P.Y.; SEBBENN, A.M. Sistema de reprodução em pequenas populações fragmentadas e em árvores isoladas de *Hymenaea stigonocarpa*. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.74, p.75-86, 2007.

MORAES, M.L.T.D.; SEBBENN, A.M. Pollen Dispersal Between Isolated Trees in the Brazilian Savannah: A Case Study of the Neotropical Tree *Hymenaea stigonocarpa*. **Biotropica**, Lawrence, v. 43, n. 2, Mar 2011

PIRES, A.S.; LIRA, P.K.; FERNANDEZ, F.A.S.; SCHITTINI, G.M.; OLIVEIRA, L.C. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, Oxford (Uk), v. 108, n. 2, Dec 2002.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina - PR: Rodrigues, 2001. 328p.

RANDS, M.R.W.; ADAMS, W.M.; BENNUN, L.; BUTCHART, S.H.M.; CLEMENTS, A.; COOMES, D.; ENTWISTLE, A.; HODGE, I.; KAPOS, V.; SCHARLEMANN, J.P.W.; SUTHERLAND, W.J.; VIRA, B. Biodiversity Conservation: Challenges Beyond 2010. **Science**, Washington (DC), v. 329, n. 5997, p. 1298-1303, Sept. 10 2010.

RATTER, J.A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J.F. Biodiversity patterns of the woody vegetation of the Brazilian Cerrado. **Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests: Plant Diversity, Biogeography, and Conservation**. Florida: CRC Press, 2006. 504p.

SANO, E.E.; FERREIRA, L.G. Monitoramento semidetalhado (escala de 1: 250 000) de ocupação de solos do cerrado: considerações e proposta metodológica. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, 10., 2005. Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2005. p.3309 - 3313.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation - A REVIEW. **Conservation Biology**, Cambridge (MA), v. 5, n. 1, p. 18-32, Mar 1991.

SEBBENN, A.M.; CARVALHO, A.C.M.; FREITAS, M.L.M.; MORAES, S.M.B.; GAINO, A.P.S.C.; da SILVA, J.M.; JOLIVET, C.; MORAES, M.L.T. Low levels of realized seed and pollen gene flow and strong spatial genetic structure in a small, isolated and fragmented population of the tropical tree *Copaifera langsdorffii* Desf. **Heredity**, London, v. 106, n. 1, p. 134-145, Jan 2011.

_____. Modelling the long-term impacts of selective logging on genetic diversity and demographic structure of four tropical tree species in the Amazon forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 254, n. 2, p. 335-349, Jan 25 2008.

SMOUSE, P.E.; SORK, V.L. Measuring pollen flow in forest trees: an exposition of alternative approaches. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 197, n. 1/3, p. 21-38, Aug 11 2004.

SOARES, T.N.; CHAVES, L.J.; TELLES, M.P.D.; DINIZ-FILHO, J.A.F.; RESENDE, L. V. Landscape conservation genetics of *Dipteryx alata* ("baru" tree : Fabaceae) from Cerrado region of central Brazil. **Genetica**, Dordrecht, v. 132, n. 1, p. 9-19, Jan 2008.

SORK, V.L.; SMOUSE, P.E. Genetic analysis of landscape connectivity in tree populations. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 21, n. 6, p. 821-836, Aug 2006.

TROPICOS.ORG. *Hymenaea stigonocarpa* Mart. ex Hayne. Missouri: Missouri Botanical Garden, 2014. Disponível em: <<http://www.tropicos.org/>>. Acesso em: 1 jun. 2014.

WEIR, B.S.; COCKERHAM, C.C. Estimating f-statistics for the analysis of population-structure. **Evolution**, Lawrence, v. 38, n. 6, p. 1358-1370, 1984 1984.

YOUNG, A.; BOYLE, T.; BROWN, T. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. **Trends in Ecology & Evolution**, Oxford (UK), v. 11, n. 10, p. 413-418, Oct 1996.

YOUNG, A.G.; CLARKE, G.M. **Genetics, Demography and Viability of Fragmented Populations**. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2000. 438 p.

YOUNG, A.G.; MERRIAM, H.G. effects of forest fragmentation on the spatial genetic-structure of acer-saccharum marsh (sugar maple) populations. **Heredity**, Oxford, v. 72, p. 201-208, Feb 1994.

ZUCCHI, M. I.; BRONDANI, R. P. V.; PINHEIRO, J. B.; CHAVES, L. J.; COELHO, A. S. G.; VENCOSKY, R. Genetic structure and gene flow in *Eugenia dysenterica* DC in the Brazilian Cerrado utilizing SSR markers. **Genetics and Molecular Biology**, Alto da Boa Vista, v. 26, n. 4, p. 449-457, Dec 2003.

5 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Baseado nos resultados e discussões apresentados neste estudo, conclui-se que a mudança no uso da terra em função da pecuária e a degradação de áreas naturais desempenharam um papel fundamental nas dinâmicas de mudança da cobertura e uso do solo. Oportunidades econômicas juntamente com as características físicas e de infraestrutura da bacia possuem relações com as mudanças no uso da terra observada no início do período analisado (1975). Com o decorrer do tempo, as características locais passaram a ser menos significantes.

Esse estudo evidenciou alguns efeitos da conversão e fragmentação de áreas naturais nos processos ecológicos de *Hymenaea stignocarpa* (Jatobá-do-Cerrado) na bacia do córrego Guariroba, afetando o padrão de floração e frutificação, os quais estiveram relacionados com características da paisagem fragmentada. Havia mais indivíduos florindo e frutificando em locais com menor cobertura vegetal. A frutificação também foi maior quanto menor a distância da borda, refletindo a preferência de habitat dos polinizadores.

O comportamento dos polinizadores e dispersores também foi o fator determinante na estruturação espacial genética na população de *H. stignocarpa*. Aparentemente, o processo de fragmentação de habitats contínuos reduziu a população de *H. stignocarpa* e forçou as populações dependentes dos seus recursos a forragearem áreas maiores. Indivíduos ou populações espacialmente isolados não estão reprodutivamente isolados.

A paisagem e a dinâmica ecológica foram alteradas ao decorrer do tempo pelo processo de ocupação, desenvolvimento de atividades pastoris e conseqüente fragmentação. A futura conservação dos serviços ecossistêmicos e da biodiversidade na bacia do córrego Guariroba estará relacionada com o manejo desta área.

Tendo em vista que as transições de cobertura do solo seguem padrões espaciais, a bacia deve ser manejada com base em planos também explicitamente espaciais. Deve-se levar

em consideração características da paisagem, como declive, distancia de córregos e estradas, infraestrutura, áreas pristinas e fatores econômicos. Estes últimos são as forçantes na modificação das áreas, enquanto os outros são condicionantes.

H. stagnocarpa é considerada uma espécie guarda-chuva, assim os resultados aqui obtidos podem ser consideradas na modelagem da recuperação da paisagem da bacia do Guariroba. As populações de *H. stagnocarpa* não se encontram ecologicamente isoladas e áreas não florestadas podem também contribuir para as dinâmicas da espécie. Assim, um modelo de recuperação seria otimizado se utilizado indivíduos ou pequenos fragmentos como trampolins de dispersão (*step-stones*) e também unidades da paisagem que sirvam de gradientes de transição (por exemplo, cerrado/pasto sujo). Este modelo estaria integrando conceitos da teoria de metapopulações, no que se diz respeito aos trampolins. Também levaria em consideração teorias de ecologia da paisagem ao evidenciar uma paisagem contínua com diferentes graus de permeabilidade.