

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO, ESTRUTURA E CONTEXTO DE MANCHAS  
FLORESTAIS EM UM MOSAICO DE CAMPO E FLORESTA NO PLANALTO SUL  
BRASILEIRO**

ANA LUIZA LEICHTER MATTE

PORTO ALEGRE, MAIO DE 2009

**PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO, ESTRUTURA E CONTEXTO DE MANCHAS  
FLORESTAIS EM UM MOSAICO DE CAMPO E FLORESTA NO PLANALTO SUL  
BRASILEIRO**

ANA LUIZA LEICHTER MATTE

DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, DO INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL, COMO PARTE DOS REQUISITOS PARA A OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM ECOLOGIA.

ORIENTADOR: DR. FERNANDO G. BECKER

CO-ORIENTADORA: DRA. SANDRA C. MÜLLER

COMISSÃO EXAMINADORA

DR. ANDREAS KINDEL

DR. JULIANO MORALES DE OLIVEIRA

DR. JOSÉ LUÍS CORDEIRO DOS PASSOS

PORTO ALEGRE, MAIO DE 2009

## **Agradecimentos**

Ao Fritz pela orientação, confiança e oportunidade de realizar este trabalho. Agradeço por todo o seu apoio, dedicação e paciência.

À Sandra pela co-orientação, ajudas em campo e apoio fundamental em todo o período deste curso.

Ao professor Hasenack pela colaboração em diversos momentos, por viabilizar o trabalho concedendo imagens e mapas, pelas valiosas sugestões e por se manter sempre disponível a ajudar.

Ao pessoal do Laboratório de Geoprocessamento do Centro de Ecologia da UFRGS, em especial, Bibiana, Lúcio, Josi, Eliseu e Mariana pelo constante auxílio e por compartilharem informações essenciais para o andamento do trabalho.

Ao Ricardo Aranha do Laboratório de Geoprocessamento da FZB pela colaboração ao ceder as fotos aéreas utilizadas nesse estudo. Ao Rodrigo Nascimento da SEMA por também ceder os mapas do Projeto de Conservação da Mata Atlântica.

Ao Jean Minella, pelo auxílio na elaboração do modelo numérico de terreno e por ter compartilhado informações que me ajudaram na construção de idéias contidas neste trabalho.

Ao CNPq, pela bolsa.

Ao PPG-Ecologia, professores e funcionários, pela estrutura e colaboração.

Aos colegas e amigos do Laboratório de Ecologia de Paisagem, em especial à Marisa, Emily, Mateus, Júlia, Taís, Bárbara, Gerson, André, Luísa, Telmo, nem todos ainda presentes, alguns também não participaram diretamente do trabalho, mas agradeço pela oportunidade de convívio, apoio e amizade. Também agradeço à professora Maria Luiza Porto pelo apoio ao longo desses anos.

Aos amigos tão especiais do Laboratório de Ecologia Quantitativa, Carolina Blanco (pelo carinho, ajuda em campo, auxílio em estatística), ao Juliano Oliveira, a Adriana Schüller, Camila Schinestsck, Letícia Dadalt, Bethânia Azambuja, Letícia Troian, Fernando Joner, Melina dos Santos, Rita Rauber pelas valiosas discussões e oportunidade de convívio.

Ao Leandro Duarte, que me ajudou generosamente com a análise estatística, ao Eduardo Vélez e ao Pierre pela ótima parceria durante o meu primeiro campo.

Aos professores do PPG, Valério Pillar, Adriano Mello e Andreas Kindel por me auxiliarem em diversos momentos na construção deste trabalho.

Aos amigos do mestrado, em especial ao Guilherme, Vagner, Luciana, Camila e Gabriel, e às queridas amigas Anninha, Bia e Joana. À galera do MOCOBIO/DAIB.

À minha família.

Aos meus pais pelo carinho, apoio e incentivo.

À minha querida irmã Ana Carolina que sempre está próxima de mim.

Ao Pedro pelo apoio e incentivo desde o início, pelo carinho e amor que divide comigo.

## Sumário

Resumo.....	vi
Abstract.....	viii
Lista de figuras.....	x
Lista de tabelas.....	xiii
1. Introdução geral.....	14
2. É possível distinguir a gênese das manchas florestais por suas características estruturais e de contexto em um mosaico de Floresta com Araucária e campos?.....	23
2.1 Introdução.....	23
2.2 Material e Métodos.....	25
2.3 Resultados.....	34
2.4 Discussão.....	43
2.5 Referências.....	47
3. Relação entre características da paisagem e distribuição de manchas florestais na matriz campestre na região do Planalto das Araucárias.....	50
3.1 Introdução.....	50
3.2 Material e Métodos.....	51
3.3 Resultados.....	59
3.4 Discussão.....	67
3.5 Referências.....	71
4. Considerações finais.....	74

# **Padrões de distribuição, estrutura e contexto de manchas florestais em um mosaico de campo e floresta no Planalto Sul Brasileiro**

## **Resumo**

Processos ecológicos e antrópicos interagem e produzem padrões estruturais de manchas de vegetação, os quais, por sua vez, atuam sobre os processos ecológicos devido à influência da estrutura e do contexto da paisagem sobre estes processos. A região do Planalto das Araucárias se caracteriza por uma paisagem em mosaico, onde manchas florestais se misturam à matriz campestre, como resultado de um processo natural de expansão florestal. É provável que este processo não ocorra uniformemente na paisagem, dadas as características de relevo e a proximidade de áreas fontes (floresta contínua). Os padrões estruturais de manchas florestais estão baseados no processo natural de formação da paisagem (manchas) e na alteração desses por antropização (fragmentos). Este estudo inicialmente objetivou identificar e diferenciar tipos de manchas florestais através de características estruturais e de contexto na paisagem. Posteriormente, foi avaliada a hipótese de que a ocorrência das manchas florestais seja uma resposta aos padrões de umidade do solo, mediados pela declividade do terreno, orientação solar sul e proximidade de talvegues, através de um modelo espacial de probabilidade de ocorrência de manchas para a região de estudo. Para tanto, comparamos o mapa de uso e cobertura do solo (ano base 2002) com o mapa de vegetação pretérita buscando diferenciar: floresta contínua, manchas florestais (MF), fragmentos de manchas (FRAG-MF) e fragmentos de floresta contínua (FRAG-FC). Os tipos de manchas foram caracterizados quanto à estrutura (forma e área) e contexto (contraste de borda, distância de floresta contínua, de vias e de centros urbanos) e as diferenças entre os tipos foram testadas por meio de análises de variância multivariada. Para a análise de probabilidade de ocorrência de MF em relação às características topográficas e à distância de área fonte, utilizamos uma análise de regressão logística múltipla, sendo os coeficientes e a performance do modelo testados por distintos métodos. Os resultados indicaram que os três tipos de manchas diferem significativamente entre si, sendo os fragmentos maiores e com formas mais complexas que as manchas. As MF se caracterizam pela forma regular, com tendência arredondada. Os FRAG-FC se encontram mais próximos de floresta contínua, vias e centros urbanos que os demais tipos. Ou seja, as características de estrutura e contexto das manchas nos

permitiram diferenciar as MF dos fragmentos florestais. Com relação ao modelo de distribuição das MF, foi observado que a maior probabilidade de ocorrência de MF está associada aos locais de declividade suave, distantes de talwegues, distantes da floresta contínua e em terrenos orientados para o sul e o oeste. As condições locais de umidade que parecem influenciar a presença de MF são as encostas orientadas para o sul e oeste. Através do modelo, verificou-se uma concordância de 64% entre os locais preditos pelo modelo e os locais de ocorrência observada. A hipótese de que o processo de expansão florestal não ocorre uniformemente na paisagem se sustenta, uma vez que existem características de relevo que tornam certos locais mais favoráveis à ocorrência de manchas florestais do que outros.

**Palavras-chave:** expansão florestal, nucleação florestal, fragmentação florestal, métricas de paisagem, ecologia de paisagem.

# **Patterns of forest patch distribution, structure and context in a grassland-forest mosaic in southern Brazil**

## **Abstract**

Ecological and anthropogenic processes interact and produce structural vegetation patterns that can in turn act upon ecological processes, since they are influenced by landscape structure and context. The southern Brazilian Plateau (Planalto das Araucárias) is a mosaic landscape where forest patches occur in a grassland matrix as a result natural forest expansion. This process probably does not take place uniformly at the landscape, due to the heterogeneous topography and proximity of source areas (continuous forest). The landscape patterns are based on natural processes that shape the landscape (natural forest patches) and on their modification by anthropogenic activities (forest fragments). This study, had two main objectives. The first objective was to identify and distinguish types of forest patches using metrics of patch structure and context in the landscape. The second one was to evaluate the hypothesis that forest patch occurrence is a response to landscape humidity patterns mediated by terrain slope, solar orientation and talweg proximity. This was done by spatially modeling the probability of forest patch presence in the study area. We compared a 2002 land cover map with a past, pre-european settlement, land use map to identify: continuous forest, natural forest patches (MF), fragments of forest patches (FRAG-MF) and fragments of continuous forest (FRAG-FC). Each of these patch types was described in terms of structure (shape and area) and context (edge contrast, distance from continuous forest, distance from roads, and distance from urban areas), and the differences among them were tested by a MANOVA. To model the probability of forest patch occurrence as a function of topographic features and distance from source areas, we used a multiple logistic regression. The results indicated that the all three types of forest patches differed significantly. Fragments tend to be larger and more complex in shape than natural patches, which tend to present a more regular, roundish shape. Fragments of continuous forest are closer to the continuous forests, to roads and urban areas, than are other patch types (FRAG-MF and MF), *i.e.*, natural forest patches could be distinguished from fragmented patches on the basis of their structure and landscape context. The model of MF presence probability showed that higher probabilities are associated to low declivity, south and westward orientated sites, distant from talwegs



and from continuous forests. The local moisture conditions that influenced the occurrence of MF are the south and westward aspects. There was a 64% concordance between presence sites predicted by the model and actual observed presence sites. The results provided evidence for the hypothesis that forest expansion is not uniform across the landscape, since topographic features make some sites more favorable than others to the establishment of forest patches.

**Keywords:** forest expansion, forest nucleation, forest fragmentation, landscape metrics, landscape ecology.

## Lista de figuras

2. É possível distinguir a gênese das manchas florestais por suas características estruturais e de contexto em um mosaico de Floresta com Araucária e campos?

Figura 1: Em (A), localização da área de estudo e (B) uso e cobertura do solo na região de estudo (Hasenack *et al.*, 2006). As coordenadas aproximadas variam de 28,75°S a 29,55°S e de 49,87°W a 51,09°W.....25

Figura 2: Figura 2. (A) Detalhe da área de estudo ilustrando os diferentes tipos de mancha florestal nela presentes. Os tipos de manchas são mostrados separadamente de (B) a (G). Ver acrônimos na Tab. 2.....35

Figura 3: Diagrama de ordenação (PCA) com os seis tipos de manchas, mas para melhor visualização colocamos apenas os acrônimos dos tipos gerais (Tabela 2). As setas indicam o sentido dos maiores valores das variáveis mais correlacionadas com os eixos. O percentual de explicação em cada eixo está representado no gráfico.....36

Figura 4: Diagramas de ordenação (PCA) com os seis tipos de manchas existentes. Em (A), (B) e (C) estão representados separadamente as categorias classificadas quanto a ripário/não-ripário. Ver acrônimos de variáveis na Tab. 1 e de tipos de manchas na Tab. 2. O percentual de explicação contido nos eixos representa 61,30% da variação total dos dados.....39

Figura 5: Os gráficos de (A) a (C) são resultados das ANOVAs usando métricas de distância entre os tipos de manchas não ripários. De (D) a (F), os gráficos representam os resultados das ANOVAs para as métricas de distância entre os tipos de manchas ripários. Valores médios ( $\pm$ EP) para cada variável. Letras *a* e *b* indicam se esses tipos diferem significativamente entre si ( $P < 0,05$ ).....41

Figura 6: De (A) a (E) são resultados das ANOVAs entre os tipos de manchas quanto à área, contraste de borda, dimensão fractal, relação perímetro-área e índice de forma. Os resultados dessas ANOVAs para manchas *ripárias/não-ripárias* foram iguais. Valores médios ( $\pm$ EP) para cada variável. Letras *a* e *b* indicam se esses tipos diferem significativamente entre si ( $P < 0,05$ ).....42

Figura 7: Mancha florestal inserida em um contexto de plantio de *Pinus* sp. em São Francisco de Paula, RS (Brasil).....47

3. Relação entre características da paisagem e distribuição de manchas florestais na matriz campestre na região do Planalto das Araucárias

Figura 1: Detalhe da área de estudo localizada no sul do Brasil, representada no mapa de altitude. A cidade de São Francisco de Paula é utilizada como referência de localização na região do Planalto das Araucárias (29° 27' S, 50° 35' W).....	52
Figura 2: Detalhes de mapas de uma região da área de estudo representando os dados de cada uma das variáveis utilizadas: índice de umidade topográfico (A), declividade (B), seno da orientação solar (C), cosseno da orientação solar (D), distância de floresta contínua (E) e distância de talvegues (F). A legenda mostra a variação contínua de cada variável.....	56
Figura 3: A tabela de classificação descreve a concordância entre a presença e ausência de pixels de manchas florestais observados e a presença e ausência de pixels preditos pelo modelo. Cada valor de A, B, C e D, representa o número de observações, então, a soma (A+B+C+D) deve ser igual ao tamanho total da amostra (Pearce & Ferrier 2000).....	58
Figura 4: Em (A), mapa de probabilidades de ocorrência de manchas florestais obtido a partir do modelo final de regressão logística baseado em 100 amostras aleatórias. Em (B), calculamos a probabilidade média de ocorrência de manchas florestais para os locais ocupados pelas manchas florestais.....	60
Figura 5: Distribuição de freqüências de <i>odds ratio</i> calculado para as variáveis ambientais em 100 modelos: índice topográfico de umidade (TWI) (A), declividade (B), seno (C) e cosseno da orientação solar (D), distância da floresta contínua (E) e distância de talvegues (F). Valores diferentes de 1 indicam que a variável contribui para melhor desempenho do modelo de regressão logística..	61
Figura 6: Médias dos índices que descrevem a performance preditiva considerando um conjunto de 100 modelos de regressão logística para probabilidade de ocorrência de mancha florestal na região dos Campos de Cima da Serra.....	62
Figura 7: Probabilidade média de ocorrência de manchas florestais (MF) em relação à distância de floresta contínua (A), distância de talvegues (B) e declividade (C). As variáveis foram classificadas em categorias apenas para melhor visualização do resultado. A declividade segue o critério da classificação da EMBRAPA (1999), onde plano refere-se a 0-3% de declividade, suave ondulado 3-8%, ondulado 8-20%, forte ondulado 20-45%, montanhoso 45-75% e escarpado acima de 75%.....	63
Figura 8: Distribuição das freqüências de pixels de categorias da distância da floresta contínua (A) e de talvegues (B) para os locais ocupados por manchas florestais. Em (C), distribuição da freqüência de pixels de categorias de seno, cosseno da orientação solar (D) e de declividade (E), para os locais ocupados por manchas florestais (padronizando os valores de cada categoria pelo total da categoria disponível na área de estudo) e a distribuição de freqüências de pixels das variáveis para toda a área de estudo (também padronizadas pelo total de pixels existente na área).....	65

Figura 9: Probabilidade média de ocorrência de manchas florestais (MF) em relação à orientação solar sul-norte (seno) e leste-oeste (cosseno). Seno e cosseno da orientação solar variam em números reais de -1 a 1, mas foram convertidos para valores inteiros (1 ou -1) para ilustração nesta figura.....66

Figura 10: Distribuição de frequências de manchas florestais em relação à distância da mancha vizinha mais próxima.....67

## Lista de tabelas

2. É possível distinguir a gênese das manchas florestais por suas características estruturais e de contexto em um mosaico de Floresta com Araucária e campos?

Tabela 1: Métricas de estrutura e contexto obtidas para os tipos de manchas florestais na área de estudo.....32

Tabela 2: Tipos de mancha identificados no mapa de uso e cobertura de 2002 (Hasenack *et al.* 2006) de acordo com o critério de redução da área das manchas florestais no mosaico em relação ao mapa de vegetação pretérita. Cada tipo foi ainda classificado quanto à proximidade de talvegues (classes ripárias).....34

Tabela 3: Métricas de estrutura e contexto de manchas incluídas na análise de componentes principais (PCA) e seus respectivos coeficientes de correlação e percentuais de contribuição nos dois primeiros eixos da PCA (61,31% da variação total dos dados). Em negrito, os coeficientes de correlação mais elevados.....38

Tabela 4: Resultado da MANOVA que compara separadamente dois conjuntos de tipos de manchas classificados como *ripárias* e *não-ripárias*, utilizando teste de aleatorização com 1000 permutações. Os tipos de manchas denominados “tipo geral” são abreviados da seguinte forma: FRAG-FC para fragmento de floresta contínua, FRAG-MF para fragmento de mancha e MF para mancha florestal.....40

3. Relação entre características da paisagem e distribuição de manchas florestais na matriz campestre na região do Planalto das Araucárias

Tabela 1: Descrição das variáveis ambientais utilizadas no modelo e as hipóteses associadas à presença de floresta.....53

## 1. Introdução geral

A combinação e a configuração de manchas de vegetação e de uso da terra dão origem à estrutura de uma paisagem (Haines-Young 2005). A distribuição de um determinado tipo de vegetação, como a vegetação florestal, está vinculada a condições ambientais bem características que explicam a sua configuração na paisagem (Zinko *et al.* 2005). O padrão de distribuição de manchas florestais também reflete quais os processos ecológicos que controlam a estrutura da paisagem (Turner *et al.* 2001). Os processos ecológicos, por sua vez, interagem com processos antrópicos e produzem novos padrões estruturais de manchas de vegetação (Blois *et al.* 2002). Uma vez alterados, tais padrões passam a atuar sobre os processos ecológicos em funcionamento devido à influência da estrutura e do contexto de manchas de vegetação sobre a dinâmica natural de uma paisagem (Blois *et al.* 2002). O estudo das relações recíprocas entre padrões espaciais e fenômenos ecológicos tem o intuito de compreender como uma determinada paisagem se formou (Turner *et al.* 2001).

As manchas de vegetação podem apresentar características estruturais (área e forma, por exemplo) típicas de manchas naturais, criadas por processos ecológicos, ou podem apresentar um aspecto de áreas fragmentadas como resultado da conversão dos ambientes naturais em uso da terra. Assim, as características estruturais podem ser utilizadas como indicadores dos processos que foram responsáveis pela formação das manchas florestais. Seguindo esta abordagem, ao analisar um mosaico de diferentes tipos de uso e cobertura do solo na região do Planalto das Araucárias (ou Planalto Sul Brasileiro), sul do Brasil, verificamos a existência de áreas florestais preservadas em meio aos campos, originadas pela expansão da Floresta com Araucária sobre os campos e de remanescentes florestais, decorrentes da fragmentação florestal.

Primeiramente, é importante salientar que as manchas que compõem uma paisagem são áreas que diferem do seu entorno em natureza ou aparência, enquanto a matriz é o tipo de mancha que predomina na paisagem (Turner *et al.* 2001). Tais elementos podem ser representados em diferentes escalas espaciais, pois ao observar uma paisagem podemos reproduzir, com mais ou menos detalhe, as dimensões reais dos elementos existentes (Santos 2004). Na região da Floresta com Araucária associada aos campos (Planalto das Araucárias), a vegetação florestal forma manchas naturais que são também conhecidas como capões (Rambo 1956). Neste estudo, iremos utilizar o termo “mancha florestal” a toda área florestal observada em 1:50.000 que ocorre em matriz campestre e possui formação natural, ou seja,

foi formada por expansão florestal. Assim, ao observarmos o mosaico de campos e Floresta com Araucária, precisamos distinguir nesta matriz campestre o que de fato é um fragmento florestal do que é uma mancha de floresta natural.

A formação de manchas florestais em meio aos campos depende de processos ecológicos como a dispersão de sementes e o estabelecimento de espécies lenhosas no campo que ocorrem em escalas espaciais finas (ou escala de campo), as quais correspondem à dimensão de um único indivíduo localizado na paisagem. É como se a estrutura da paisagem retratasse em uma escala mais ampla os sucessivos eventos de dispersão, germinação e estabelecimento de lenhosas que antecederam a formação das manchas florestais que ocorrem na matriz campestre. Em diferentes momentos no texto farei referência também à escala de paisagem com a qual pretendo abranger um terço da área total da paisagem em estudo que corresponde a nove mil km<sup>2</sup>. A observação destas porções da paisagem nessa escala ampla dá uma noção de localização das manchas florestais com relação às estradas e aos rios, e facilita na visualização das diferentes formas, tamanhos e arranjo das manchas na paisagem.

Compreender quais os fatores ambientais que condicionam a ocorrência das manchas florestais em determinados sítios da matriz campestre é uma excelente ferramenta para compreender a evolução desta paisagem e da atual distribuição das comunidades vegetais. Diversos estudos apresentam evidências de que a co-existência entre formações campestres e florestais é influenciada pelo clima úmido que atua em uma escala biogeográfica (que abrange o nível dos continentes), explicando padrões semelhantes de vegetação em mosaicos de campos/savana e florestas de diferentes regiões tropicais e subtropicais (Mariotti & Peterschmitt 1994, Scholes & Archer 1997, Hovestadt & Lisenmayr 1999). De fato, em diferentes continentes, observamos esta vegetação em mosaico, onde manchas formadas por espécies lenhosas ou apenas indivíduos arbóreo-arbustivos isolados destacam-se na paisagem de formação predominantemente campestre (Begon *et al.* 2006).

Na região do mosaico de campo e floresta no Planalto das Araucárias, a dinâmica de avanço da Floresta com Araucária sobre os campos vem sendo confirmada através de estudos que avaliam aspectos estruturais da zona de transição entre o campo e a floresta (Oliveira & Pillar 2004) e também através de estudos palinológicos (Behling & Pillar 2007). Avaliações de perfis paleopalinológicos indicam que a floresta estaria em expansão sobre os campos, historicamente predominantes na região (Behling *et al.* 2007, Behling & Pillar 2007). Estes estudos mostram que o clima úmido acelerou o processo de expansão florestal a partir de 1100 anos antes do presente, sendo os campos remanescentes de um período anterior em que o clima era mais frio e mais seco (Behling & Pillar 2007). Como resultado desse processo, a

paisagem do Planalto se transformou em um mosaico de Floresta com Araucária e campos (Behling & Pillar 2007).

O presente estudo foi realizado na região do Planalto das Araucárias, no mosaico de campos e florestas ao sul do rio das Antas. Nessa região, a matriz campestre, de estrutura gramíneo-lenhosa, é interrompida por florestas de galeria e manchas florestais em um relevo tipicamente suave ondulado (Figura 1). A Floresta com Araucária se caracteriza pela presença expressiva de espécies de origem tropical e, em particular, de espécies de origem temperada como a *Araucaria angustifolia* (Rambo 1956).

A partir do século XVIII, com a colonização européia, a paisagem passou a ser utilizada para agricultura, pecuária e extração de madeira (Messias & Bristot 1998). A expansão das atividades econômicas na região do Planalto reduziu a cobertura florestal e, atualmente, a situação é agravada pela exploração ilegal de madeira, conversão da floresta em agricultura e reflorestamento com espécies exóticas (Messias & Bristot 1998). Já os campos são convertidos principalmente em plantios de árvores exóticas (p.ex. *Pinus* sp.) e cultivos agrícolas (p.ex., batata e cereais). É importante destacar que a manutenção dos campos nos dias atuais se deve, em grande parte, ao manejo tradicional com pecuária extensiva, combinada ou não ao uso do fogo, garantindo a permanência do mosaico vegetacional (Oliveira & Pillar 2004, Müller 2005, Hasenack *et al.* 2006).

A formação deste mosaico de vegetação ainda não é bem compreendida em virtude de não haver distinção evidente de variáveis ambientais que justifiquem a existência de manchas florestais adjacentes aos campos (Müller 2005). Além de o clima temperado úmido conferir à região uma uniformidade em precipitações ao longo do ano, não há limitações edáficas para o desenvolvimento de florestas (Klein 1976, Pillar 2003). Ainda assim, a matriz é campestre e a floresta avança gradualmente e aos saltos (Oliveira & Pillar 2004, Duarte *et al.* 2006), formando manchas florestais. Alguns autores sugerem que determinadas características de paisagem, em especial associadas ao relevo, possam influenciar esse padrão de vegetação (Klein 1976, Pillar 2003). O desenvolvimento da floresta na região estaria associado aos locais cuja declividade e exposições do terreno predominante propiciariam melhores condições de umidade no solo para as florestas, mesmo com a presença das queimadas (Pillar 2003).

O estudo de Behling & Pillar (2007) formula um modelo explicativo para a expansão inicial da Floresta com Araucária no Planalto, referindo-se aos locais próximos de rios como os mais propícios ao desenvolvimento das florestas naquele momento (Behling & Pillar 2007). Porém, não há uma distinção explícita quanto aos locais favoráveis à ocorrência de



manchas florestais em matriz campestre, pois as hipóteses que tratam de fatores que condicionam a distribuição de florestas no mosaico levam em conta uma escala mais abrangente do que a escala de manchas (Pillar 2003). Mesmo que tais hipóteses não façam distinção de expansão florestal por meio de nucleação florestal e avanço gradual, estas foram utilizadas para testar o padrão de distribuição de manchas e a relação entre características de paisagem (Capítulo 2).



Figura 1. Foto aérea do mosaico de campos e Floresta com Araucária em Aratinga, Rio Grande do Sul (Brasil). Foto: Ricardo Aranha (FZB/SEMA).

Diversos estudos foram realizados na região com enfoque sobre a estrutura de comunidades vegetais e mecanismos ligados ao avanço da floresta sobre o campo sob condições naturais (sem interferências antrópicas nos últimos 15 anos) (Machado 2004, Oliveira & Pillar 2004, Duarte *et al.* 2006, dos Santos 2008). Entretanto, nenhum destes estudos foi realizado de forma a compreender a dinâmica dos mosaicos de campo-floresta, seguindo uma abordagem de ecologia da paisagem. Em escala espacial de maior extensão, os efeitos de processos como a fragmentação florestal podem ser avaliados juntamente com os padrões de vegetação pré-existent na paisagem, sendo estes originados principalmente pelo processo de expansão florestal sobre o campo. Dessa forma, a influência exercida pelos fatores ambientais, distúrbios por fogo e gado e demais tipos de uso do solo, podem auxiliar na compreensão dos atuais padrões de distribuição e forma de manchas florestais que

compõem um mosaico de vegetação. Para interpretar os padrões de manchas naturais abordaremos processos e mecanismos já estudados (p.ex. Müller 2005, Duarte *et al.* 2007) que operam em escala de campo, e que estão vinculados com a formação de manchas florestais distantes da área fonte de propágulos. Exemplos desses processos e mecanismos são a dispersão de sementes, deslocamento da fauna, estabelecimento de espécies lenhosas no campo, avanço gradual de indivíduos a partir da borda, entre outros (Müller 2005, Duarte *et al.* 2007).

De acordo com o modelo de controle ambiental (Whittaker 1956), a distribuição de espécies resulta da ação combinada de fatores extrínsecos e intrínsecos às comunidades vegetais, que correspondem, respectivamente, aos fatores físicos e processos ecológicos envolvidos na dinâmica de populações. O arranjo das espécies em função de fatores ambientais e processos ecológicos gera padrões espaciais que caracterizam o mosaico de campos e floresta. Até o presente momento, os padrões de distribuição de manchas florestais e os fatores associados a esses padrões ainda não foram investigados no Planalto.

Modelos de ocorrência de espécies são desenvolvidos com o objetivo de investigar as relações entre a distribuição das espécies e características de paisagem que fornecem componentes de hábitat favoráveis à ocorrência da espécie em estudo (Buckland & Elston 1993, Saveraid *et al.* 2001). Na escala de paisagem, a distribuição de estruturas reconhecidas espacialmente como manchas (Dale 1999) e que, potencialmente, expressam relações específicas entre a vegetação e o ambiente também podem ser modeladas. Nesse caso, o auxílio de técnicas de geoprocessamento é importante para obter as características de paisagem empiricamente relacionadas à ocorrência de florestas.

Além de conhecer os fatores que controlam o desenvolvimento dos padrões naturais dessa paisagem, é necessário distingui-los de padrões produzidos pelo processo de fragmentação florestal. Diversos trabalhos apresentam similaridades quanto aos padrões estruturais de áreas florestais fragmentadas, como a redução em área, isolamento e criação de manchas, aumento do perímetro das manchas, e de contexto, como a proximidade de vias e centros urbanos (Hill & Curran 2003, Kupfer 2006, Olifiers & Cerqueira 2006, Fischer & Lindenmayer 2007). Com base nesses padrões e mecanismos já descritos na literatura poderemos analisar padrões estruturais de tipos de manchas florestais no Planalto. O uso de índices ou métricas de paisagem tem o objetivo de quantificar a estrutura e a configuração espacial ou contexto de manchas, tipos de cobertura (classe) ou paisagens (McGarigal & Marks 1995). As métricas quantificadas em nível de manchas descrevem as características estruturais e de contexto para uma única mancha ou manchas de determinado tipo. Já as

métricas que descrevem estas características para um tipo de classe definido no mapa apresentam os aspectos estruturais e de contexto para uma determinada classe de uso e cobertura do solo existente na paisagem. Quando a paisagem é utilizada como escala de análise, as métricas informam características contidas na paisagem como um todo, nesse caso, não é especificado um determinado tipo de categoria existente. Assim, utilizando a área como exemplo, cada mancha possui o seu valor de área nas análises em nível de mancha. Enquanto no nível de classe, o resultado é a área média que determinada classe ocupa na paisagem. Por fim, para o nível de paisagem, mede-se a área total da paisagem em estudo, já que nesse caso, esta é a unidade de estudo. A condição para que os padrões revelados por esses índices apresentem um significado ecológico útil em outros sistemas ecológicos depende que consideremos o contexto em estudo e os processos responsáveis pelos padrões estruturais que emergem (Haines-Young 2005). Portanto, as características estruturais (como a área e a forma) e de contexto (contraste de borda e distância de vias, por exemplo) das manchas florestais serão aqui relacionadas com os dois processos gerais que regem a formação do atual mosaico de campo e floresta do Planalto: a expansão florestal, relacionada a fatores biogeográficos, e a fragmentação florestal, relacionada ao uso antrópico da paisagem.

É importante destacar que tais processos se caracterizam por ocorrer em sentidos opostos, sendo provavelmente esta a razão de haver padrões distintos de manchas florestais na paisagem. Como exemplo, poderíamos esperar um formato arredondado de manchas florestais como consequência do crescimento radial da mancha através do avanço de indivíduos lenhosos a partir da borda (Machado 2004). Enquanto os fragmentos florestais possivelmente apresentam formas mais irregulares se comparadas com as manchas florestais, considerando os efeitos de processos antropogênicos (como o desmatamento) de criação de bordas e redução de área (Olifiers & Cerqueira 2006).

Nesta dissertação analisamos padrões espaciais de manchas florestais com dois enfoques. Primeiramente, sob a hipótese de que processos diferentes (expansão e fragmentação florestal) levariam a formação de distintos padrões espaciais. Este tema é examinado no Capítulo 1 da dissertação onde analiso a possibilidade de distinguir manchas florestais de fragmentos florestais em função das características estruturais e de contexto, utilizando métricas de paisagem em nível de manchas.

No Capítulo 2, modelamos espacialmente a probabilidade de ocorrência de manchas florestais em função de características de paisagem. O resultado é discutido à luz de hipóteses

da literatura que relacionam certas características de paisagem a ocorrência de florestas em um mosaico de campo e floresta no Planalto Sul Brasileiro.

Os capítulos estão formatados de acordo com as normas do periódico *Austral Ecology*.

## Referências

- Begon, M., Townsend, C. R. & Harper, J. L. 2006. Ecology from Individuals to Ecosystems. Blackwell Publishing Ltd., Fourth Edition.
- Behling, H., Pillar, V.D., Müller, S.C. & Overbeck, G.E. 2007. Late-Holocene fire history in a forest-grassland mosaic in southern Brazil: Implications for conservation. *Applied Vegetation Science*, 10: 81-90.
- Behling, H. & Pillar, V. D. 2007. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. *Phil. Trans. R. Soc. B* 362: 243–251.
- Blois, S., Domon, G. & Bouchard, A. 2002. Landscape issues in plant ecology. *Ecography* 25: 244-256.
- Buckland, S. T. & Elston, D. A. 1993. Empirical models for the spatial distribution of life. *Journal of Applied Ecology* 30: 478-495.
- Dale, M. R. T. 1999. Spatial Pattern Analysis in Plant Ecology. Cambridge University Press, UK.
- Duarte, L. S., dos Santos, M. M. G., Hartz, S. M. & Pillar, V. D. 2006. Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. *Austral Ecology* 31: 520-528.
- dos Santos, M. M. G. 2008. Dispersão de diásporos e estabelecimento de plântulas de espécies lenhosas florestais em mosaicos de floresta com araucária e campos no sul do Brasil. 64f. (Dissertação de Mestrado) – Programa Pós-graduação em Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265-280.
- Haines-Young, R. 2005. Landscape pattern: context and process. In: Wiens, J. A., Moss, M. R. (ed.). Issues and perspectives in Landscape Ecology, Cambridge University Press, UK.
- Hasenack, H.; Cordeiro, J.L.P. (org.) 2006. Mapeamento da cobertura vegetal do Bioma Pampa. Porto Alegre, UFRGS Centro de Ecologia. 30 p. (Relatório técnico Ministério do Meio Ambiente: Secretaria de Biodiversidade e Florestas no âmbito do mapeamento da cobertura vegetal dos biomas brasileiros).
- Hill, J. L. & Curran, P. J. 2003. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. *Journal of Biogeography* 30: 1391-1403.

- Hovestadt, T., Yao, P. & Lisenmayr, E. 1999. Seed dispersal mechanisms and the vegetation of forest island in a West-African forest-savanna mosaic (Comoé National Park, Ivory Coast). *Plant Ecology* 144: 1-25.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Folha SH. 22 Porto Alegre e parte da folha SH. 21 Uruguaiana e SI. 22 Lagoa Mirim. Rio de Janeiro, RJ: IBGE. Vl. 33, [Projeto RADAMBRASIL] 1986. 791 p.
- Klein, R. M. 1976. Southern Brazilian phytogeographic features and the probable influence of upper Quaternary climatic changes in the floristic distribution. *Boletim Paranaense de Geociências* 33: 67-88.
- Kupfer, J.A. 2006. National assessments of forest fragmentation in the US. *Global Environmental Change* 16: 73-82.
- Machado, R. E. 2004. Padrões vegetacionais em capões de Floresta com Araucária no Planalto Nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil. 164 f. (Dissertação de Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Mariotti, A. & Peterschmitt, E. 1994. Forest savanna ecotone dynamics in India as revealed by carbon isotope ratios of soil organic matter. *Oecologia*, 97: 475-480.
- McGarigal, K. & Marks, B.J. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR, USA.
- Messias, L. G. & Bristot, A. 1998. As atividades econômicas em São Francisco de Paula e o seu desenvolvimento ecológico. In: Richter, M. (org.). *Conservação da Biodiversidade & Desenvolvimento Sustentável de São Francisco de Paula – Um plano de ação preliminar*. EDIPUCRS, Porto Alegre.
- Müller, S. C. 2005. Padrões de espécies e tipos funcionais de plantas lenhosas em bordas de floresta e campo sob influência do fogo. 150 f. (Tese de Doutorado) - Departamento de Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Olifiers, N. & Cerqueira, R. 2006. Fragmentação de Habitat: Efeitos Históricos e Ecológicos. In: Duarte, C. F., Bergallo, H. G., Alves, M. A. S. & Van Sluys, M. (eds.). *Biologia da Conservação: essências*. Rima, São Paulo, Brasil.
- Oliveira, J. M. & Pillar, V. D. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* 5: 197-202.
- Pillar, V. D. 2003. Dinâmica de expansão florestal em mosaicos de floresta e campos no sul do Brasil. In: CLAUDINO-SALES, V. (Ed.) *Ecossistemas brasileiros: manejo e conservação*. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, p. 209-216.
- Rambo, B. 1956. A fisionomia do Rio Grande do Sul. Selbach, Porto Alegre.
- Santos, R. 2004. Planejamento Ambiental – teoria e prática. São Paulo: Oficina de Textos. 184 p.
- Saveraid, E. H., Debinski, D. M., Kindscher, K. & Jakubauskas, M. E. 2001. A comparison of satellite data and landscape variables in predicting bird species occurrences in the Greater Yellowstone Ecosystem, USA. *Landscape Ecology* 16: 71-83.
- Scholes, R. J. & Archer, S. R. 1997. Tree-grass interactions in savannas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 517-544.

Whittaker, R. H. 1956. Vegetation of the Great Smoky Mountains. *Ecol. Monogr.* 26: 1-80.

Zinko, U., Seibert, J., Dynesius, M. & Nilsson, C. 2005. Plant Species Numbers Predicted by a Topography-based Groundwater Flow Index. *Ecosystems* 8: 430-441.

## **2. É possível distinguir a gênese das manchas florestais por suas características estruturais e de contexto em um mosaico de Floresta com Araucária e campos?**

### **2.1 Introdução**

A análise de padrões na paisagem é considerada uma etapa na explicação de processos ecológicos (Haines-Young 2005). Estudos em escala de paisagem estão baseados na premissa de que a estrutura e o arranjo de elementos da paisagem afetam os processos ecológicos (With 2005). No entanto, o significado ecológico dos padrões emerge somente se considerarmos o contexto e os processos que produzem estes padrões, evidenciando uma relação recíproca entre padrões espaciais e processos ecológicos (With 2005). De modo geral, os padrões e a estrutura das paisagens implicam em uma heterogeneidade espacial que pode ser quantificada por meio de métricas de paisagem avaliadas em três níveis ou escalas de análise: manchas individuais (índices em nível de mancha), tipos de cobertura da terra (índices em nível de classe) e paisagem (índices em nível de paisagem) (McGarigal & Marks 1995). A maioria dos estudos que segue esta abordagem trata de padrões decorrentes da alteração antrópica das paisagens, como os efeitos do processo de fragmentação florestal, considerando a floresta e/ou a paisagem como escala de análise (Krummel *et al.* 1987, Trani & Giles Jr. 1999, Kupfer 2006). Neste estudo, pretendemos analisar padrões de manchas florestais e de fragmentos em um mosaico natural de campos e floresta.

A região do Planalto das Araucárias se caracteriza por uma vegetação em mosaico, onde manchas florestais de tamanhos e formas variadas se misturam à matriz campestre (Klein 1960). Entretanto, manchas de floresta nativa formadas pelo processo de expansão florestal são, hoje, modificadas pelo efeito de perturbações. Assim, a interpretação dos padrões de vegetação na região do Planalto é baseada no processo natural de formação da paisagem, na distribuição da vegetação antes da colonização européia (padrões pré-existentes), e na alteração desses padrões pré-existentes por distúrbios, principalmente de origem antrópica.

Evidências paleoecológicas mostram que a mudança de um clima seco para condições mais úmidas, especialmente por volta de 1100 anos antes do presente, acelerou o avanço de espécies florestais sobre o campo, formando um mosaico de campos e floresta com Araucária (Behling & Pillar 2007). Neste contexto, a paisagem mudou de forma gradual. Presume-se

que as florestas tenham se estabelecido primeiramente ao longo dos vales, formando uma rede de florestas de galeria, enquanto os campos ainda predominavam na região (Behling & Pillar 2007). As manchas florestais formaram-se no campo por meio do processo de nucleação florestal, mediado pelo estabelecimento de espécies nucleadoras ou *nurse plants* em campos (Klein 1960, Duarte *et al.* 2006). Além do processo de nucleação, a dispersão e o estabelecimento gradual de lenhosas a partir da borda florestal são também importantes para a formação e aumento da área das manchas, ainda que este aumento dependa de intervalos com exclusão ou baixa frequência de queimadas e pastejo (Oliveira & Pillar 2004).

Hoje, observamos que as manchas florestais se caracterizam por apresentar bordas abruptas, adjacentes aos diferentes usos do solo ou aos campos pastejados e periodicamente sujeitos às queimadas. Ainda assim, as manchas florestais originadas por expansão florestal tendem a apresentar uma forma arredondada em virtude do avanço radial de indivíduos a partir da borda (Machado 2004). Por outro lado, os fragmentos florestais apresentam uma forma mais complexa ou irregular, pois com a fragmentação florestal ocorre o aumento do perímetro do fragmento como resultado da conversão de porções da vegetação em múltiplos usos (Olifiers & Cerqueira 2006). Deste modo, o processo de conversão dos ambientes naturais altera os padrões estruturais das manchas florestais. Já a heterogeneidade natural existente no mosaico de campo e floresta do Planalto é uma consequência do potencial ecológico da paisagem de fornecer habitats adequados para o desenvolvimento de vegetação florestal. O resultado é um mosaico de vegetação caracterizado por uma heterogeneidade que é ao mesmo tempo intrínseca à paisagem natural e imposta pela ação humana. Logo, podemos ter manchas florestais formadas por dois processos gerais que ocorrem em direções de avanço opostas: a expansão florestal, relacionada a fatores biogeográficos, e a fragmentação florestal, relacionada ao uso antrópico da paisagem. Assim, podem ocorrer pelo menos três tipos de manchas florestais na região de estudo: fragmentos de floresta contínua, fragmentos de manchas e manchas florestais intactas.

Neste estudo, examinamos a possibilidade de distinguir manchas florestais de fragmentos florestais por meio das características estruturais e de contexto, utilizando métricas de paisagem em nível de manchas. Para tanto, estudamos um mosaico campo-floresta no sul do Brasil (Campos de Cima da Serra), onde primeiramente buscamos identificar os tipos de mancha existentes e seus processos de gênese (expansão florestal ou fragmentação); posteriormente, analisamos eventuais diferenças quanto a atributos das manchas (forma, por exemplo) e, finalmente, buscamos relacionar os padrões observados com aqueles descritos na literatura para fragmentos e manchas florestais.



## 2.2 Material e Métodos

### Área de Estudo

Este estudo foi realizado em um mosaico de campos e Floresta com Araucária localizado no sul do Brasil (Figura 1), abrange 9000 km<sup>2</sup> de área e está situado na região fisiográfica conhecida como Planalto das Araucárias (IBGE 1986). Esta região corresponde à porção mais oriental do Rio Grande do Sul (RS), de relevo suavemente ondulado, por vezes plano, embora seccionado por cursos d'água (IBGE 1986).

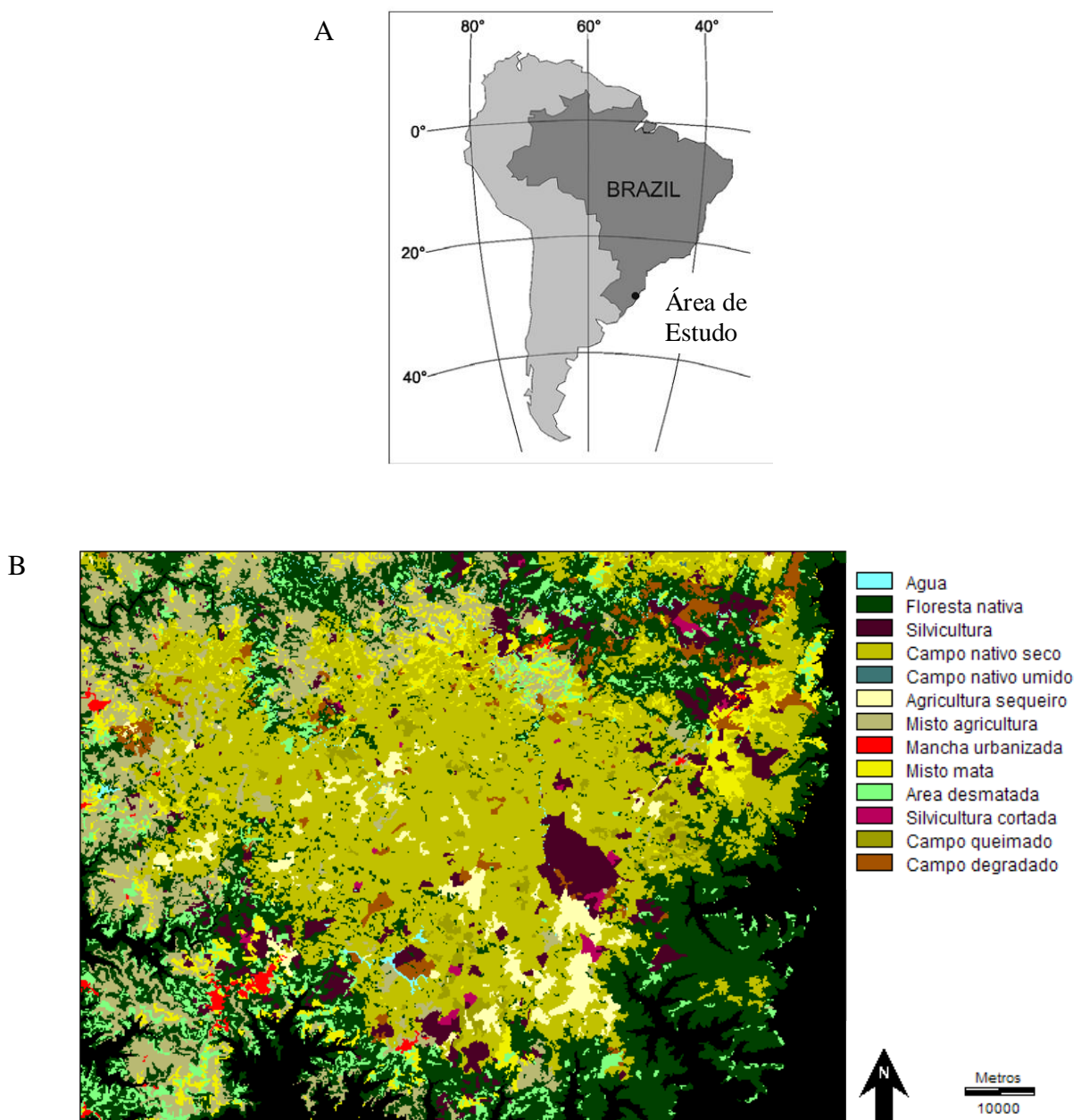


Figura 1. Em (A), localização da área de estudo e (B) uso e cobertura do solo na região de estudo (Hasenack *et al.*, 2006). As coordenadas aproximadas variam de 28,75°S a 29,55°S e de 49,87°W a 51,09°W.

No mosaico de Floresta com Araucária associado aos campos da área de estudo, a matriz é campestre interrompida por florestas de galeria e manchas florestais com presença de *Araucaria angustifolia*. À medida que nos aproximamos dos principais rios que atravessam a região, como o rio das Antas, encontramos a maior cobertura da Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária). À leste, na borda escarpada do Planalto, localiza-se os Aparados da Serra, onde existem os maiores desníveis altimétricos e vales fluviais profundos. Na borda sul da área de estudo, está localizada a Área Serrana (IBGE 1986).

A região se caracteriza pelo clima temperado úmido, Cfb segundo a classificação de Köppen (Dalmagro & Vieira 2005), com médias anuais de precipitação entre 1.500 mm a 2.500 mm e de temperatura entre 15° a 20°C (Klein 1975).

Os vestígios de ocupação humana pré-européia na região evidenciam a prática da caça e colheita de sementes da *Araucaria angustifolia* (pinhões), construções subterrâneas, galerias nas encostas de morros, taipas e terraços (Schmitz & Becker 1997). A partir do século XVIII, com a colonização européia, a paisagem passou a ser utilizada para agricultura, pecuária e extração de madeira (Messias & Bristot 1998). Nos últimos dois séculos, a expansão de atividades econômicas reduziu a Floresta com Araucária, sendo que atualmente a situação é agravada pela exploração ilegal de madeira e conversão da floresta em agricultura e plantio de florestas com espécies exóticas (Messias & Bristot 1998). Os principais usos nas zonas de campos são também os plantios de árvores exóticas (principalmente *Pinus* sp.), além do manejo tradicional dos campos com pecuária extensiva (com ou sem uso do fogo para manejo) e cultivos agrícolas (p.ex., batata e cereais).

Para obtenção dos dados de métricas da paisagem e execução das análises, a área de estudo foi delimitada de forma a incluir os campos de altitude ao sul do rio das Antas, além dos maciços florestais situados a mais de 400 m de altitude acima do nível do mar. Essa delimitação preserva uma zona de entorno necessária no cálculo das métricas de paisagem.

Foram utilizados dois mapas para obter os tipos de manchas de floresta, suas características estruturais e de contexto: o mapa de uso e cobertura do solo (ano base 2002) e o mapa de vegetação pretérita (vegetação potencialmente existente na região antes da ocupação européia), gerados por Hasenack *et al.* (2006) e disponíveis como arquivos de formato *shape*.

Para compreensão das características dos dados utilizados no presente estudo, é importante esclarecer alguns pontos:

- a) O mapeamento do uso e cobertura do solo foi realizado sobre um mosaico de imagens Landsat 5 TM e 7 ETM+, ano base 2002, com resolução espacial de 30 m.

- b) A digitalização em tela foi realizada em escala de 1:50.000, sendo que o produto final obtido está em 1:250.000.
- c) As classes de uso e cobertura informam não só o tipo, mas também o grau de impacto sobre a vegetação. Quando as formações vegetais apresentavam impacto evidente na imagem por conversão total e quando as áreas impactadas poderiam ser delimitadas na escala de 1:50.000, era dado um código de uso específico (por exemplo, código 2 para floresta). Quando as áreas impactadas eram pequenas, não sendo possível delimitá-las, foram criadas classes de uso misto, que informam o quanto de uso e de vegetação natural está representada na categoria. Essas classes de uso misto indicam pequenos mosaicos de agricultura, agrícola, campo e floresta. Porém, quando a classe é denominada misto-agricultura, há predomínio de agricultura, enquanto na classe misto-mata predomina a floresta nativa.
- d) Na classe campo nativo não está excluído o uso com pecuária extensiva.
- e) Áreas de campo queimado no mapa foram consideradas como campo nas análises, uma vez que a evolução usual das áreas queimadas é a renovação do campo como pastagem nativa para o gado. A classe de campo degradado foi mantida, pois abrange as áreas com vestígios de agricultura intensa, como presença de voçorocas e terraços.

O mapa de vegetação pretérita foi obtido por Hasenack *et al.* (2006) a partir do mapa de uso e cobertura atual e do mapa de distribuição potencial das regiões fitoecológicas do Projeto RADAMBRASIL (IBGE 1986). A vegetação pretérita representa, portanto, uma reconstituição da distribuição dos tipos de vegetação que revestiam a região no passado, quando não havia intenso uso da terra, iniciado com a colonização européia. As manchas florestais naturais encontradas atualmente nos campos foram reconstituídas nesse mapa da vegetação pretérita. Assim, o mapa de vegetação pretérita é um ajuste do mapa de regiões fitoecológicas, onde os limites das regiões foram refinados com base no detalhamento do mapa da cobertura vegetal atual (Hasenack *et al.* 2006), incluindo as manchas florestais que ocorrem em matriz campestre na região de estudo.

Avaliamos a acurácia do mapeamento de uso e cobertura da terra que utilizamos por meio do índice de acurácia (que varia de zero a um), calculado a partir de dados de verificação *in loco*, comparados com o mapa de Hasenack *et al.* (2006) (Rosenfield & Fitzpatrick-Lins 1986, Moisen & Frescino 2002). Para isso, sorteamos 175 pontos ao longo de um *buffer* de 250 m em torno de estradas. Em cada ponto observamos o que foi mapeado

sobre a imagem de 2002. Como resultado, obtivemos uma alta acurácia (0,98), calculada por meio da seguinte equação:

$$k = \frac{(p_o - p_c)}{(1 - p_c)}$$

$p_o$ = proporção de unidades corretamente classificadas.

$p_c$ = proporção de unidades corretamente classificadas esperadas ao acaso.

$$p_o = \frac{\sum_{i=1}^r x_{ii}}{n} , \quad p_c = \frac{\sum_{i=1}^r x_i \cdot x_i}{n^2}$$

$n$ = número total de registros na matriz.

$r$ = número de categorias presentes na matriz.

$x_i$ = número de registros na célula  $i$ .

$x_{ii}$ = número de registros na célula  $ii$ .

### **Identificação dos tipos de Manchas Florestais**

Os polígonos de floresta foram classificados primeiramente quanto à área (em hectares). Áreas florestais maiores do que 660 ha foram consideradas como floresta contínua e as áreas menores foram classificadas como manchas florestais. É importante destacar que, na região de estudo, as florestas contínuas se diferenciam das manchas florestais principalmente por formarem grandes maciços florestais ao longo de rios de grande porte e cobrindo as escarpas do Planalto. As manchas, por outro lado, são áreas isoladas na matriz campestre e situadas em terrenos mais suaves no topo do planalto, podendo ou não ocorrer próximas a rios. Não existem manchas florestais isoladas em matriz campestre maiores do que 660 ha, por isso o critério utilizado para diferenciá-las de florestas contínuas foi o tamanho menor do que 660 ha. Os polígonos de floresta localizados em matriz campestre foram ainda diferenciados em manchas, fragmentos de mancha e fragmentos de floresta contínua. Esta diferenciação foi realizada por meio da comparação do mapa de vegetação pretérita com o mapa atual do uso e cobertura. Para tanto foi utilizado o módulo CROSSTAB do programa Idrisi Andes (Eastman, 2006), de forma a determinar quais manchas de floresta pretérita perderam área para outros usos do solo e quais se mantiveram intactas.

Polígonos de floresta classificados como *mancha florestal* são núcleos de floresta atuais que mantiveram sua área quando comparados com o mapa pretérito; essa categoria

representa manchas formadas pelo processo natural de expansão da floresta sobre o campo. Polígonos de floresta classificados como *fragmento de mancha*, são manchas florestais existentes em 2002, mas que tiveram perda de área em relação ao mapa de vegetação pretérita. Já os *fragmentos de floresta contínua* são manchas florestais com menos de 660 ha em 2002, mas que no mapa de vegetação pretérita constituíam maciços florestais com mais de 660 ha.

Posteriormente, cada um dos três tipos de mancha foi classificado como *ripário* ou *não-ripário*. Como critério, considerou-se como ripárias aquelas manchas de floresta que apresentassem mais de 50% da sua área contida em um *buffer* de 120 m no entorno de talwegues. Aquelas que não atenderam a esse critério foram classificadas como *não-ripárias*. Esse procedimento foi realizado no programa Arc View 3.2 (ESRI©).

### **Métricas para caracterização das manchas**

Após classificar as manchas de floresta de acordo com os tipos supracitados, para cada mancha obtivemos as métricas em nível de mancha (*patch metrics*, McGarigal & Marks 1995), a fim de investigar se os tipos diferem quanto à estrutura e o contexto de paisagem onde estão inseridos. As métricas em nível de mancha visam avaliar a configuração espacial da paisagem, pois se referem às características estruturais das manchas e à sua posição em relação a algum referencial na paisagem (McGarigal & Marks 1995). Métricas relacionadas à área e à forma foram selecionadas para quantificar a estrutura das manchas (Tabela 1). Dentre as métricas de forma foram utilizadas: dimensão fractal, relação perímetro-área corrigida, índice de forma e relação círculo circunscrito (McGarigal & Marks 1995) (Tabela 1). Com relação às métricas de contexto foram utilizadas: distância mínima de floresta contínua, distância mínima de vias, distância mínima de centros urbanos e contraste de borda (Tabela 1).

As métricas de distância foram calculadas no programa Idrisi Andes (Eastman 2006), enquanto as demais foram calculadas no Fragstats 3.3 (McGarigal & Marks 1995). Para obtenção das distâncias utilizamos a operação DISTANCE no Idrisi, baseada na distância euclidiana. Para o cálculo da distância de vias foi utilizado um mapeamento de rodovias gerado por Hasenack *et al.* (2006) a partir de cartas do Exército (escala 1:250.000), incluindo diferentes tipos de vias (estradas pavimentadas ou não). O cálculo da distância de centros urbanos e de floresta contínua teve como base os mapas de referência (centros urbanos e floresta contínua) extraídos a partir do mapa atual de uso e cobertura do solo (2002) (Hasenack *et al.* 2006). Para o cálculo das demais métricas no Fragstats 3.3, convertemos os

mapas vetoriais para formato arcraster (ASCII). As métricas foram calculadas utilizando a regra das oito células vizinhas.

Incluimos nas análises as seguintes métricas em nível de classe: percentual da distribuição (CPS) e o desvio padrão (CSD), ambas calculadas para as métricas contraste de borda (Con) e relação círculo circunscrito (CIRCLE) (Tabela 1). O CPS varia de 0 a 100 e é obtido através do percentual de observações com valores de métrica inferiores ao valor observado para uma mancha em questão (McGarigal & Marks 1995). Um valor alto, como “100”, por exemplo, indica que todas as outras manchas apresentam valores da métrica menores do que uma determinada mancha. O desvio padrão mede o quanto o valor da métrica para uma dada mancha é maior ou menor que a média, considerando todas as manchas ( $n$ ) (McGarigal & Marks 1995). Em um contexto de campos pastejados e periodicamente queimados, esperamos encontrar manchas florestais pequenas, pois, provavelmente, o avanço gradual a partir da borda seja limitado (Oliveira & Pillar 2004). Por terem sofrido redução em área, fragmentos de manchas tenderiam a ser ainda menores do que as manchas florestais.

Com relação à forma, esperamos valores maiores desses índices para os dois tipos de fragmentos, visto que o aumento do perímetro da borda em relação à área do fragmento ocasionado pela fragmentação gera bordas irregulares e formas mais complexas que em relação às manchas (Olifiers & Cerqueira 2006). Além disso, é possível que a métrica CIRCLE diferencie os tipos de manchas que ocorrem ao longo de rios daqueles que estão distantes da zona ripária.

O contraste de borda considera os habitats que estão em contato com o perímetro das manchas, atribuindo pesos (*edge contrast weighting*) aos usos da terra para avaliar diferenças estruturais entre ecossistemas adjacentes. Nesse estudo, atribuímos peso 0 (zero) para manchas de floresta adjacentes à classe floresta; 0,3 para manchas de floresta adjacentes à água; 0,1 para manchas adjacentes a campo nativo (seco, úmido e queimado); 0,6 para manchas de floresta adjacentes à categoria misto mata; 0,8 para manchas de floresta adjacentes à categoria misto agricultura; e 1 para manchas de floresta adjacentes a áreas urbanizadas, silvicultura e silvicultura cortada, reservatórios, agricultura de sequeiro, campo degradado e desmatamento. O contraste é medido em percentual e varia de zero a 100.

Considerando as diferenças estruturais existentes entre a floresta e os usos associados à maior pressão antrópica, esperamos que os dois tipos de fragmentos apresentem maior contraste de borda se comparados com as manchas florestais. Além disso, relacionamos a facilidade de acesso às áreas florestais com a presença de fragmentos. O potencial de áreas florestais serem reduzidas a fragmentos indicado pelo gradiente de distância de vias e centros

urbanos tem o objetivo de avaliar a maior vulnerabilidade de manchas florestais em função da facilidade ao acesso às áreas florestais (Fischer & Lindenmayer 2007). Portanto, é provável que os fragmentos estejam mais próximos de vias e centros urbanos do que as manchas intactas. Entretanto, as manchas florestais possivelmente se distribuiriam mais próximas da floresta contínua em virtude dessas atuarem como fonte de propágulos. A proximidade da floresta contínua envolve outros processos que operam em escalas mais finas, como a dispersão de sementes, deslocamento da fauna dispersora e as preferências de habitats dispersores de sementes (Duarte *et al.* 2006).

Tabela 1. Métricas de estrutura e contexto obtidas para os tipos de manchas florestais na área de estudo:

Métricas	Cálculo	Observação
Área	$Area = a_{ij} \cdot (1/10000)$ $a_{ij}$ = área (m <sup>2</sup> ) da mancha $ij$	Limitada pela resolução espacial da imagem, pois mede a área da mancha com base no tamanho do pixel.
Índice de Forma ( <i>shape index</i> )	$SHAPE = p_{ij} / \min p_{ij}$ $p_{ij}$ = perímetro da mancha $ij$ em termos do n <sup>o</sup> de células da borda; $\min p_{ij} = p$ mínimo da mancha $ij$ .	Mede o quanto o perímetro da mancha difere do perímetro mínimo feito com a área dela. Varia de 1 a infinito. Manchas com valor igual a 1 têm forma semelhante ou igual a um quadrado. O índice aumenta em formas irregulares com bordas recortadas ( <i>convoluted shape</i> ).
Dimensão Fractal (FrDim)	$FrDim = 2 \ln(25 p_{ij}) / \ln a_{ij}$ $p_{ij}$ = perímetro (m) da mancha; $a_{ij}$ = área (m <sup>2</sup> ) da mancha $ij$	Baseado na relação perímetro-área, a FrDim é aplicada para avaliar a forma de manchas em diferentes escalas espaciais. Varia de 1 a 2, e não apresenta unidade de medida.
Relação perímetro-área corrigida (CPA)	$CPA = (0.282 \cdot L) / \sqrt{S}$ $L$ = perímetro da mancha $S$ = área da mancha	Mede a complexidade da forma das manchas através da relação perímetro-área. Desenvolvido para retirar o efeito da área e comparar a forma de manchas de tamanhos diferentes (Farina, 1998). Não existe limite de valor para esse índice.
Relação círculo circunscrito (CIRCLE)	$CIRCLE = 1 - (a_{ij} / a_{ij}^s)$ $a_{ij}$ = área (m <sup>2</sup> ) da mancha $ij$ $a_{ij}^s$ = área (m <sup>2</sup> ) do menor círculo circunscrito à mancha $ij$	Semelhante ao índice de forma ( <i>shape index</i> ), mas em vez do perímetro é baseado na área da mancha. Varia de 0 a 1. Fornece uma medida de alongamento da mancha, sendo adequado para distinguir manchas que são ao mesmo tempo estreitas e alongadas.
Contraste de borda (Con)	$CON = \left( \sum_{k=1}^m (p_{ijk} \cdot d_{ik}) / p_{ij} \right) (100)$ $p_{ijk}$ = perímetro da borda da mancha $ij$ adjacente à mancha da classe $k$ ; $d_{ik}$ = dissimilaridade ( <i>edge contrast weight</i> ) entre manchas $i$ e $k$ ; $p_{ij}$ = perímetro (m) da mancha $ij$ .	Medida relativa da magnitude do contraste ao longo do perímetro da mancha. Considera os habitats que estão em contato com o perímetro das manchas e o comprimento relativo desse contato, atribuindo pesos aos tipos de cobertura da terra. Os valores de pesos exprimem o grau em que certa cobertura e uso dificultam ou impedem a expansão florestal.
Distância de vias (DV)	Distância mínima (m) de manchas florestais a vias	Foi considerada a malha viária em escala 1:250.000 (Hasenack 2006), incluindo tanto estradas pavimentadas como não-pavimentadas.
Distância da floresta contínua (DFC)	Distância mínima (m) de manchas florestais a áreas de floresta > 660 ha	Calculada com base na cobertura de floresta contínua do mapa atual de uso e cobertura do solo (2002) (Hasenack <i>et al.</i> 2006).
Distância de centros urbanos (DU)	Distância mínima (m) de manchas a centros urbanos	Com base nas manchas urbanas presentes no mapa de uso e cobertura do solo (2002) (Hasenack <i>et al.</i> 2006).



## **Análise de dados**

Os dados foram organizados em uma matriz de seis tipos de manchas florestais (MF, MF-rip, FRAG-FC, FRAG-FC-rip, FRAG-MF, FRAG-MF-rip; ver significado dos acrônimos na Tabela 2), descritos pelas treze variáveis de estrutura (área, relação perímetro-área corrigida, índice de forma, relação círculo circunscrito, dimensão fractal) e contexto de manchas (contraste de borda, distância de vias, distância de centros urbanos, distância de floresta contínua) (Tabela 1). A partir desta matriz de dados, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) para verificar o padrão de distribuição das manchas (unidades amostrais), num espaço multidimensional, conforme as semelhanças quanto à estrutura e o contexto das manchas (variáveis descritoras). A PCA foi realizada sobre a matriz de correlação entre as variáveis (Legendre & Legendre 2003). Os dados foram padronizados (padronização pela amplitude), uma vez que as variáveis eram mensuradas em diferentes escalas e unidades de medida.

Utilizamos também a Análise de Variância Multivariada (MANOVA) para verificar se os tipos de manchas (as categorias previamente identificadas) diferem quanto às métricas em nível de mancha. O tipo “geral” (fragmento de floresta contínua, fragmento de mancha, mancha florestal) e a classificação em ripária/não-ripária foram tratados como fatores da análise (Tabela 2). Assim, aplicamos a MANOVA com base na medida de distância euclidiana entre as unidades amostrais, calculada a partir da matriz das variáveis descritoras padronizadas, utilizando o teste de aleatorização com 1000 permutações (Pillar 2008, Pillar & Orlóci 1996).

Com o intuito de identificar quais variáveis estavam mais relacionadas às diferenças detectadas na MANOVA, realizamos Análises de Variância Univariada (ANOVA) para as seguintes variáveis: área, contraste de borda, distância da floresta contínua, distância de vias, distância de centros urbanos, dimensão fractal, relação perímetro-área, índice de forma. Para a relação círculo circunscrito (CIRCLE) utilizamos a análise de variância entre as categorias ripárias e não-ripárias, com o objetivo de verificar se os tipos ripários possuem formas mais alongadas do que os tipos não-ripários, independente de serem fragmentos ou manchas. As ANOVAs também se baseiam no teste de aleatorização com 1000 permutações. Todas as análises foram feitas no *software* MULTIV versão 2.5.3 (Pillar 2008).

## 2.3 Resultados

Identificamos seis tipos de manchas no mosaico de uso e cobertura de 2002 de acordo com o critério de redução em área (em relação ao mapa pretérito) e da proximidade de talvegues (Tabela 2 e Figura 2). Dentre os tipos de manchas encontrados, o maior número é de manchas florestais intactas (919), em seguida, são os fragmentos de floresta contínua (142) e por fim, os fragmentos de manchas (30) (Tabela 2).

Os tipos de manchas não ripários tendem a um maior tamanho se comparados com os ripários (Tabela 2), sendo mais evidente em fragmentos de manchas.

Tabela 2. Tipos de mancha identificados no mapa de uso e cobertura de 2002 (Hasenack *et al.* 2006) de acordo com o critério de redução da área das manchas florestais no mosaico em relação ao mapa de vegetação pretérita. Cada tipo foi ainda classificado quanto à proximidade de talvegues (classes ripárias):

Tipo de mancha	Número de manchas ( <i>n</i> )	Área média (ha)	Desvio Padrão
Mancha florestal (MF)	462	20,86	34
Mancha florestal ripária (MF-rip)	457	19,99	29,44
Fragmento de mancha (FRAG-MF)	9	153,02	221,69
Fragmento de mancha ripário (FRAG-MF-rip)	21	43,96	63,47
Fragmento de floresta contínua (FRAG-FC)	134	77,32	130, 43
Fragmento de floresta contínua ripário (FRAG-FC-rip)	80	42,92	86,78

Os dois primeiros eixos da análise de ordenação explicaram 61,30% da variação total dos dados. O diagrama de ordenação (Figura 3) mostra que a maioria das manchas florestais tende a diferir de fragmentos principalmente por apresentar menor contraste de borda, maiores distâncias de centros urbanos e de floresta contínua, e formas menos complexas (Figuras 3 e 4).

As variáveis de forma são as variáveis mais correlacionadas com o primeiro eixo, e no segundo eixo são o contraste de borda, seu percentual de distribuição na classe e desvio

padrão (Tabela 3). Poucos fragmentos, entretanto, têm alta complexidade na forma.

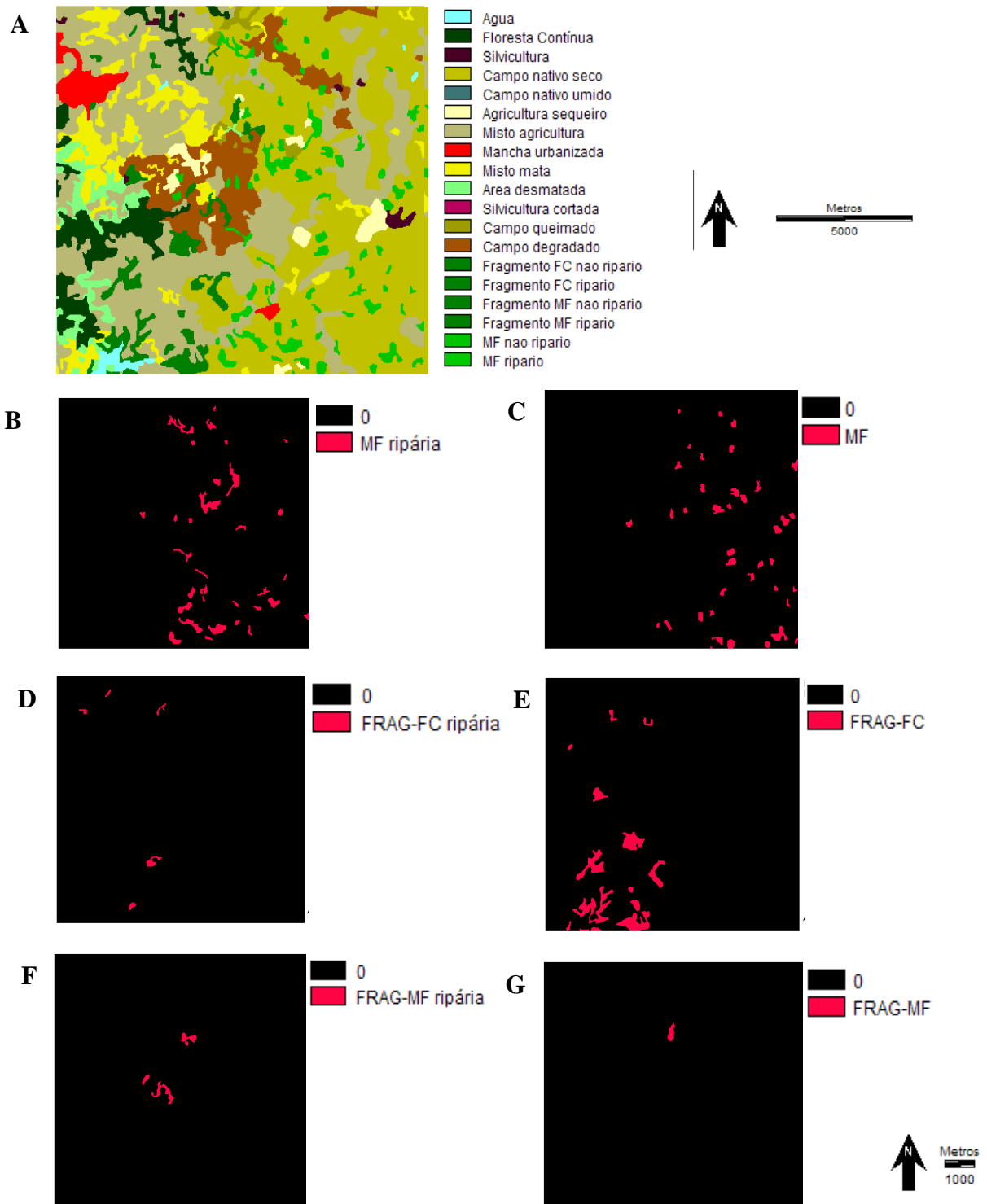


Figura 2. (A) Detalhe da área de estudo ilustrando os diferentes tipos de mancha florestal nela presentes. Os tipos de manchas são mostrados separadamente de (B) a (G). Ver acrônimos na Tab. 2.

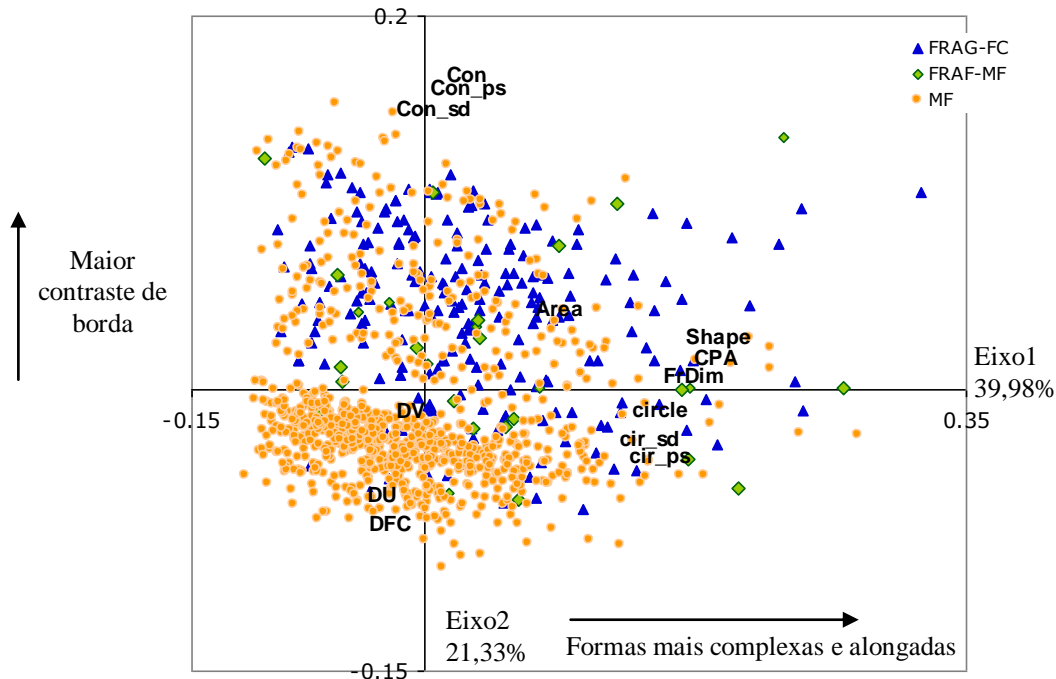


Figura 3. Diagrama de ordenação (PCA) com os seis tipos de manchas, mas para melhor visualização colocamos apenas os acrônimos dos tipos gerais (Tabela 2). As setas indicam o sentido dos maiores valores das variáveis mais correlacionadas com os eixos. O percentual de explicação em cada eixo está representado no gráfico.

Além disso, apesar do padrão geral nos permitir distinguir a maioria de manchas florestais de fragmentos florestais, principalmente pelas variáveis de contraste de borda, distância da floresta contínua e distância dos centros urbanos, algumas manchas florestais aparecem entre os fragmentos com maior contraste de borda e estão mais próximos de floresta contínua e centros urbanos.

A Análise de Variância Multivariada mostrou que os tipos de manchas diferiram entre si com relação ao fator tipo *geral* ( $P = 0,001$ ), enquanto que o fator *ripario/não-ripario* (categoria associada à proximidade de talvegues) não foi significativo (Tabela 4). Entretanto, a interação entre ambos os fatores também foi significativa ( $P = 0,001$ ), indicando que as diferenças observadas para o tipo *geral*, em parte, dependem do fator associado à proximidade de talvegues. Assim, através das análises de ANOVA, pudemos observar para quais variáveis essa interação estava exercendo maior influência e, para aquelas cuja classificação em *ripario/não-ripario* não fez diferença, desconsideramos esse fator e interpretamos apenas a classificação relacionada com os tipos *gerais* (ver acrônimos na Tabela 2).

A MANOVA indicou que fragmentos de manchas, fragmentos de floresta contínua e manchas florestais diferem entre si quanto às variáveis incluídas na análise ( $P < 0,05$ ), sendo ripários ou não-ripários (Tabela 4).

Analisando separadamente cada uma das variáveis, observamos que a interação entre os fatores ocorre para a distância de vias e, em parte, para distância de centros urbanos, uma vez que os demais resultados seguem o mesmo padrão para tipos *ripários* ou *não-ripários* (Figuras 5 e 6). Considerando os tipos de manchas não ripárias, não há diferença entre MF, FRAG-MF e FRAG-FC quanto à distância de vias (Figura 5C), ao passo que entre as ripárias, os FRAG-FC estão significativamente mais próximos das vias (Figura 5F). As manchas florestais (MF) estão localizadas mais distantes de centros urbanos do que FRAG-FC, estando os FRAG-MF em distâncias intermediárias (Figuras 5A e 5D). Os FRAG-FC estão mais próximos de floresta contínua do que as MF e os FRAG-MF (Figuras 5B e 5E). Os resultados indicam maior similaridade de MF e FRAG-MF quanto às métricas de contexto. Como os FRAG-MF são manchas florestais reduzidas em área, é provável que a localização de ambos na paisagem não mude em relação aos referenciais avaliados.

Comparamos os tipos de manchas *ripários* e *não ripários* para verificar se os primeiros possuem formas mais alongadas e observamos que apenas FRAG-FC e MF *ripários* apresentam valores maiores da variável CIRCLE em comparação com os *não-ripários* ( $P < 0,05$ ).

FRAG-FC e FRAG-MF são maiores e apresentam formas mais complexas ou irregulares (bordas recortadas) se comparados com MF (Figura 6B, D e E). Portanto, os fragmentos não diferiram entre si quanto às métricas de forma (dimensão fractal, relação perímetro-área e índice de forma). Enquanto as MF apresentaram a forma mais regular por apresentarem os menores valores de índices de forma.

O maior contraste de borda foi em FRAG-FC, seguido por FRAG-MF e por MF (Figura 6C), indicando que os usos adjacentes ao FRAG-FC apresentam maiores pesos de contraste ao longo do perímetro do fragmento.

Tabela 3. Métricas de estrutura e contexto de manchas incluídas na análise de componentes principais (PCA) e seus respectivos coeficientes de correlação e percentuais de contribuição nos dois primeiros eixos da PCA (61,31% da variação total dos dados). Em negrito, os coeficientes de correlação mais elevados.

Variáveis	Eixos	Coeficiente de correlação entre as variáveis e os eixos	Percentual de contribuição para os eixos
Área	1	0,513	5,056
Distância de vias	1	-0,049	0,046
Distância da floresta contínua	1	-0,170	0,554
Distância de centros urbanos	1	-0,160	0,491
Índice de forma	1	<b>0,916</b>	<b>16,129</b>
Dimensão fractal	1	<b>0,951</b>	<b>17,402</b>
Relação perímetro-área corrigida	1	<b>0,918</b>	<b>16,231</b>
Círculo circunscrito	1	<b>0,894</b>	<b>15,372</b>
Percentual de distribuição na classe de círculo circunscrito	1	<b>0,844</b>	13,719
Desvio padrão do círculo circunscrito	1	<b>0,852</b>	13,959
Contraste de borda	1	0,160	0,495
Percentual de distribuição na classe de contraste de borda	1	0,169	0,548
Desvio padrão do contraste de borda	1	-0,003	0,000
Área	2	0,159	0,912
Distância de vias	2	-0,162	0,941
Distância da floresta contínua	2	-0,430	6,671
Distância de centros urbanos	2	-0,424	6,471
Índice de forma	2	0,035	0,043
Dimensão fractal	2	-0,030	0,032
Relação perímetro-área corrigida	2	0,031	0,034
Círculo circunscrito	2	-0,154	0,853
Percentual de distribuição na classe de círculo circunscrito	2	-0,237	2,033
Desvio padrão do círculo circunscrito	2	-0,244	2,146
Contraste de borda	2	<b>0,894</b>	<b>28,808</b>
Percentual de distribuição na classe de contraste de borda	2	<b>0,849</b>	<b>26,015</b>
Desvio padrão do contraste de borda	2	<b>0,833</b>	<b>25,041</b>

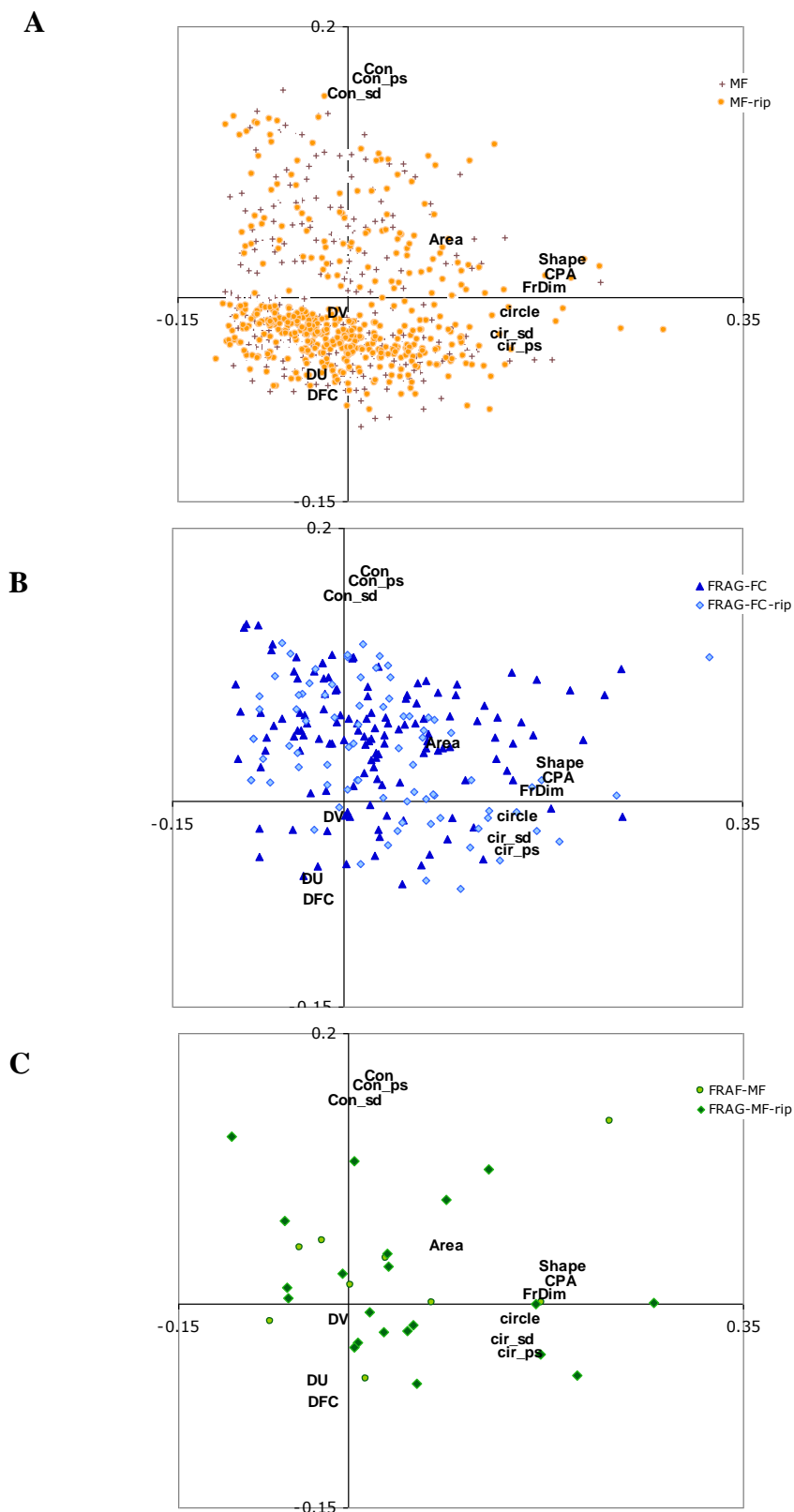


Figura 4. Diagramas de ordenação (PCA) com os seis tipos de manchas existentes. Em (A), (B) e (C) estão representados separadamente as categorias classificadas quanto a ripário/não-ripario. Ver acrônimos de variáveis na Tab. 1 e de tipos de manchas na Tab. 2. O percentual de explicação contido nos eixos representa 61,30% da variação total dos dados.

Tabela 4. Resultado da MANOVA que compara separadamente dois conjuntos de tipos de manchas classificados como *ripárias* e *não-ripárias*, utilizando teste de aleatorização com 1000 permutações. Os tipos de manchas denominados “tipo geral” são abreviados da seguinte forma: FRAG-FC para fragmento de floresta contínua, FRAG-MF para fragmento de mancha e MF para mancha florestal.

Fonte de variação	Soma de Quadrados ( $Q_b$ )	P ( $Q_b^o \geq Q_b$ )
Tipo <i>ripária/não-ripária</i> x Tipo <i>geral</i>	7,2897	0,001
<b>Tipo não-ripário</b>		
Entre grupos	50,704	0,001
Contrastes		
FRAG-FC x FRAG-MF	1,5034	0,024
FRAG-FC x MF	49,28	0,001
FRAG-MF x MF	2,3142	0,01
Dentro de grupos	294,89	
Total	345,6	
<b>Tipo ripário</b>		
Entre grupos	27,472	0,001
Contrastes		
FRAG-FC x FRAG-MF	2,1668	0,01
FRAG-FC x MF	24,707	0,001
FRAG-MF x MF	3,8544	0,002
Dentro de grupos	322,13	
Total	349,6	



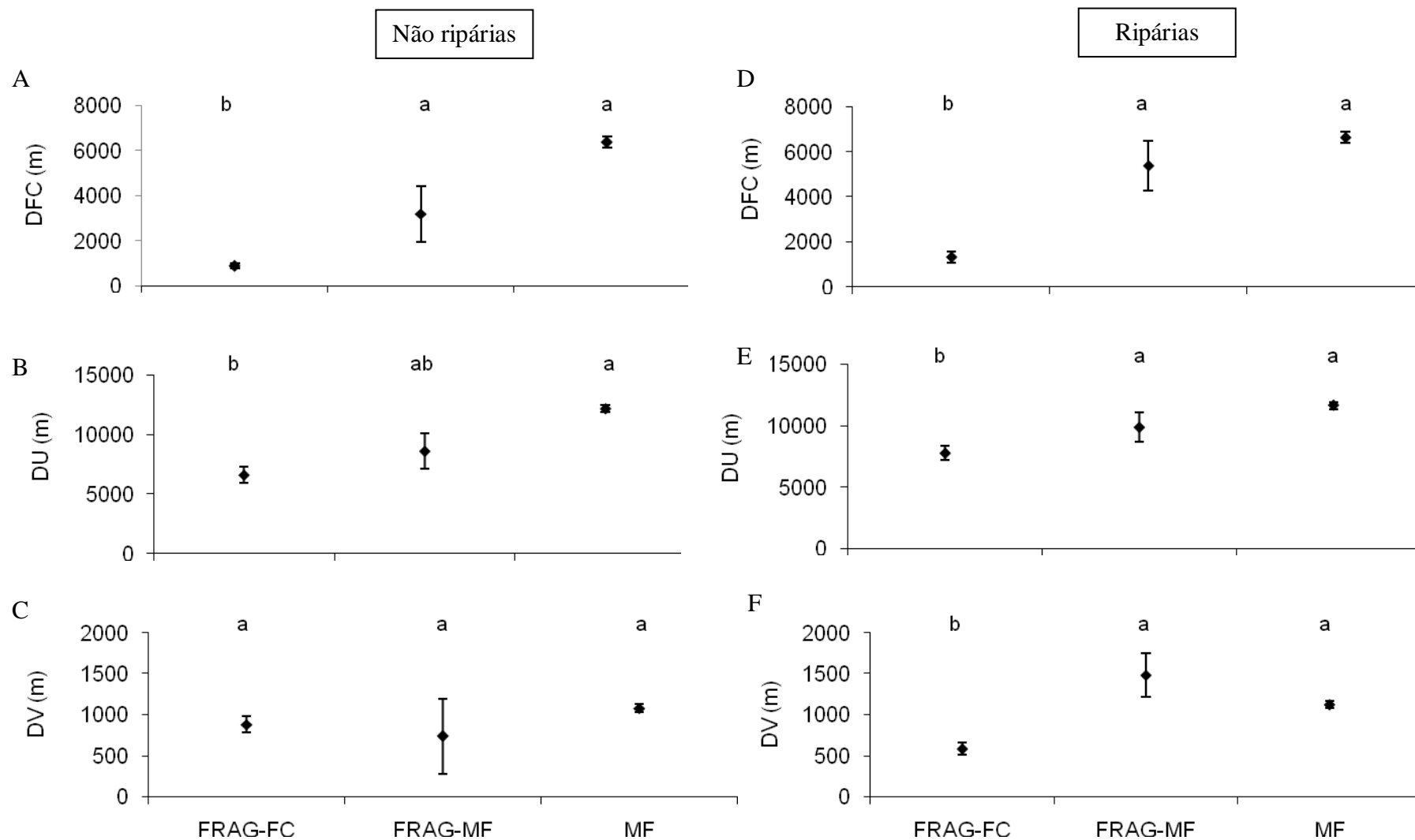


Figura 5. Os gráficos de (A) a (C) são resultados das ANOVAs usando métricas de distância entre os tipos de manchas não ripárias. De (D) a (F), os gráficos representam os resultados das ANOVAs para as métricas de distância entre os tipos de manchas ripárias. Valores médios ( $\pm$ EP) para cada variável. Letras *a* e *b* indicam se esses tipos diferem significativamente entre si ( $P < 0,05$ ).

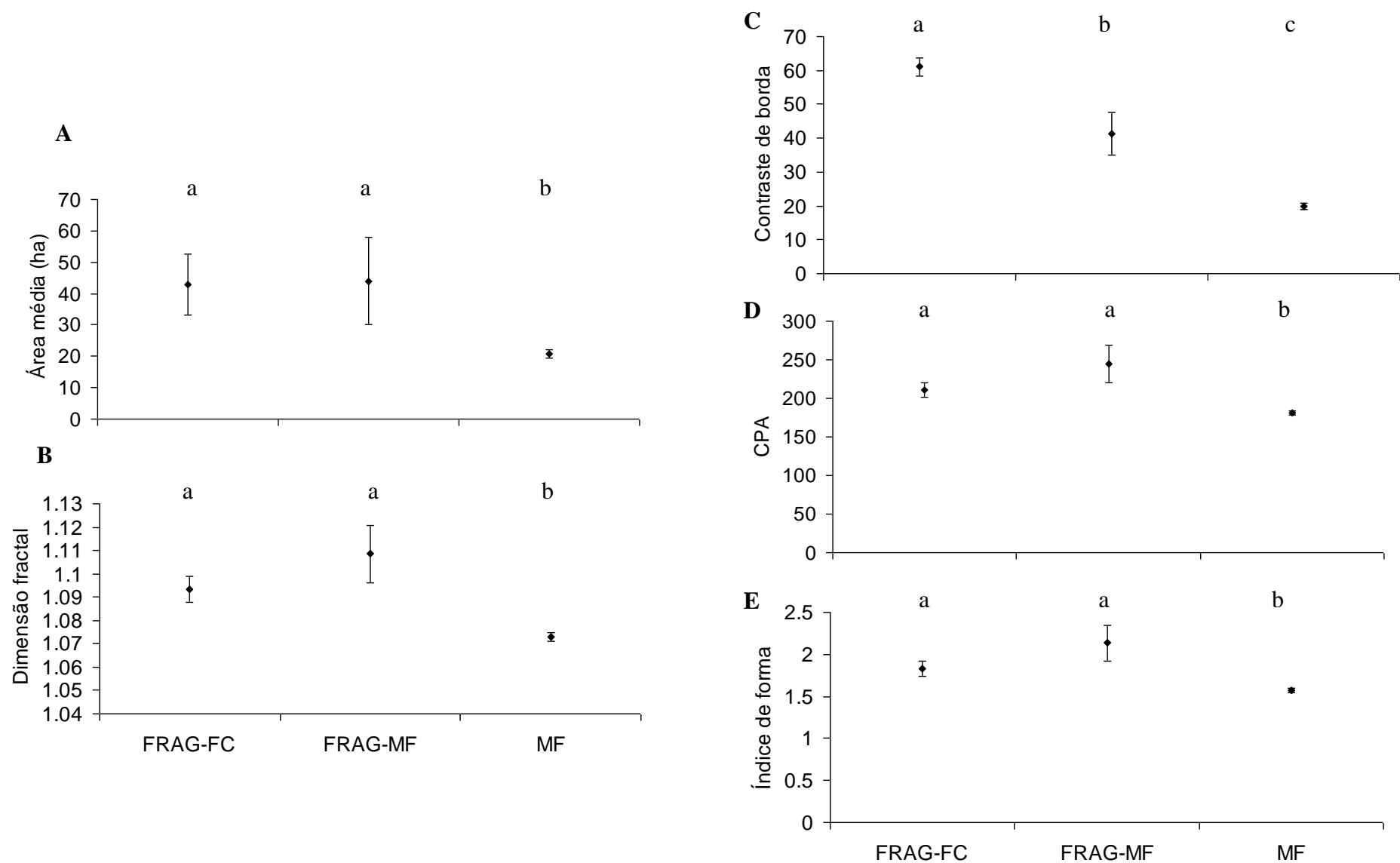


Figura 6. De (A) a (E) são resultados das ANOVAs entre os tipos de manchas quanto à área, contraste de borda, dimensão fractal, relação perímetro-área e índice de forma. Os resultados dessas ANOVAs para manchas *ripárias/não-ripárias* foram iguais. Valores médios ( $\pm$ EP) para cada variável. Letras *a* e *b* indicam se esses tipos diferem significativamente entre si ( $P < 0,05$ ).

## 2.4 Discussão

De modo geral, os padrões estruturais (área e forma) nos permitem distinguir entre manchas florestais e fragmentos. Com relação ao contexto de manchas na paisagem, apenas o contraste de borda apresenta uma distinção clara entre os três tipos de manchas: manchas florestais, fragmentos de manchas e fragmentos de floresta contínua. As condições do contexto de manchas de floresta medidas através do contraste de borda, distância de vias e centros urbanos foram importantes para detectar quais padrões são naturais e quais são antrópicos no mosaico em estudo. Por essa razão, o índice contraste de borda tem sido utilizado em etapas preliminares de monitoramentos da redução da cobertura florestal com base em mapas derivados de imagens de satélite na Europa e EUA (Kupfer 2006).

Para aquelas manchas florestais com alto contraste de borda, observadas na PCA, a dinâmica natural de avanço da floresta sobre o campo é limitada devido à diferença estrutural entre os ambientes adjacentes, como hoje podemos observar na paisagem dos Campos de Cima da Serra manchas florestais inseridas em contexto de silvicultura (Figura 7).

De fato, a influência do contexto da floresta é usada para detectar padrões em paisagens modificadas (Fischer & Lindenmayer 2007). Se o contexto é uma característica que influencia os padrões de manchas, conseqüentemente, a conversão dos habitats florestais é um processo distribuído de forma não-aleatória na paisagem. Como exemplo, o interesse por características de solo para uso agrícola em locais com florestas nativas mostra que a conversão de habitats não é distribuída aleatoriamente ao longo da paisagem (Fischer & Lindenmayer 2007). Além disso, existem características do entorno de áreas florestais que facilitam o processo de fragmentação como a proximidade de vias e centros urbanos (Kupfer 2006, Young & Aspinall 2006, Laurance 2008).

A distância de vias e de centros urbanos distinguiu principalmente as MF de FRAG-FC. Para MF e FRAG-MF, as métricas de distância mostram uma similaridade no contexto desses tipos, indicando que a localização de ambos na paisagem não difere. Nesse caso, a maior facilidade no acesso às manchas não foi determinante para a maior fragmentação destas manchas. Talvez o padrão evidenciado pelas métricas de distância seja semelhante entre FRAG-MF e MF pela maior influência de padrões de vegetação

pré-existentes (como a localização na paisagem) sobre o entorno dessas manchas do que de padrões gerados pela fragmentação.

Diferente do esperado, MF são menores do que os FRAG-MF. Esse resultado pode estar indicando que os FRAG-MF sejam remanescentes de MF de grande porte. As MF se mantiveram intactas na paisagem provavelmente porque o tamanho reduzido não representa um empecilho para o manejo de campos. Além disso, as manchas florestais possivelmente são menores que outros tipos de manchas porque o mecanismo de aumento de tamanho por avanço gradual de indivíduos a partir da borda pode ser impedido pela ação do gado e queimadas para manejo do campo como pastagem (Oliveira & Pillar 2004). Assim, os dois tipos de fragmentos são maiores do que as manchas naturais. Esse padrão parece ser específico ao sistema em estudo, pois no Planalto Sul-Brasileiro as manchas florestais nativas formam-se em meio aos campos, onde o relevo suave ondulado pode não apresentar características distribuídas uniformemente no terreno que sejam favoráveis à presença de MF.

Alguns estudos mostraram padrões de tamanho opostos ao encontrados por nós. No entanto, naqueles estudos o tamanho dos fragmentos florestais foi comparado com fragmentos que ocorrem ao longo de rios (florestas contínuas com pouca interferência antrópica), utilizadas como referência de formações florestais naturais (Krummel *et al.* 1987, Trani & Giles 1999). Além disso, nesses estudos, a matriz é florestal, o que pode explicar a razão de fragmentos terem um menor tamanho do que as formações naturais (florestas contínuas).

Neste estudo, verificamos que fragmentos apresentaram formas mais irregulares se comparados com as MF. Os processos antropogênicos de formação de bordas (principalmente desmatamento) são considerados como responsáveis pelo aumento do perímetro do fragmento (Olifiers & Cerqueira 2006). Observamos ainda, que os dois tipos de fragmentos existentes não diferiram entre si quanto às métricas de forma (dimensão fractal, relação perímetro-área e índice de forma). Em um estudo na região da Floresta Pluvial Atlântica, Ranta *et al.* (1998) observaram que os fragmentos florestais apresentaram maior proporção de área de borda em relação à área núcleo, gerando formas irregulares como consequência da fragmentação. A alteração da fisionomia da mancha florestal provoca diversas modificações abióticas e bióticas, sendo que a tendência é o fragmento se tornar um habitat de borda (Murcia 1995) à medida que reduz a proporção de habitats da área núcleo da mancha (Ranta *et al.* 1998). Esse padrão de estrutura de fragmentos informa se uma determinada mancha florestal

está sob maior ou menor efeito de borda, visto que o maior contato com os usos do solo provocado pelo aumento do perímetro pode expor as manchas florestais às variações abióticas e bióticas prejudiciais aos processos ecológicos e às espécies florestais (Turner *et al.* 2001, Hill & Curran 2003). Portanto, a forma é um atributo da estrutura de manchas florestais na região do Planalto que pode ser utilizado para avaliar os efeitos do processo de fragmentação através do efeito de borda, por exemplo.

As MF possuem uma forma mais regular com tendência arredondada, o que era esperado como consequência do crescimento radial da mancha através do avanço de indivíduos lenhosos a partir da borda, quando não há limitações edáficas (Machado 2004). A forma circular também foi observada para manchas florestais em savanas argentinas manejadas com fogo e pastejo (Cabral *et al.* 2003).

Apesar dos índices de forma teoricamente apresentarem maneiras distintas de expressar a forma de manchas, o resultado mostra que a dimensão fractal, relação perímetro-área e o índice de forma (*shape*) expressam um mesmo significado ecológico para a estrutura das manchas em estudo. Como exemplo, a dimensão fractal poderia melhor expressar as formas mais complexas de manchas, pois quanto mais fragmentada é uma mancha mais difícil de caracterizá-la utilizando como referência uma forma geométrica euclidiana (Mandelbrot 1983), como faz o índice de forma (*shape*). Por isso, utilizamos diferentes índices para quantificar a forma das manchas.

Os fragmentos de floresta contínua são gerados na zona de contato entre duas paisagens, uma em que a matriz é florestal (a encosta da Serra) e outra em que a matriz é o campo (os Campos de Cima de Serra). Encontramos os FRAG-FC justamente nessa zona de transição, onde provavelmente se forma esse tipo de mancha, por isso a maior proximidade da floresta contínua. Porém, esperávamos que as manchas florestais estivessem mais próximas da floresta contínua indicando um maior aporte de sementes oriundo dessas áreas fontes. Talvez estas florestas contínuas (áreas maiores do que 660 ha) não sejam as únicas áreas fontes de sementes de manchas florestais encontradas no campo.

Assim, a maioria dos padrões de estrutura e contexto de manchas observados no estudo parece ser específica ao sistema ecológico dos Campos de Cima da Serra, pois são reflexo de dois processos que historicamente vem moldando esta paisagem (expansão e fragmentação florestal). A expansão florestal formou o mosaico de vegetação em função do clima e características de relevo da região e a fragmentação florestal alterou os padrões pré-existentes através do uso da terra associado a uma

história de uso e ocupação do solo que vem sendo modificada ao longo das últimas décadas. Nos dias atuais, os padrões de estrutura e contexto de manchas florestais são modificados principalmente pelo avanço de plantios de espécies de *Pinus* sp. na matriz campestre, porém, provavelmente, sofreram influência da intensa exploração de madeira que ocorreu no passado.

Em suma, as métricas de contexto de manchas foram importantes para distinguir manchas naturais de fragmentos na área de estudo. Esse resultado, de certa forma, seria o esperado já que as manchas expostas a um contexto de maior pressão antrópica têm potencialmente maior chance de serem transformadas em fragmentos florestais. É importante salientar, que ainda assim, o padrão de contexto de FRAG-MF foi semelhante ao de MF evidenciando a influência dos padrões de vegetação pré-existentes sobre os padrões de origem antrópica. Além disso, existe a influência do manejo do campo (fogo e gado) e dos mecanismos associados ao processo de formação de manchas na matriz campestre (nucleação florestal e avanço gradual a partir da borda) sobre as características estruturais de manchas florestais.

De forma geral, as manchas florestais diferem de fragmentos florestais em função das características estruturais e de contexto em nível de manchas. Portanto, sob a perspectiva de implementar estratégias de manejo e conservação de paisagens, além de avaliar o efeito de métricas de manchas sobre a distribuição e abundância de espécies, podemos indicar, através de padrões estruturais e de contexto de manchas, os locais da paisagem mais ou menos impactados a fim de sugerir a manutenção de determinadas paisagens e a promoção da biodiversidade (Haines-Youth 2005).



Figura 7. Mancha florestal inserida em um contexto de plantio de *Pinus* sp. em São Francisco de Paula, RS (Brasil).

## 2.5 Referências

- Behling, H. & Pillar, V. D. 2007. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. *Phil. Trans. R. Soc. B* 362: 243–251.
- Cabral, A. C., De Miguel, J. M., Rescia, A. J., Schmitz, M. F. & Pineda, F. D. 2003. Shrub encroachment in Argentina savannas. *Journal of Vegetation Science* 14: 145-152.
- Dalmagro, A. D. & Vieira, E. M. 2005. Patterns of habitat utilization of small rodents in an area of Araucaria forest in Southern Brazil. *Aust. Ecol.* 30: 353-362.
- do Carmo, M. R. B., Moro, R. S. & Nogueira, M. K. F. de S. 2007. A vegetação florestal nos Campos Gerais. *In: Melo, M. S. de, Moro, R. S. & Guimarães, G. B. (ed.). Patrimônio natural dos Campos Gerais do Paraná.* UEPG, Ponta Grossa, Brasil.
- Duarte, L. S., dos Santos, M. M. G., Hartz, S. M. & Pillar, V. D. 2006. Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. *Austral Ecology* 31: 520-528.
- Eastman, J. R. 2006. Idrisi Andes. Massachusetts. Clark University.
- Farina A. 1998. Principles and Methods in Landscape Ecology. Chapman & Hall, London, UK.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265-280.

- Frohn, R. C. & Hao, Y. 2006. Landscape metric performance in analyzing two decades of deforestation in the Amazon Basin of Rondonia, Brasil. *Remote Sensing of Environment* 100: 237-251.
- Haines-Young, R. 2005. Landscape pattern: context and process. *In*: Wiens, J. A., Moss, M. R. (ed.). *Issues and perspectives in Landscape Ecology*, Cambridge University Press, UK.
- Hasenack, H.; Cordeiro, J.L.P. (org.) 2006. Mapeamento da cobertura vegetal do Bioma Pampa. Porto Alegre, UFRGS Centro de Ecologia. 30 p. (Relatório técnico Ministério do Meio Ambiente: Secretaria de Biodiversidade e Florestas no âmbito do mapeamento da cobertura vegetal dos biomas brasileiros).
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Folha SH. 22 Porto Alegre e parte da folha SH. 21 Uruguaiana e SI. 22 Lagoa Mirim. Rio de Janeiro, RJ: IBGE. Vl. 33, [Projeto RADAMBRASIL] 1986. 791 p.
- Klein, R. M. 1960. O aspecto dinâmico do Pinheiro Brasileiro. *Sellowia* 12: 17-44.
- Krummel, J. R., Gardner, R. H., Sugihara, G., O'Neill, R. V. & Coleman, P. R. 1987. Landscape patterns in a disturbed environment. *Oikos* 48: 321-324.
- Kupfer, J.A. 2006. National assessments of forest fragmentation in the US. *Global Environmental Change* 16: 73-82.
- Laurance, W. F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141: 1731-1744.
- Legendre, P. & Legendre, L. 2003. *Numerical Ecology*. Elsevier, Québec.
- Machado, R. E. 2004. Padrões vegetacionais em capões de Floresta com Araucária no Planalto Nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil. 164 f. (Dissertação de Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Mandelbrot, B.B. 1983. *The Fractal Geometry of Nature*. W.H. Freeman and Co., New York, NY. 460p.
- McGarigal, K. & Marks, B.J. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR, USA.
- Messias, L. G. & Bristot, A. 1998. As atividades econômicas em São Francisco de Paula e o seu desenvolvimento ecológico. *In*: Richter, M. (org.). *Conservação da Biodiversidade & Desenvolvimento Sustentável de São Francisco de Paula – Um plano de ação preliminar*. EDIPUCRS, Porto Alegre.
- Moisen, G.G., Frescino, T.S. 2002. Comparing five modelling techniques for predicting Forest characteristics. *Ecological Modelling*, 157: 209-225.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree* 10(2): 58-62.
- Olifiers, N. & Cerqueira, R. 2006. Fragmentação de Habitat: Efeitos Históricos e Ecológicos. *In*: Duarte, C. F., Bergallo, H. G., Alves, M. A. S. & Van Sluys, M. (eds.). *Biologia da Conservação: essências*. Rima, São Paulo, Brasil.



- Oliveira, J. M. & Pillar, V. D. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* 5: 197-202.
- Paglia, A. P., Fernandez, F. A. S. & De Marco Jr., P. 2006. Efeitos da Fragmentação de Habitats: quantas espécies, quantas populações, quantos indivíduos, e serão eles suficientes? In: Duarte, C. F., Bergallo, H. G., Alves, M. A. S. & Van Sluys, M. (eds.). *Biologia da Conservação: essências*. Rima, São Paulo, Brasil.
- Pillar, V. D. & Orlóci, L. 1996. On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups. *Journal of Vegetation Science* 7:585-592.
- Pillar, V. D. 2003. Dinâmica de expansão florestal em mosaicos de floresta e campos no sul do Brasil. In: CLAUDINO-SALES, V. (Ed.) *Ecosistemas brasileiros: manejo e conservação*. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, p. 209-216.
- PILLAR, V.D. 2008. MULTIV *software* para análise multivariada, testes de aleatorização e autoreamostragem "bootstrap", v. [2.5.3 beta](#). Departamento de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre.
- Ranta, P., Blom, T., Niemelä, J., Joensuu, E., Siitonen, M., 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 7, 385–403
- Rosenfield, G.H., Fitzpatrick-Lins, K. 1986. A coefficient of Agreement as a Measure of Thematic Classification Accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, vol.52 (2):223-227.
- Schmitz, P. I. & Becker, I. I. B. 1997. Os primitivos engenheiros do planalto e suas esculturas subterrâneas: a Tradição Taquara. In: Kern, A. (org.). *Arqueologia pré-histórica do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Editora Mercado Aberto, p. 251-294.
- Trani, M. K. & Giles Jr., R. H. 1999. An analysis of deforestation: Metrics used to describe pattern change. *Forest Ecology and Management* 114: 459-470.
- Turner, M. G., Gardner, R. H. & O'Neill, R. V. 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice*. Springer-Verlag, New York.
- Wiens, J. A., Stenseth, N. C., Horne, B. Van & Ims, R. A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos* 66:369-380.
- Young, K. R. & Aspinnall, R. 2006. Kaleidoscoping Landscapes, Shifting Perspectives. *The Professional Geographer* 58(4): 436-447.
- With, K. A. 2005. Landscape Conservation: a new paradigm for the conservation of biodiversity. In: Wiens, J. A., Moss, M. R. (ed.). *Issues and perspectives in Landscape Ecology*, Cambridge University Press, UK.

### **3. Relação entre características da paisagem e distribuição de manchas florestais na matriz campestre na região do Planalto das Araucárias**

#### **3.1 Introdução**

Avaliações históricas em mosaicos de vegetação florestal e campestre sugerem que o aumento na densidade de espécies lenhosas em campos e savanas esteja associado ao clima úmido (Mast *et al.* 1997, Scholes & Archer 1997, Hovestadt *et al.* 1999, Behling *et al.* 2007). No entanto, os campos ainda predominam em um clima característico de regiões florestais no Planalto das Araucárias (Klein 1976, Pillar 2003). Algumas evidências paleoecológicas confirmam que essa diferença se deve a um longo período de estabilidade climática que favorecia os campos e, por volta de três mil anos antes do presente, uma mudança para um clima mais úmido permitiu a expansão da floresta sobre o campo, formando um mosaico de vegetação (Behling & Pillar 2007). Entretanto, ainda que a expansão da floresta com Araucária seja um processo lento e relativamente recente, as condições de umidade favoráveis à vegetação florestal não foram suficientes para a floresta cobrir completamente a região do Planalto (Pillar 2003). Assim, através da análise da distribuição de manchas florestais pretendemos compreender quais são as características de paisagem que explicam a existência de manchas florestais em matriz campestre no Planalto das Araucárias.

A expansão da floresta pode ocorrer “aos saltos”, com a formação de manchas florestais no meio do campo por nucleação, e por meio do avanço gradual de indivíduos a partir da borda (Oliveira & Pillar 2004, Müller 2005, Duarte *et al.* 2006), sendo que esse avanço é mais expressivo na ausência de distúrbios (Oliveira & Pillar 2004). É provável que o processo não ocorra uniformemente na paisagem porque existem características de relevo que são mais favoráveis à floresta, como a maior umidade do solo em faces orientadas para o sul, e outras mais favoráveis à ocorrência dos campos, como a orientação norte do terreno (Klein 1976, Pillar 2003). Além de um conjunto de fatores favoráveis, a formação de núcleos florestais distantes das áreas fontes de sementes depende de processos como a dispersão, colonização e estabelecimento de lenhosas em meio ao campo (Duarte *et al.* 2006). Os intervalos de tempo sem distúrbios são também importantes para a formação e o desenvolvimento de uma mancha florestal em campos manejados.

De modo geral, a distribuição de florestas em regiões montanhosas é influenciada pela geomorfologia do terreno (Coblentz & Keating 2008) e pelas variações de altitude que geram um complexo gradiente ambiental, incluindo regimes de temperatura e precipitação (Lauer 1981). Na região dos campos associados à floresta com Araucária, o relevo é predominantemente suave e a umidade é uma condição climática disponível no espaço (IBGE 1986). Nesse caso, resta-nos avaliar se os padrões de vegetação estão associados a características topográficas sutis, pois estas seriam responsáveis por gerar variações locais de umidade do solo (Zinko *et al.* 2005, Coblentz & Keating 2008). Odum (1985) afirma que a agregação de espécies é uma resposta a diferenças locais entre habitats. A presença de manchas florestais na matriz campestre sugere a existência de semelhanças ecológicas entre esses sítios, levando à existência de um padrão de distribuição de manchas florestais na paisagem. Neste estudo, avaliamos a hipótese de que a ocorrência das manchas florestais seja uma resposta aos padrões de umidade do solo, mediados pela maior declividade do terreno, orientação solar sul, proximidade de talvegues e pela proximidade com a fonte de propágulos (floresta contínua) que favoreceriam a presença de manchas florestais em uma matriz campestre. Para tanto, geramos um modelo espacial de probabilidade de ocorrência de manchas florestais em função de características de paisagem para determinar a probabilidade de ocorrência de manchas florestais em um mosaico de campo e floresta no Planalto das Araucárias.

## **3.2 Material e Métodos**

### **Área de Estudo**

O presente estudo abrange 9000 km<sup>2</sup> de área em um mosaico de campos e floresta no sul do Brasil (Figura 1), situado na região fisiográfica conhecida como Planalto das Araucárias (IBGE 1986). O clima dessa região é temperado úmido, classificado como Cfb de acordo com o sistema de Köppen (Moreno 1961), com baixas temperaturas e ocorrência de geadas (IBGE 1986). A média de precipitação varia de 1.500 mm a 2.500 mm·ano<sup>-1</sup> e a média de temperatura varia de 15° a 20°C (Klein 1976). A vegetação da área de estudo é predominantemente campestre, com fisionomia gramíneo-lenhosa, entremeada por manchas florestais e circundada por maciços de floresta contínua. As formações florestais ocorrem em encostas, vales, pequenas

depressões ou ainda em faixas que acompanham os rios, arroios e nascentes (Carmo *et al.* 2007). Os campos, em geral, são manejados com o uso do fogo e do gado – pecuária extensiva. Grande parte da cobertura de campos e florestas tem sido convertida em agricultura e silvicultura.

As manchas florestais foram extraídas do mapa de uso e cobertura do solo (ano base 2002) (Hasenack *et al.* 2006) (ver Capítulo 1). Nesse mapa, identificamos 916 manchas florestais em matriz campestre, as quais foram utilizadas nesse estudo como registro de ocorrência de manchas florestais e o restante da área de estudo foi classificado como ausência de manchas florestais.

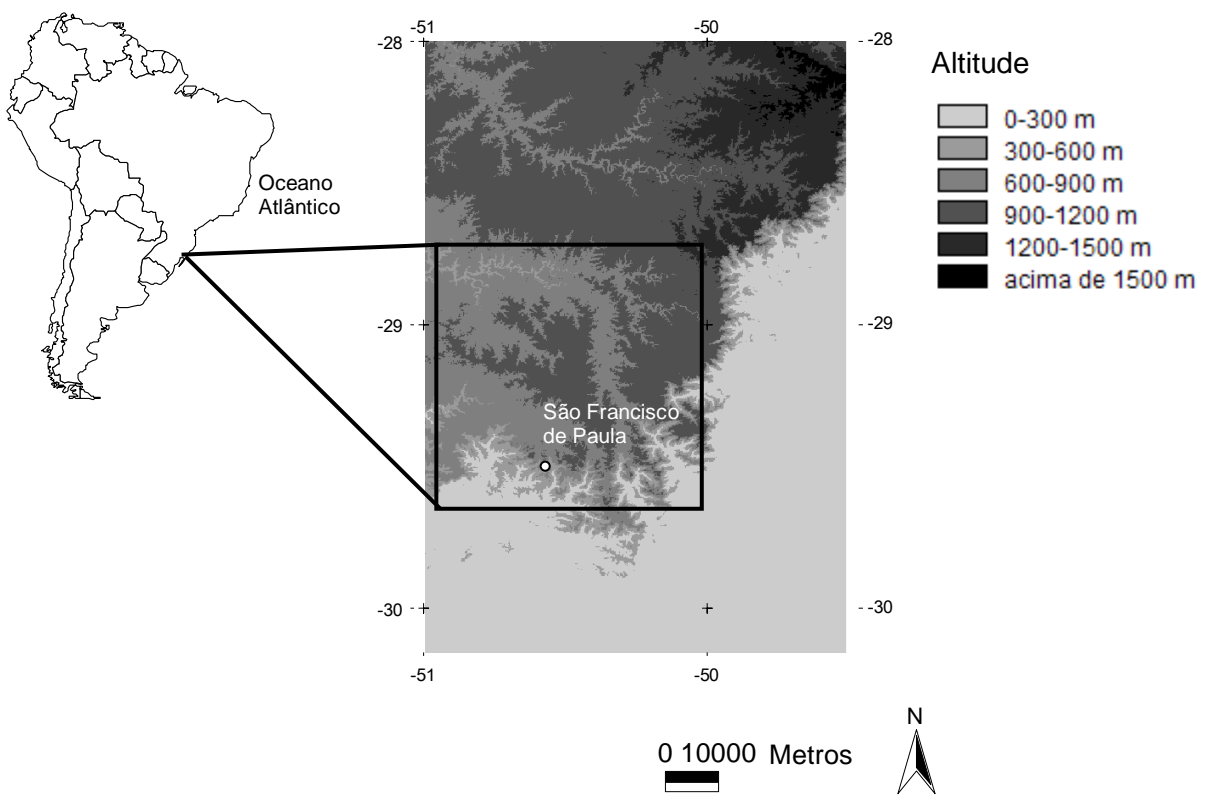


Figura 1. Detalhe da área de estudo localizada no sul do Brasil, representada no mapa de altitude. A cidade de São Francisco de Paula é utilizada como referência de localização na região do Planalto das Araucárias (29° 27' S, 50° 35' W).

### Variáveis ambientais

A análise da relação entre presença/ausência de manchas florestais e a paisagem, foi realizada com base em cinco variáveis ambientais: orientação solar, declividade, distância de talwegues, distância da floresta contínua e índice de umidade topográfico (Tabela 1). Os dados para cada variável foram obtidos para toda a superfície da área de estudo, por geoprocessamento no programa Idrisi Andes (Eastman 2006), com exceção

do índice de umidade topográfico que foi desenvolvido no ArcView 3.2 (ESRI, Inc., USA), utilizando a extensão *Terrain Analysis*.

Tabela 1. Descrição das variáveis ambientais utilizadas no modelo e as hipóteses associadas à presença de floresta.

Variáveis contínuas	Descrição	Hipótese associada com a presença de floresta
Índice de umidade topográfico ( <i>TWI</i> )	Razão entre a área de drenagem local com contribuição a montante e a tangente da declividade local ( $(\ln(A_s / \tan \beta))$ ).	<p>Maior probabilidade de ocorrência de manchas florestais em áreas de maior TWI, como as depressões em terrenos suavemente inclinados.</p> <p>TWI áreas convergentes &gt; TWI áreas divergentes.</p>
Declividade ( <i>Decliv</i> )	Medida em percentual (%).	Maior probabilidade de ocorrência de floresta em declividades elevadas, como ao longo de cursos d'água.
Orientação solar ( <i>Seno / Cos</i> )	Direção de exposição do terreno. Medida através dos componentes lineares da orientação solar: seno e cosseno. Variam de -1 (Oeste no seno e Sul no cosseno) a 1 (Leste no seno e Norte no cosseno).	Maior probabilidade de ocorrência de floresta em encostas sul, mais úmidas.
Distância de talvegues ( <i>Dtalv</i> )	<p>Áreas de maior profundidade do terreno onde acumula a água que flui pelo escoamento superficial.</p> <p>Distância mínima (m) de talvegues.</p>	Quanto mais próximo de talvegues maior a concentração de umidade do terreno ou fluxo de água intermitente e maior a probabilidade de presença de florestas.
Distância da floresta contínua ( <i>Dfc</i> )	<p>Fonte de propágulos de espécies para a formação de manchas florestais na matriz campestre.</p> <p>Distância mínima (m) de áreas florestais &gt; 660 ha existentes no mapa de uso e cobertura do solo (Hasenack <i>et al.</i> 2002).</p>	Maior probabilidade de ocorrência de manchas florestais próximo da floresta contínua.

De um modelo numérico de terreno (MNT), extraímos variáveis topográficas de primeira ordem como a orientação solar, declividade e talvegues, e de segunda ordem como o índice de umidade topográfico (*Topographic Wetness Index*, TWI). As variáveis de primeira ordem são obtidas diretamente do modelo numérico de terreno e as de segunda ordem são obtidas através de combinações de variáveis derivadas do relevo (Gallant & Wilson 1996). O MNT utilizado foi feito com base nas curvas de nível com equidistância vertical de 20 m transformadas em pontos e somadas aos pontos cotados em formato vetorial. Os arquivos com as curvas de nível e os pontos cotados foram gerados por digitalização semi-automática e são oriundos do Projeto de Conservação da Mata Atlântica do Rio Grande do Sul (SEMA/KFW). Posteriormente, realizamos o

método de interpolação linear de pontos de altitude baseado em uma rede triangular irregular (TIN - *Triangulated Irregular Network*) (Johnston 1998). Como resultado, obtivemos um MNT em arquivo *raster* com resolução espacial de 30 m.

O índice de umidade topográfico (TWI) é aplicado para os casos em que é importante considerar o controle da topografia sobre a variação espacial de condições hidrológicas no terreno. Ao afetar a distribuição espacial da umidade no solo e o fluxo de água subterrâneo, o TWI influencia os padrões de vegetação e locais propícios para florestas ocorrerem (Zinko *et al.* 2005).

Devido à sua estreita associação com processos de transporte gravitacional (escoamento, erosão, deslizamento), a declividade é uma variável geralmente relacionada à vegetação florestal. Além disso, a maior umidade do solo é associada a determinados níveis de declividade: às depressões do terreno, vales profundos e em encostas (orientadas para o sul). A declividade informa o aspecto vertical do terreno através do diferencial altimétrico entre pixels vizinhos e, portanto, é dependente do tamanho do pixel ou resolução espacial aplicada ao MNT.

Já a orientação solar ressalta a variação horizontal do relevo. É medida em graus e varia de  $0^{\circ}$  a  $360^{\circ}$ , o que a torna uma variável circular que exige uma série de cuidados antes de sua utilização (Valeriano 2007). Por essa razão, a orientação solar foi desdobrada nos componentes lineares cosseno e seno, que variam de -1 a 1 (Valeriano 2007). O cosseno da orientação solar é indicador de “o quão para o Norte” o terreno está exposto. As faces do terreno orientadas exatamente para o norte apresentam cosseno igual a 1. Reciprocamente, o terreno voltado para o sul terão valor -1 e faces “neutras” (Leste ou Oeste) terão valor nulo. Analogamente, o seno representa “o quão para Leste” está orientado o terreno, apresentando seno igual a 1 e o oposto para o oeste (-1), sendo que neste caso, as faces “neutras” são as Sul e Norte. Por caracterizar a direção de exposição do terreno, a orientação solar é aplicada a funções relacionadas à geometria da superfície e aos efeitos do balanço da radiação solar sobre a agricultura e a distribuição da vegetação (Pillar 2003, Valeriano 2007). No hemisfério sul, as faces orientadas para o norte recebem mais radiação solar, com evidente efeito sobre os regimes térmico e hídrico do solo (Armesto & Martínez 1978). Portanto, as diferenças de radiação solar no terreno podem resultar em contrastes na fisionomia da vegetação - em terrenos de orientação norte a vegetação tende a ser campestre e terrenos orientados para o sul a vegetação tende a ser florestal (Armesto & Martínez 1978).

Os talvegues estão localizados em uma área onde o terreno é mais profundo do que o entorno, onde acumula a água que flui pelo escoamento superficial, eventualmente formando cursos d'água. Essa variável foi gerada em SIG (Sistema de Informação Geográfico) para obtermos a distância mínima, em metros, de talvegues.

Neste estudo, consideramos que a floresta contínua representa a fonte de propágulos de espécies florestais que forneceu as sementes para a formação de núcleos florestais na matriz campestre. A influência dessa variável foi medida através da distância mínima (m) das florestas com mais de 660 ha, consideradas como florestas contínuas nesse estudo.

Como as variáveis preditoras são quantificadas em unidades de medida diferentes, utilizamos uma padronização de variáveis subtraindo o valor de cada pixel da imagem do valor da média e dividindo pelo desvio padrão, ambos obtidos dos valores de pixels de toda a imagem. Esta padronização foi realizada em todas as variáveis incluídas na análise.

As variáveis foram classificadas em categorias para melhor visualização dos resultados (gráficos) de probabilidade média de ocorrência de manchas florestais e distribuição de frequências de variáveis ambientais. As classes de declividade seguem o critério da classificação de EMBRAPA (1999) utilizada em Valeariano (2008), onde plano refere-se a 0-3% de declividade, suave ondulado 3-8%, ondulado 8-20%, forte ondulado 20-45%, montanhoso 45-75% e escarpado acima de 75%.

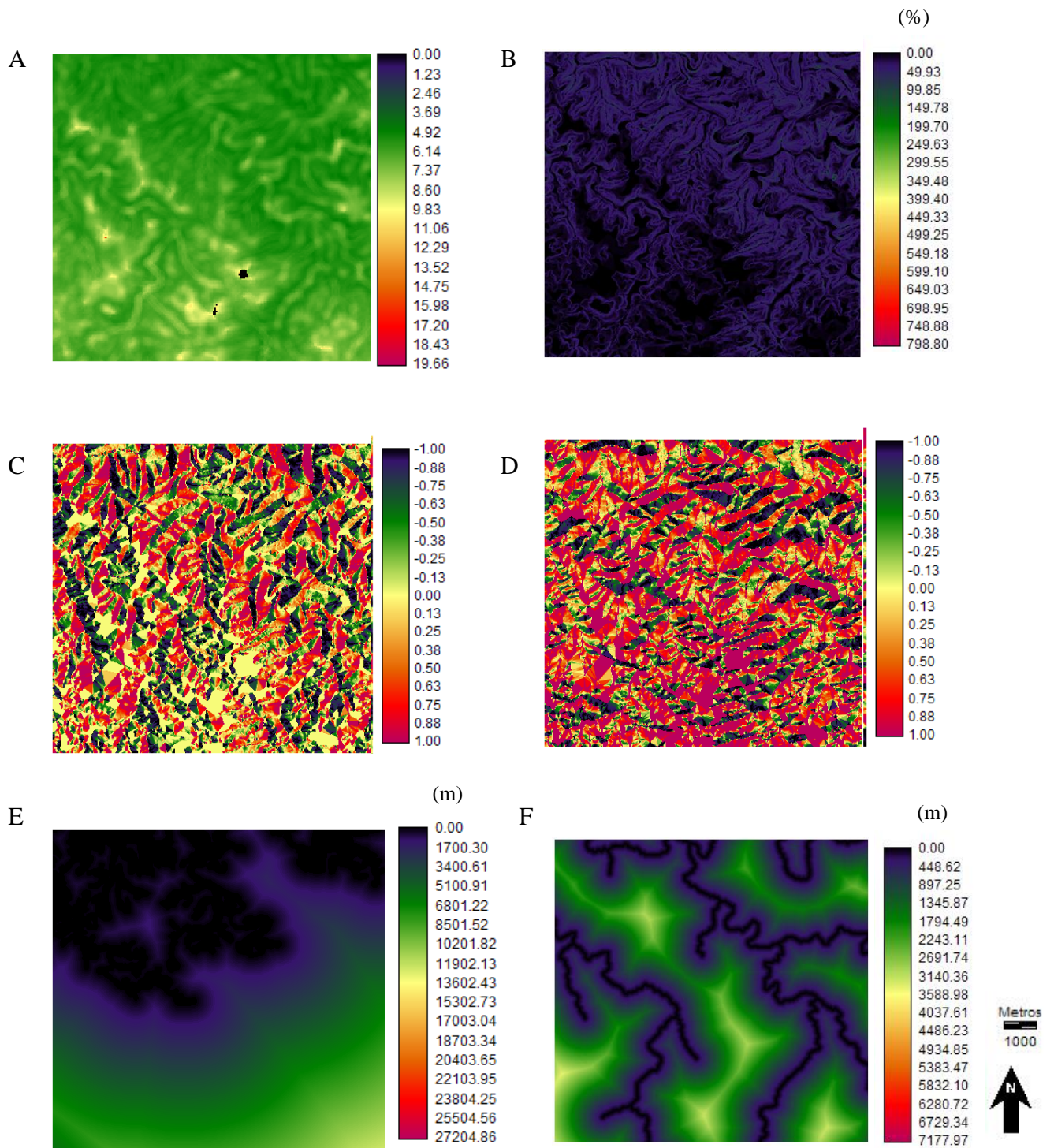


Figura 2. Detalhes de mapas de uma região da área de estudo representando os dados de cada uma das variáveis utilizadas: índice de umidade topográfico (A), declividade (B), seno da orientação solar (C), cosseno da orientação solar (D), distância de floresta contínua (E) e distância de talvegues (F). A legenda mostra a variação contínua de cada variável.

### Análise de dados

Utilizamos a análise de regressão logística múltipla para estimar a probabilidade de ocorrência de manchas florestais em função das características de paisagem. Os coeficientes da equação final foram obtidos a partir da média dos coeficientes em 100



modelos de regressão, realizados sobre 100 sub-amostras aleatórias do universo de presença-ausência de manchas florestais e das variáveis de paisagem correspondentes a cada ponto de presença-ausência. O modelo final de regressão logística foi aplicado aos dados originais para gerar o mapa de probabilidades de ocorrência de manchas florestais para a área de estudo.

Para obtenção das 100 sub-amostras utilizadas em 100 modelos de regressão, extraímos aleatoriamente 30% dos pixels de presença (1) e ausência (0) de manchas florestais (respectivamente, em relação do total de pixels de presença e em relação ao total de pixels de ausência na área de estudo), utilizando o programa Idrisi Andes (Eastman 2006). Este procedimento sempre resultava em amostras muito maiores de pixels de ausência do que de presença, pois a ausência de manchas florestais constitui 98,21% da área de estudo total e a presença apenas 1,79%. Assim, a partir dos 30% de pixels, realizamos um segundo sorteio para obter o mesmo número de pixels de presença e ausência com um  $n$  total de 2000 (1000 pixels de presença e 1000 de ausência).

Os coeficientes da regressão logística foram estimados pelo método *maximum likelihood* (programa SigmaPlot 11; Systat Software). Esta técnica estima os coeficientes escolhendo os valores das variáveis ambientais que determinam a mais alta probabilidade para a variável resposta, ajustando a curva de regressão (Braak *et al.* 1995, Magnusson & Mourão 2005).

Para avaliação da performance do modelo de regressão logística, utilizamos os procedimentos descritos a seguir.

O *likelihood ratio test* compara o modelo de regressão logística com e sem variáveis preditoras e, portanto, revela se as variáveis ambientais influenciaram a probabilidade de ocorrência de floresta se comparada com modelos que não incluem as variáveis ambientais (modelos nulos) (Peeters & Gardeniers 1998). Uma vez gerados os 100 modelos, utilizamos o  $P$ , que indica se o *likelihood ratio test* é ou não significativo em cada um dos modelos, para calcular uma probabilidade composta. Esta probabilidade composta pode ser baseada até mesmo em séries separadas de testes de significância que avaliam a mesma hipótese científica sob diferentes conjuntos de dados (Sokal & Rohlf 1981). Está baseada na equação  $-2\sum \ln P$  (Sokal & Rohlf 1981), a qual segue uma distribuição qui-quadrado e pode ser assim avaliada.

A concordância entre as presenças e ausências preditas e observadas foi analisada através de uma matriz de confusão (ou tabela de classificação 2 x 2) em cada um dos 100 modelos, como mostrado na Figura 3. O valor do limiar de probabilidade (0,5) determina se a resposta predita pelo modelo na tabela de classificação é presença ou ausência. Se a probabilidade estimada excede o valor do limiar, a resposta predita é dada como presença, e se estiver abaixo ou igual ao limiar, é dada como ausência (Pearce & Ferrier 2000). Assim, calculamos cinco índices que descrevem a performance preditiva do modelo com base na matriz de confusão representada na Figura 5 (Pearce & Ferrier 2000). A sensibilidade (ou a fração de verdadeiros positivos) é igual a  $A/(A+C)$ , e a especificidade (ou fração de verdadeiros negativos) é igual a  $D/(D+C)$ . Ambos medem a proporção de locais cujas observações e predições concordam. Os falsos positivos são obtidos a partir de  $B/(B+C)$ , enquanto os falsos negativos são calculados com  $C/(A+C)$ , sendo que esses medem a proporção de locais cujas observações e predições não concordam. Por fim, calculamos a acurácia, isto é, a fração total da amostra que é corretamente predita pelo modelo, igual a  $(A+D)/(A+B+C+D)$ .

	Presentes Observados	Ausentes Observados	
Presentes Preditos	A	B	A+B
Ausentes Preditos	C	D	C+D
	A+C	B+D	A+B+C+D

Figura 3. A tabela de classificação descreve a concordância entre a presença e ausência de pixels de manchas florestais observados e a presença e ausência de pixels preditos pelo modelo. Cada valor de A, B, C e D, representa o número de observações, então, a soma  $(A+B+C+D)$  deve ser igual ao tamanho total da amostra (Pearce & Ferrier 2000).

Para avaliar a influência das variáveis no modelo, utilizamos o *odds ratio*, que foi calculado para as variáveis em cada um dos 100 modelos e representa a razão entre a probabilidade de um evento ocorrer pela probabilidade desse evento não ocorrer  $P/(1-P)$ . Se o resultado da estatística for maior do que 1, o significado é de que o evento seja mais provável de ocorrer com o aumento do valor da variável. Se o *odds ratio* for menor do que 1, a probabilidade do evento ocorrer diminui com o aumento do valor da variável (Ayalew & Yamagishi 2005). Foram considerados significativos

somente os valores de *odds ratio* cujo intervalo de confiança de 5% não incluíse o valor 1.

O teste de Wald foi também utilizado para determinar a significância das variáveis independentes na predição da variável resposta (Hosmer & Lemeshow 1989, Trexler & Travis 1993). A estatística Wald é obtida através da razão entre o valor observado do coeficiente de cada variável ambiental e o seu erro padrão, sendo que é dado um valor de  $P$  para cada variável ( $P < \alpha$ ).

Por último, realizamos uma análise de regressão linear para verificar se o tamanho das manchas é influenciado pela distância mínima entre manchas florestais de mesmo tipo, medida de borda a borda (*Euclidean Nearest-Neighbor Distance* ou ENN, Fragstats 3.3). Essa análise busca identificar se manchas florestais de maior tamanho estão mais próximas entre si em virtude destas atuarem como fonte de propágulos umas das outras e, portanto, contribuirão reciprocamente com o aumento em tamanho da mancha mais próxima.

### 3.3 Resultados

O modelo de regressão logística resultante está representado pela equação abaixo (ver acrônimos na Tabela 1), a qual permitiu obter o mapa de probabilidade ( $p$ ) de ocorrência de manchas florestais na área de estudo (Figura 4):

$$p = \left( \frac{e^c}{1 + e^c} \right), \text{ onde:}$$

$$c = -0,239 - (0,215) \cdot \text{Seno} - (0,194) \cdot \text{Cos} - (0,505) \cdot \text{Decliv} + (0,459) \cdot \text{Dfc} + (0,159) \cdot \text{Dtalv} - (0,058) \cdot \text{TWI}$$

Nos 100 modelos, a probabilidade de ocorrência de manchas florestais foi significativamente influenciada pelas variáveis preditoras incluídas no modelo ( $P_{\text{composto}} > \chi^2_{0,05; 200}$ ), confirmando a validade estatística do modelo. Apenas o TWI não apresentou influência sobre a variável resposta (Figura 5A), o que também foi observado a partir do Teste de Wald ( $P > 0,05$ ). É provável que a resolução espacial de 30 m do MNT não tenha representado as áreas com curvatura convergente que teriam maiores valores de TWI, como as depressões do terreno com inclinação suave, por exemplo.

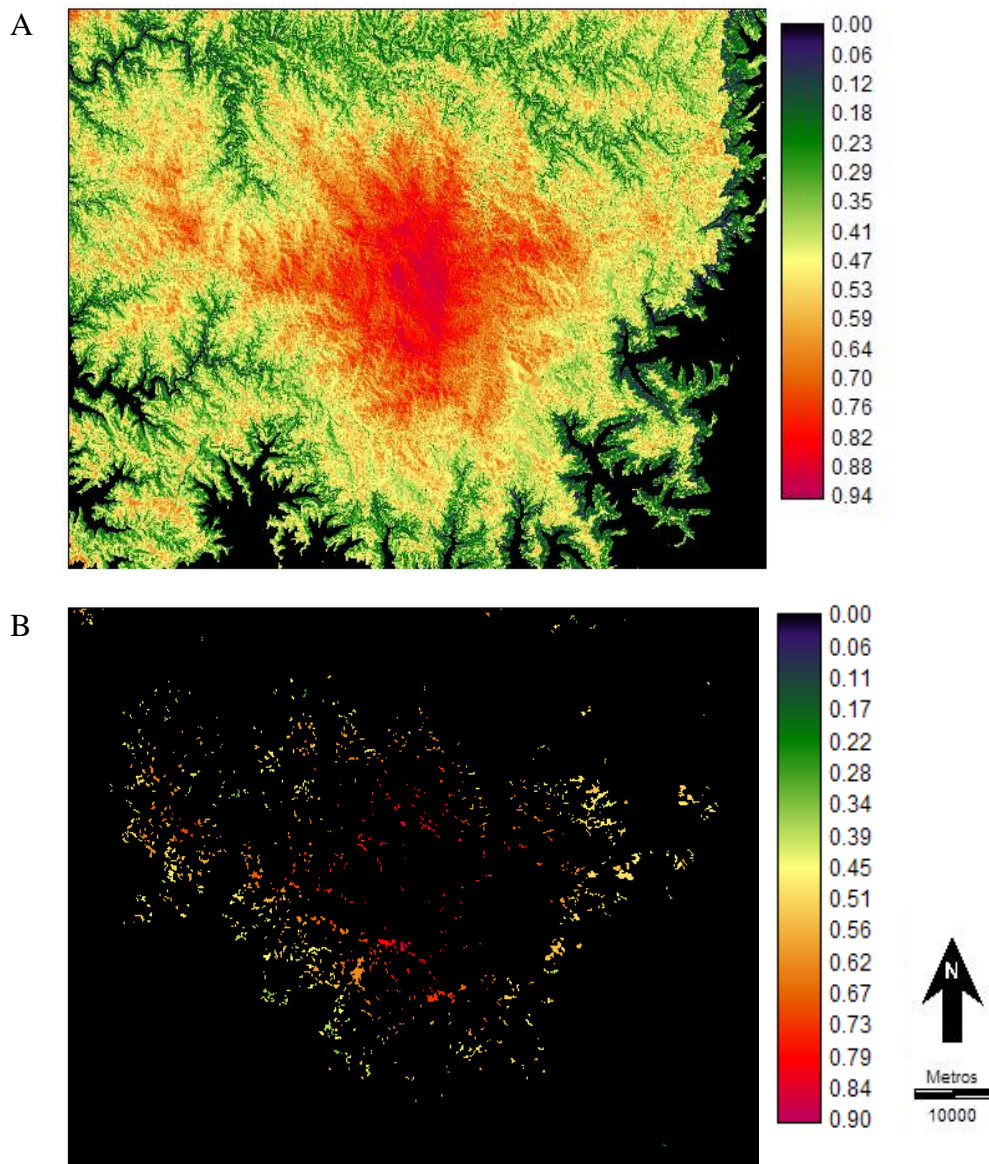


Figura 4. Em (A), mapa de probabilidades de ocorrência de manchas florestais obtido a partir do modelo final de regressão logística baseado em 100 amostras aleatórias. Em (B), calculamos a probabilidade média de ocorrência de manchas florestais para os locais ocupados pelas manchas florestais.

Entretanto, mantivemos todas as variáveis ambientais na análise, inclusive quando não detectamos influência sobre a variável resposta. Além disso, uma análise de correlação entre as variáveis mostrou que o TWI apresenta correlação com a declividade ( $r_{\text{Pearson}} = -0,75$ ). É importante salientar que o objetivo não foi otimizar a probabilidade de ocorrência de manchas florestais e sim determinar se essa probabilidade é influenciada por um conjunto de variáveis associadas ao desenvolvimento de floresta e à formação de manchas florestais no campo. Por isso, não retiramos as variáveis predictoras correlacionadas entre si e testamos a mesma combinação de variáveis em 100 modelos.

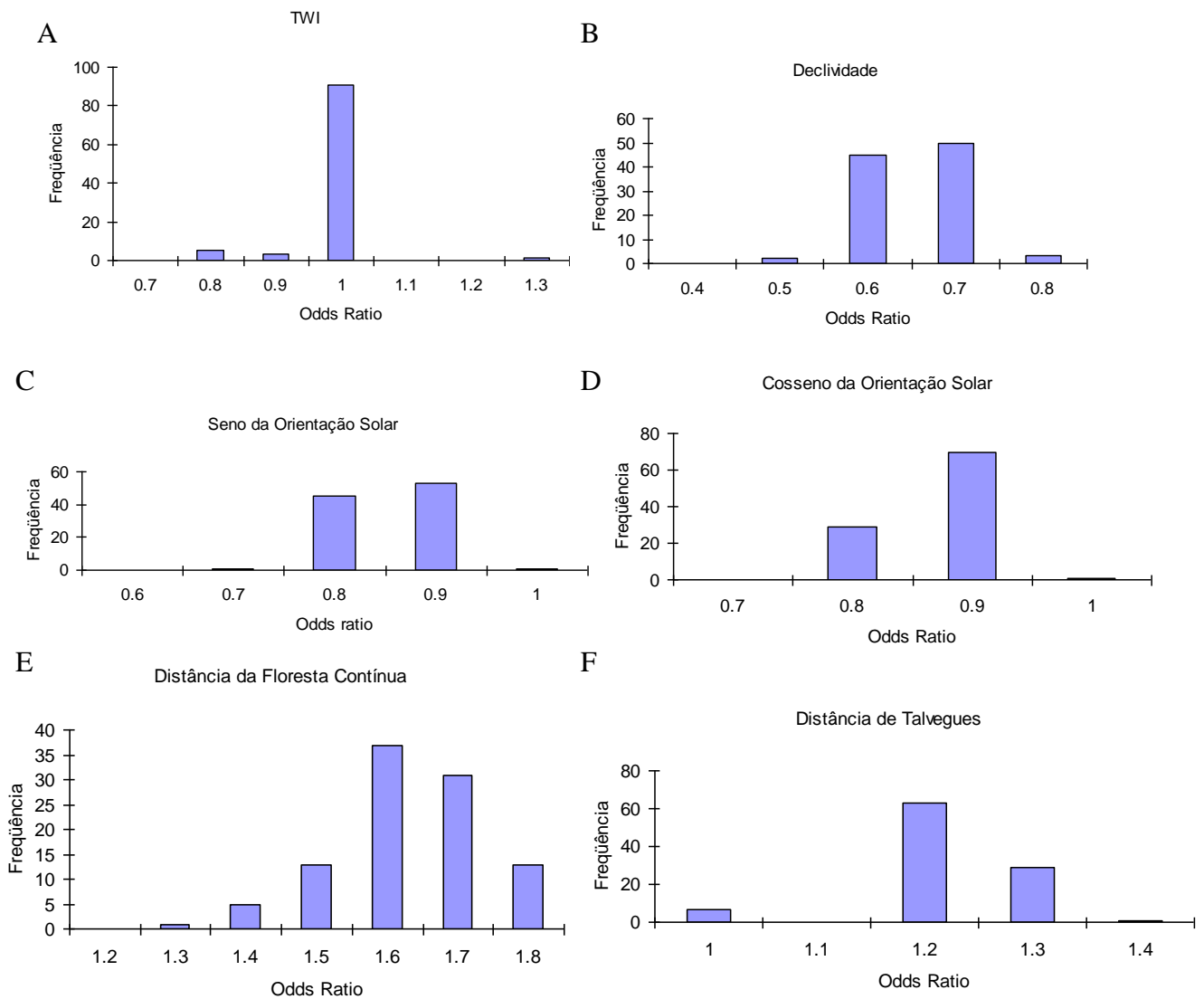


Figura 5. Distribuição de frequências de *odds ratio* calculado para as variáveis ambientais em 100 modelos: índice topográfico de umidade (TWI) (A), declividade (B), seno (C) e cosseno da orientação solar (D), distância da floresta contínua (E) e distância de talwegues (F). Valores diferentes de 1 indicam que a variável contribui para melhor desempenho do modelo de regressão logística.

Observando a Figura 4, é possível verificar que as maiores probabilidades se localizam no centro da área de estudo, onde estão os sítios mais distantes da floresta contínua que acompanha os rios, também distantes de talwegues e são as áreas de terreno predominantemente plano e suave. Entretanto, a grande área com elevadas probabilidades de ocorrência de manchas florestais certamente tenha sido gerada por diferentes combinações de características de paisagem incluídas no modelo, que variam ao longo da área de estudo, gerando áreas propícias para a presença de manchas florestais.

Para que o modelo tenha uma alta acurácia, os locais preditos como alta probabilidade devem concordar com os locais onde realmente ocorrem as manchas florestais. Essa concordância entre as presenças-ausências observadas e preditas em 100 modelos produziu 64% de predições corretas. Portanto, a especificidade e a sensibilidade do modelo atingiram 64% do total de predições (Figura 6), o que reflete a performance geral do modelo representada pela acurácia (também 64%). Enquanto as frações de falsos positivos (presenças) e falsos negativos (ausências) somaram 36% do total de predições (Figura 6).

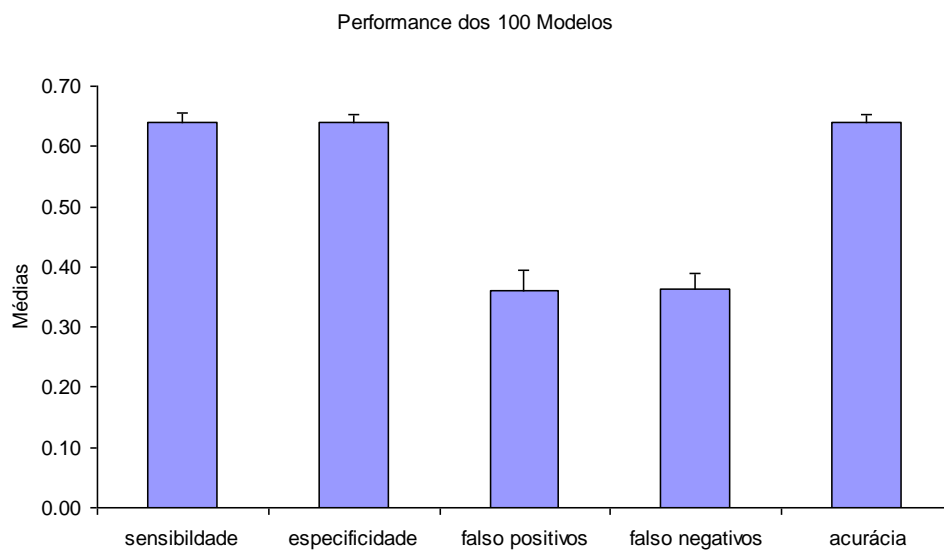


Figura 6. Médias dos índices que descrevem a performance preditiva considerando um conjunto de 100 modelos de regressão logística para probabilidade de ocorrência de mancha florestal na região dos Campos de Cima da Serra.

A distância de talvegues e a distância da floresta contínua influenciam positivamente a probabilidade de presença de manchas florestais, enquanto, o seno, o cosseno da orientação solar e a declividade influenciam negativamente (Figura 5). Portanto, quando crescem os valores de distância de talvegues e de distância da floresta contínua, tende a aumentar a probabilidade de ocorrência de manchas florestais. Esse resultado difere do que seria esperado conforme as hipóteses inicialmente levantadas, pois esperávamos uma maior probabilidade de manchas florestais quanto mais próximos da floresta contínua e de talvegues (Tabela 1).

A maior probabilidade de ocorrência de manchas florestais encontrada para os locais de maior distância da floresta contínua sustenta a idéia de que, nessa escala, o estabelecimento de manchas florestais não depende diretamente da proximidade da fonte de propágulos (Figura 7A). Evidência semelhante também foi observada no

primeiro capítulo da dissertação, em que manchas florestais estão mais distantes da floresta contínua dentre os tipos de mancha identificados na área de estudo. Entretanto, analisando a distribuição de frequências de pixels de categorias de distância da floresta contínua em locais ocupados pelas manchas, verificamos que essa variação não é linear (Figura 8A). Observamos também que a probabilidade média de ocorrência de manchas florestais em relação à distância de talwegues cresce até 5000 m e, em seguida, reduz (Figura 7B).

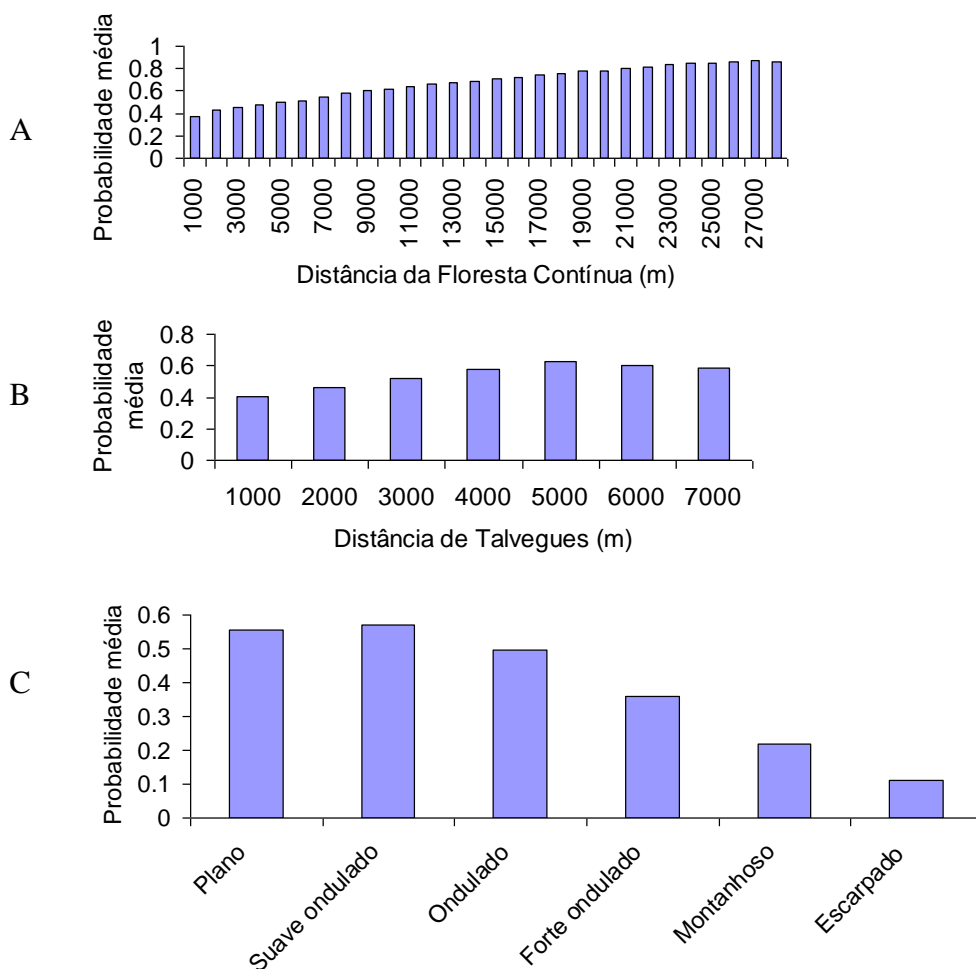
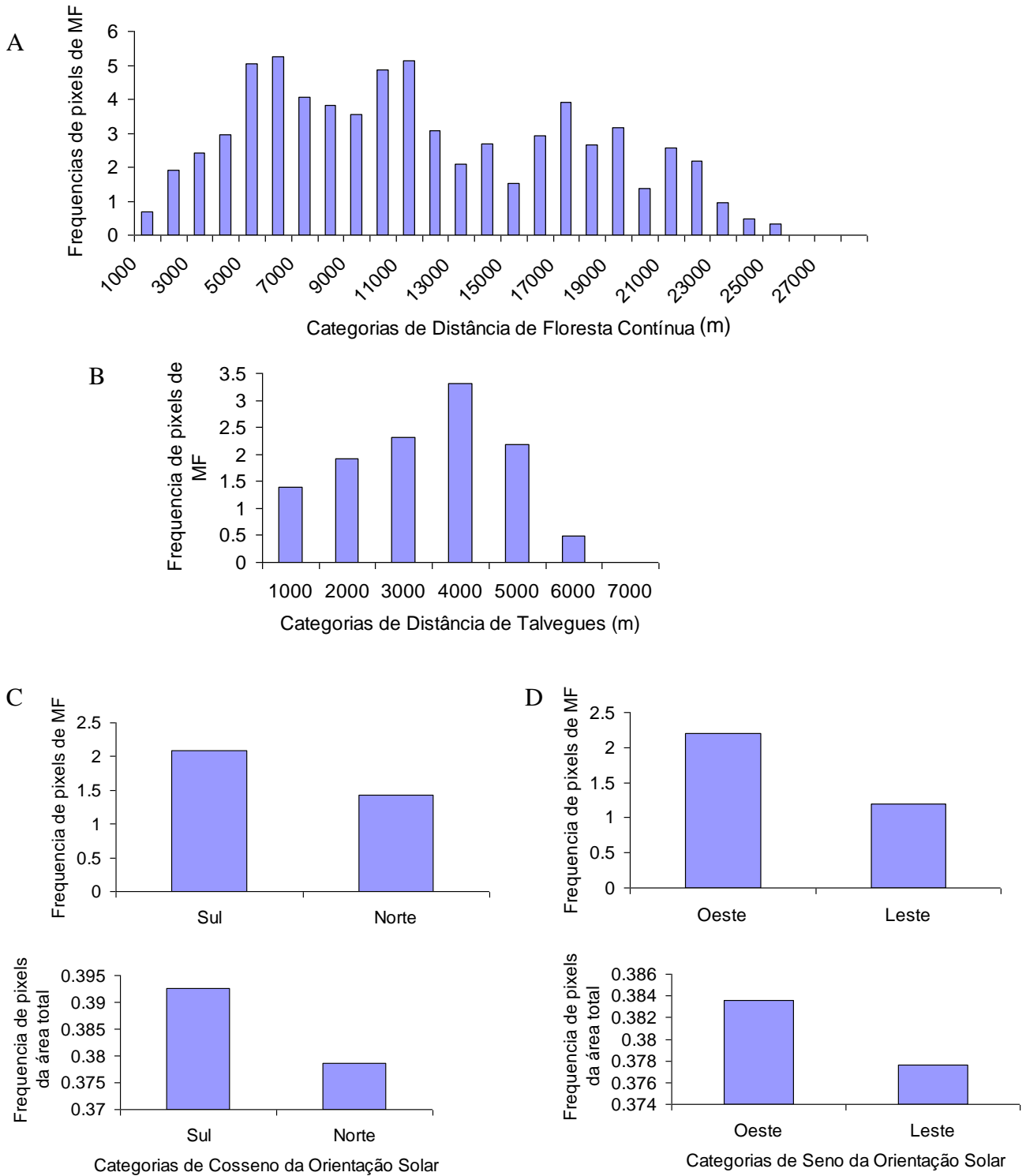


Figura 7. Probabilidade média de ocorrência de manchas florestais (MF) em relação à distância de floresta contínua (A), distância de talwegues (B) e declividade (C). As variáveis foram classificadas em categorias apenas para melhor visualização do resultado. A declividade segue o critério da classificação da EMBRAPA (1999), onde plano refere-se a 0-3% de declividade, suave ondulado 3-8%, ondulado 8-20%, forte ondulado 20-45%, montanhoso 45-75% e escarpado acima de 75%.

Da mesma forma, verificamos que a relação entre a probabilidade média de MF e a distância de talwegues não é linear como pode ser observado a partir da distribuição de frequências de pixels de categorias de distância de talwegues em locais ocupados por

MF (Figura 8B). Portanto, devemos ter cautela ao interpretar o resultado do *odds ratio* e a probabilidade média de ocorrência de manchas para as variáveis analisadas quando as estas não apresentam distribuição linear.





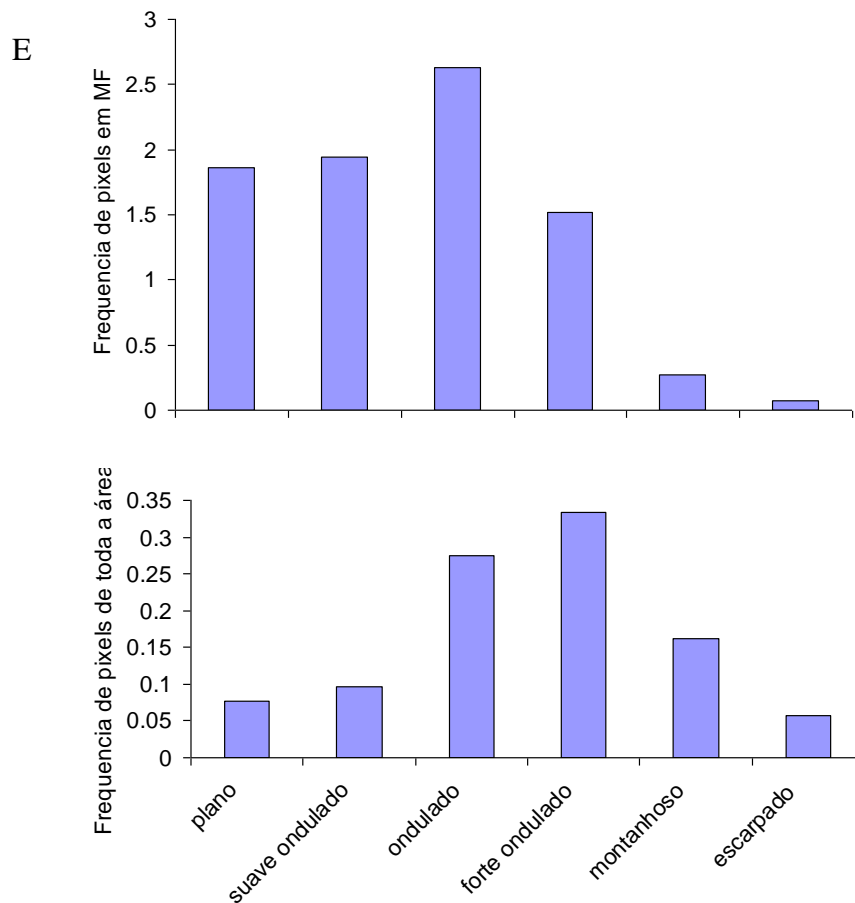


Figura 8. Distribuição das freqüências de pixels de categorias da distância da floresta contínua (A) e de talwegues (B) para os locais ocupados por manchas florestais. Em (C), distribuição da freqüência de pixels de categorias de seno, cosseno da orientação solar (D) e de declividade (E), para os locais ocupados por manchas florestais (padronizando os valores de cada categoria pelo total da categoria disponível na área de estudo) e a distribuição de freqüências de pixels das variáveis para toda a área de estudo (também padronizadas pelo total de pixels existente na área).

No que diz respeito à orientação solar, verificamos que a probabilidade de presença de MF diminui quando os valores de seno e cosseno aumentam, ou seja, se direcionam para +1 (Figura 5). Logo, quando o terreno tende à orientação Leste e Norte (seno e cosseno igual a +1, respectivamente), há menor probabilidade de ocorrência de manchas florestais (Figura 9). Por outro lado, as faces orientadas para o Sul e o Oeste estão associadas a uma maior probabilidade de ocorrência (Figuras 9). Contudo, as freqüências de pixels de classes de seno e cosseno da orientação solar observadas em locais ocupados por manchas florestais refletem o padrão de pixels disponível na área (Figura 8C e D). Logo, as freqüências de pixels de mancha florestal nas diferentes situações de orientação solar não diferem do padrão esperado ao caso (maior proporção de pixels de presença nas orientações de terreno mais freqüentes na área de estudo).

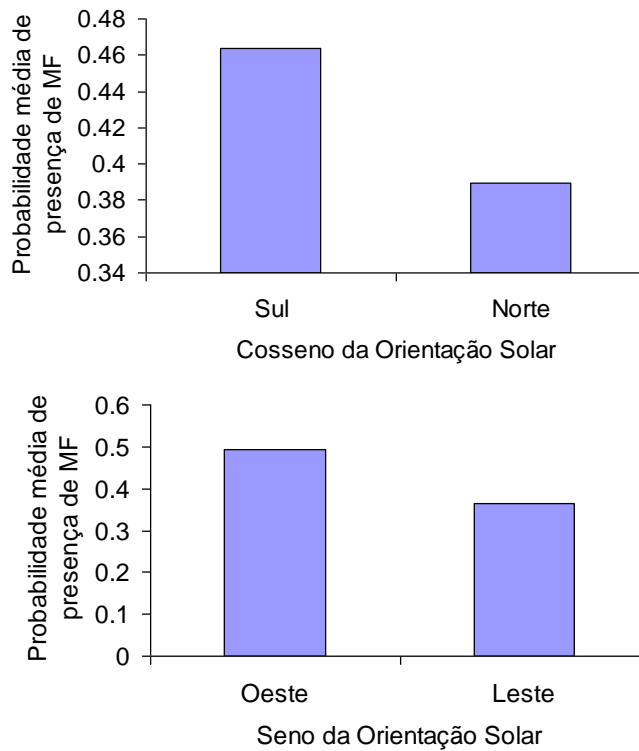


Figura 9. Probabilidade média de ocorrência de manchas florestais (MF) em relação à orientação solar sul-norte (seno) e leste-oeste (cosseno). Seno e cosseno da orientação solar variam em números reais de -1 a 1, mas foram convertidos para valores inteiros (1 ou -1) para ilustração nesta figura.

Quanto à declividade, a probabilidade de ocorrência de manchas florestais diminui à medida que a declividade aumenta (Figura 5). Podemos observar que as maiores probabilidades médias de locais ocupados por manchas ocorrem entre as classes de plano a suave ondulado, reduzindo gradualmente a partir da categoria de declividades mais acentuadas (classe ondulado) (Figura 7C). Entretanto, a maior frequência de manchas florestais se dá justamente nestes terrenos com declividades mais acentuadas (classe declividade ondulado) (Figura 8E), sendo que está disponível uma maior frequência de pixels na classe declividade forte ondulado na área de estudo. Esse resultado mostra uma imprecisão do modelo, pois quando analisamos separadamente cada variável, nem sempre a resposta da variável dependente é igual ao que observamos na área de estudo. Possivelmente, esta contradição esteja representada nas frações de falsos positivos e negativos (Figura 6), mesmo que nestas frações as probabilidades de ocorrência de manchas florestais geradas decorram de combinações de variáveis incluídas no modelo, e não seja exatamente reflexo de uma variável pouco explicativa.

Apesar da distância mínima entre manchas vizinhas (ENN) estar correlacionada com o tamanho das manchas ( $P = 0,028$ ), a ENN não foi capaz de prever a variação do

tamanho das manchas, considerando o baixo percentual de explicação resultante da análise de regressão linear ( $R^2 = 0,007$  e coef.regressão  $_{ENN} = -0,0023$ ). Assim, o aumento das manchas em tamanho não depende necessariamente de que manchas estejam mais próximas umas das outras. Por outro lado, verificamos a maior frequência de manchas florestais quanto menor a distância da mancha vizinha mais próxima (Figura 7).

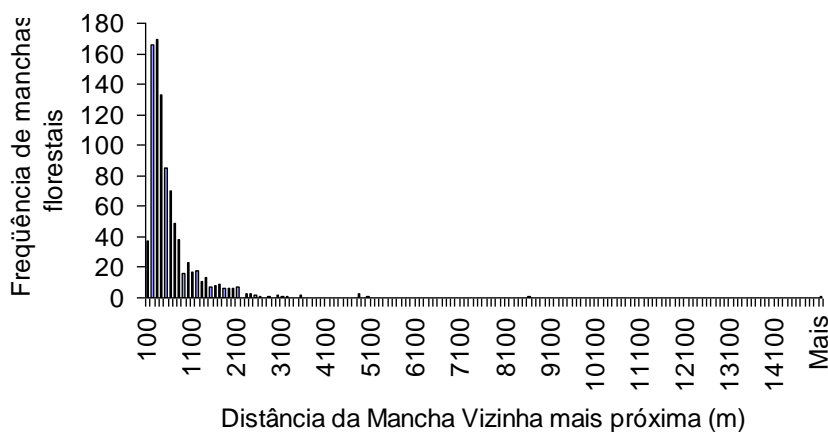


Figura 10. Distribuição de frequências de manchas florestais em relação à distância da mancha vizinha mais próxima.

### 3.4 Discussão

A maior probabilidade de ocorrência de manchas florestais está associada aos locais de declividade suave, distantes de talvegues, distantes da floresta contínua e em terrenos orientados para o sul e o oeste. No entanto, os locais preditos pelo modelo com maior probabilidade de ocorrência de manchas florestais nem sempre previram corretamente os locais com presença conhecida de mancha florestal (64% de acertos e 36% de erros). Apenas a orientação solar predita pelo modelo concordou com a orientação sul e oeste mais frequentes em manchas observadas, sendo que esse resultado reflete o padrão de orientação solar do terreno disponível na área de estudo. Portanto, ao longo do gradiente de orientação solar na área de estudo, as probabilidades de presença estimadas pelo modelo apresentam a mesma frequência que as presenças observadas.

A maior cobertura de florestas nativas em encostas sul indica que a expansão da floresta de fato teria ocorrido mais em encostas sul do que norte, como salientado em Pillar (2003). Essa tendência da maior probabilidade de manchas florestais ocorrerem em encostas sul era esperada, pois estas encostas se caracterizam pelas condições de

umidade do solo mais expressivas ao longo do espectro de orientações do terreno. A maior probabilidade de manchas em encostas sul/oeste significa que a umidade disponível no solo é uma condição importante, visto que orientações de menos umidade, em terrenos orientados para o norte/leste, tiveram menores probabilidades e frequências observadas de manchas. A não predominância de manchas em encostas sul provavelmente se deve ao clima úmido na região. Segundo Pillar (2003), é improvável que a influência do balanço de radiação solar tenha um efeito predominante sobre a vegetação no planalto devido à disponibilidade de umidade na região. De certa forma, encontramos que as condições de umidade local, tanto em encostas sul como em oeste, influenciam a ocorrência de manchas florestais na matriz campestre, como também foi sugerido por Coblenz & Keating (2008).

Em paisagens com florestas boreais, os padrões de vegetação são afetados pela umidade do solo de origem topográfica, porque a precipitação e a evaporação nesses locais são relativamente uniformes no espaço (Zinko *et al.* 2005). No presente estudo, entretanto, atributos relacionados com a maior umidade do solo como o TWI e a proximidade de talvegues não influenciaram a presença de manchas florestais no sentido de aumentar a probabilidade de ocorrência dessas formações no campo. Os locais de elevada declividade que, em geral, se referem aos vales também não influenciaram a variável resposta do estudo. Ao contrário, os resultados do modelo indicam que as manchas provavelmente ocorram em áreas planas ou com declividade suave, como os topos e não próximo de vales e encostas íngremes. Esse resultado demonstra que as manchas florestais ocorrem em locais com características distintas de locais onde ocorrem as florestas contínuas.

O modelo mostrou uma relação inversa do que seria esperada entre a distância da floresta contínua e a distribuição de manchas florestais no campo. Na escala de estudo, o que classificamos como floresta contínua parece não atuar como fonte de propágulos de manchas florestais. Tratamos todas as áreas florestais acima de 660 ha como áreas fontes, sendo que estas formam um único maciço florestal que circunda os campos da área de estudo. Talvez esse ponto de corte não esteja adequado, visto que existe uma variação considerável de tamanhos para o que classificamos como manchas florestais (ver Tabela 2 no Capítulo 1). Dessa forma, não existiria uma única área fonte de propágulos e as manchas florestais talvez possam atuar como fonte de propágulos umas das outras. À medida que novas manchas vizinhas passam a compor a paisagem do entorno, provavelmente, a origem dos propágulos seja a mancha florestal mais

próxima e não a área de floresta contínua (Figura 10). A distância de área fonte é uma forma indireta de considerar um referencial da paisagem associado à dinâmica da expansão florestal. Entretanto, a distribuição de manchas florestais na paisagem em escalas amplas provavelmente seja simultaneamente produto de processos que operam em escalas mais finas (With 2005). Tais processos estão vinculados com a área fonte (dispersão de sementes e o estabelecimento de espécies no campo, p.ex.), porém os seus efeitos não foram percebidos através dos padrões de distribuição de manchas. Ainda assim, um maior número de manchas florestais pode ser observado quanto mais próximas as manchas estão entre si. Na Figura 4B esse padrão pode ser visualizado com a distribuição de manchas florestais na paisagem. Portanto, destacamos a importância de processos em escala local como o movimento de dispersores e as preferências de hábitat de dispersores de sementes. Tal como Duarte *et al.* (2006) reforçaram ao observar que a presença de araucárias isoladas no campo atrai vertebrados frugívoros em baixos níveis de distúrbio no campo. Em suma, a relação da área fonte de propágulos e o avanço da floresta sobre o campo, com a conseqüente formação de manchas florestais, dependem de processos em escala local não percebidos na escala deste estudo.

As hipóteses existentes na literatura que tratam da ocorrência de floresta em mosaicos não fazem distinção explícita entre os fatores que propiciam o desenvolvimento de floresta contínua e os fatores que favorecem o estabelecimento de manchas florestais em matriz campestre (Klein 1976, Pillar 2003). De modo geral, as hipóteses estão relacionadas com os locais por onde a floresta iniciou o seu processo de expansão sobre o campo. A hipótese da maior probabilidade de presença de floresta em declividades acentuadas estaria mais associada ao favorecimento da expansão gradual de florestas ripárias ou áreas de floresta contínua do que ao estabelecimento de manchas florestais por nucleação. Por outro lado, as áreas de terrenos mais suaves, incluindo baixadas, depressões do terreno e topos de coxilhas estariam associadas à presença de manchas florestais, como observamos na paisagem dos Campos de Cima da Serra. O uso de um MNT com maior resolução espacial é fundamental para representar os nuances de um terreno tipicamente ondulado cujas depressões e colinas possam evidenciar os locais com maior umidade através do TWI e a posição das manchas no relevo.

Talvez seja uma questão da escala de estudo o fato de características de paisagem associadas à topografia terem apresentado maior influência sobre a presença de manchas florestais do que a fonte de propágulos. Provavelmente, os atributos do

terreno sejam fatores importantes na escala do estudo, tal como ocorreu em Hoersh *et al.* (2002). Já as áreas fontes de propágulos envolvam referenciais de paisagem em uma escala mais fina.

Ainda assim, com um modelo simples de regressão logística múltipla encontramos uma maior proporção de predições corretas do que de predições erradas. Se o modelo prediz corretamente 64% das presenças e ausências de manchas florestais em função de variáveis de paisagem, podemos dizer que o modelo prediz corretamente 64% do padrão de ocorrência de manchas florestais através das variáveis analisadas. Esse resultado sugere que podem existir outras variáveis mais adequadas para prever o padrão de ocorrência de manchas florestais (como nuances de tipologia de solo) ou, ainda, que as manchas florestais ocorrem ao longo de um espectro de variação ambiental amplo, o que dificulta predizê-las a partir de um conjunto de variáveis de paisagem. Além disso, o estabelecimento e distribuição das manchas florestais pode também sofrer influência de fatores que atuam em escalas espaciais mais finas (topografia não capturada pelo modelo de terreno aqui utilizado) ou fatores bióticos não necessariamente relacionados com a paisagem (ecologia e comportamento de dispersores). Analogamente, o extremo oposto ao encontrado com a modelagem de manchas florestais, seria a modelagem de espécies indicadoras ou endêmicas de determinados ambientes, cuja presença está associada a condições ambientais semelhantes entre os sítios de ocorrência (Braak 1995). Nesse caso, o modelo provavelmente teria uma elevada acurácia, já que não há uma variação ambiental ampla entre os sítios onde a espécie é observada.

O modelo obtido sustenta a hipótese de que o processo de expansão florestal não ocorre uniformemente na paisagem porque de fato existem características de relevo que tornam certos locais mais favoráveis à ocorrência de manchas florestais do que outros. Esse resultado confirma a suposição postulada por Klein (1975) e Pillar (2003) para explicar a existência de florestas entremeadas aos campos na região. No entanto, na escala de estudo, não conseguimos estabelecer uma relação da ocorrência das manchas com áreas fonte de propágulos, sugerindo que as características de paisagem associadas à topografia foram mais importantes para presença de manchas florestais em uma matriz campestre do que a proximidade da floresta contínua como fonte de propágulos. Além disso, é importante considerar a interação entre processos que ocorrem em escala local e que também condicionam a formação do mosaico de campo e floresta como a dispersão, colonização de lenhosas no campo, dinâmica de fogo e pastejo.

### 3.5 Referências

- Armesto, J. J. & Martínez, J. A. 1978. Relations between vegetation structure and slope aspect in the mediterranean region of Chile. *Journal of Ecology* 66: 881-889.
- Ayalew, L. & Yamagishi, H. 2005. The application of logistic regression for landslide susceptibility mapping in the Kakuda-Yahiko Mountains, Central Japan. *Geomorphology* 65: 15-31.
- Behling, H., Pillar, V.D., Müller, S.C. & Overbeck, G.E. 2007. Late-Holocene fire history in a forest-grassland mosaic in southern Brasil: Implications for conservation. *Applied Vegetation Science*, 10: 81-90.
- Behling, H. & Pillar, V. D. 2007. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. *Phil. Trans. R. Soc. B* 362: 243–251.
- Braak, C.J.F. ter., Jongman, R.H.G. & Van Tongeren, O.F.R. 1995. Data Analysis in Community and Landscape Ecology, Cambridge University Press.
- Carmo, M. R. B. do., Moro, R. S. & Nogueira, M. K. F.S. 2007. A vegetação florestal nos Campos Gerais. In: Patrimônio Natural dos Campos Gerais do Paraná. (ed.) Melo, Mário Sérgio de; Moro, Rosemeri Segecin; Guimarães, Gilson Burigo. Ponta Grossa: Ed. UEPG, 230 p.
- Coblentz, D. & Keating, P. L. 2008. Topographic controls on the distribution of tree islands in the high Andes of south-western Ecuador. *Journal of Biogeography* 35: 2026-2038.
- Duarte, L. S., Carlucci, M. B., Hartz, S. M. & Pillar, V. D. 2007. Plant dispersal strategies and the colonization of Araucaria forest patches in a grassland-forest mosaic. *Journal of Vegetation Science* 18: 847-858.
- Duarte, L. S., dos Santos, M. M. G., Hartz, S. M. & Pillar, V. D. 2006. Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. *Austral Ecology* 31: 520-528.
- Eastman, J. R. 2001. Idrisi 32 – Release 2; Tutorial Worcester, Massachusetts. Clark University.
- Gallant, J. C. & Wilson, J. P. 1996. TAPES G: A grid-based terrain analyses program for the environmental sciences. *Computers & Geosciences* 22(7): 713-722.
- Hasenack, H.; Cordeiro, J.L.P. (org.) 2006. Mapeamento da cobertura vegetal do Bioma Pampa. Porto Alegre, UFRGS Centro de Ecologia. 30 p. (Relatório técnico Ministério do Meio Ambiente: Secretaria de Biodiversidade e Florestas no âmbito do mapeamento da cobertura vegetal dos biomas brasileiros).
- Hoersch, B., Braun, G. & Schmidt, U. 2002. Relation between landform and vegetation in alpine regions of Wallis, Switzerland. A multiscale remote sensing and GIS approach. *Computers, Environment and Urban Systems* 26: 113-139.
- Hosmer, D. W. & Lemeshow, S. 1989. Applied Logistic Regression. John Wiley & Sons, Inc., USA.
- Hovestadt, T., Yao, P. & Lisenmayr, E. 1999. Seed dispersal mechanisms and the vegetation of forest island in a West-African forest-savanna mosaic (Comoé National Park, Ivory Coast). *Plant Ecology* 144: 1-25.

- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Folha SH. 22 Porto Alegre e parte da folha SH. 21 Uruguaiana e SI. 22 Lagoa Mirim. Rio de Janeiro, RJ: IBGE. VI. 33, [Projeto RADAMBRASIL] 1986. 791 p.
- Johnston, C. A., 1998. *Geographic Information Systems in Ecology (Methods in ecology)*. Blackwell Science, Oxford.
- Klein, R. M. 1976. Southern Brazilian phytogeographic features and the probable influence of upper Quaternary climatic changes in the floristic distribution. *Boletim Paranaense de Geociências* 33: 67-88, 1975.
- Lauer, W. 1981. Ecoclimatological conditions of the páramo belt in the tropical high mountains. *Mountain Research and Development* 1: 209–221.
- Machado, R. E. 2004. Padrões vegetacionais em capões de Floresta com Araucária no Planalto Nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil. 164 f. (Dissertação de Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Magnusson, W. E. & Mourão, G. 2005. Estatística sem matemática – A ligação entre as questões e a análise. Londrina: Planta, 138 p.
- Mast, J. N., Veblen, T. T. & Hodgson, M. E. 1997. Tree invasion with a pine/grassland ecotone: an approach with historic aerial photography and GIS modeling. *Forest Ecology Management* 93: 181-194.
- Moreno, J.A. Clima do Rio Grande do Sul. 1961. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura, 41 p.
- Müller, S. C. 2005. Padrões de espécies e tipos funcionais de plantas lenhosas em bordas de floresta e campo sob influência do fogo. 150 f. (Tese de Doutorado) - Departamento de Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Odum, E. 1985. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 434 p.
- Oliveira, J. M. & Pillar, V. D. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* 5: 197-202.
- Pearce, J. & Ferrier, S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling* 133: 225-245.
- Peeters, E. T. H. M. & Gardeniers, J. J. P. 1998. Logistic regression as a tool for defining habitat requirements of two common gammarids. *Freshwater Biology* 39: 605-615.
- Pillar, V. D. 2003. Dinâmica de expansão florestal em mosaicos de floresta e campos no sul do Brasil. In: CLAUDINO-SALES, V. (Ed.) *Ecossistemas brasileiros: manejo e conservação*. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, p. 209-216.
- Scholes, R. J. & Archer, S. R. 1997. Tree-grass interactions in savannas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 517-544.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F. J. 1981. *Biometry*. W.H. Freeman & Co., San Francisco, US.
- Trexler, J. C. & Travis, J. 1993. Nontraditional Regression Analyses. *Ecology* 74(6): 1629-1637.



- Valeriano, M. de M. 2007. Visualização de imagens topográficas. Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, INPE, p. 1377-1384.
- Valeriano, M. de M. 2008. Topodata: guia para utilização de dados geomorfométricos locais. São José dos Campos: INPE, 44p.
- Zinko, U., Seibert, J., Dynesius, M. & Nilsson, C. 2005. Plant Species Numbers Predicted by a Topography-based Groundwater Flow Index. *Ecosystems* 8: 430-441.

#### **4. Considerações finais**

Verificamos que os processos de expansão e fragmentação florestal levam à formação de padrões distintos de estrutura e contexto de manchas de floresta no Planalto das Araucárias. Assim, foi possível distinguir manchas florestais de fragmentos florestais, considerando os diferentes processos de gênese das manchas e utilizando métricas de paisagem em nível de manchas. Esse resultado evidencia que áreas florestais expostas a um contexto de maior pressão antrópica têm potencialmente maior chance de serem transformadas em fragmentos florestais. Também observamos que as características estruturais (área e forma) de manchas florestais provavelmente decorrem da influência do manejo do campo (fogo e gado) e dos mecanismos associados ao processo de formação de manchas na matriz campestre (nucleação florestal e avanço gradual a partir da borda).

O modelo de distribuição de manchas florestais não mostrou claramente que a ocorrência das manchas florestais seja uma resposta aos padrões de umidade do solo, mediados pelas características de paisagem avaliadas. A maior probabilidade de ocorrência de manchas florestais está associada aos locais de declividade suave, distantes de talwegues, distantes da floresta contínua e em terrenos orientados para o sul e o oeste. Como resultado, os locais de maior probabilidade de ocorrência de manchas florestais preditos pelo modelo concordaram em 64% com os locais de presença conhecida de manchas florestais no Planalto. Possivelmente, o padrão de distribuição de manchas florestais encontrado esteja evidenciando que os sítios de ocorrência de manchas florestais ocorrem ao longo de um espectro de variação ambiental amplo, o que explicaria a acurácia do modelo em função das características de paisagem analisadas.

Portanto, a presença de manchas florestais em matriz campestre não foi completamente explicada pelas hipóteses existentes na literatura. A distribuição de manchas florestais está particularmente relacionada com características de paisagem que favorecem a nucleação florestal. Porém, as hipóteses de Pillar (2003) e Klein (1976), em parte avaliadas neste estudo, não expressam explicitamente as diferenças de influência da paisagem, que eventualmente existam, em relação ao mecanismo de expansão por formação de núcleos no meio do campo, mas se referem ao processo de expansão florestal sobre campos em escala regional. As características de paisagem associadas à

topografia parecem ter maior influência sobre a presença de manchas florestais do que a proximidade da fonte de propágulos. Esse resultado sugere que, para prever a ocorrência de manchas florestais, considerando a influência de processos associados à dinâmica de populações sobre a formação de manchas florestais (como a distância da área fonte), é importante que também sejam incluídas variáveis relativas aos mecanismos locais de nucleação/expansão florestal e a interação destes com fatores de distúrbio (fogo e pastejo). No entanto, para compreender as condições ambientais que favorecem a formação de manchas florestais no campo em uma escala de paisagem é necessário considerar variáveis cujos efeitos se expressam em escalas mais abrangentes, como as variáveis topográficas.