

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ÉRICO EMED KAUANO

**CARACTERIZAÇÃO DA PAISAGEM E SUA INFLUÊNCIA SOBRE
COMUNIDADES VEGETAIS EM RESTAURAÇÃO NA REGIÃO DA
FLORESTA ATLÂNTICA NO LITORAL PARANAENSE**

CURITIBA

Fevereiro 2012

ÉRICO EMED KAUANO

**CARACTERIZAÇÃO DA PAIASAGEM E SUA INFLUÊNCIA SOBRE
COMUNIDADES VEGETAIS EM RESTAURAÇÃO NA REGIÃO DA
FLORESTA ATLÂNTICA NO LITORAL PARANAENSE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Ecologia e Conservação da
Universidade Federal do Paraná, como
requisito para a obtenção do título de Mestre

Orientador: Profa. Dra. Márcia C. M. Marques
Co-orientador: Prof. Dr. José Marcelo D.
Torezan

CURITIBA

Fevereiro 2012

AGRADECIMENTOS

À professora Márcia Cristina Mendes Marques, por me aceitar como seu aluno e oferecer a oportunidade de realizar este trabalho. E claro, pela paciência que teve comigo durante todo o período do mestrado até a finalização da dissertação.

Ao professor José Marcelo Domingues Torezan por me co-orientar e colaborar com a concepção dos métodos do estudo.

À Claudia Funi por me auxiliar nos caminhos do sensoriamento remoto, sistemas de informações geográficas e com os aplicativos de ecologia da paisagem, sem esta ajuda tudo ficaria muito mais difícil.

À Fernanda Gil Cardoso por coletar e tabular os dados de vegetação, pois, sem isso eu não teria como fazer as comparações entre paisagem e vegetação.

Ao pessoal da SPVS, Ricardo Miranda Brites, Carlinhos e a todos os outros que mantêm o funcionamento das Reservas Naturais do Rio Cachoeira e do Morro da Mina e os projetos de restauração.

A todos os companheiros do Laboratório de Ecologia Vegetal da UFPR, Ana Julia Donatti, Jana Magaly, Aline Danieli Silva, Fernanda Lima, Carol Yumi, Natacha Sobanski, prof. Isabela Varassin e a todo o resto da galera que sempre me ajudou com sua amizade nos momentos em que estive no laboratório.

Aos amigos Ricardo Pamplona, Ana Rigo e prof. Luiz Fernando Fávaro que sempre me ajudaram com boas idéias e pela força quando não sabia se mudava ou não para o Oiapoque e me aventurava pela Amazônia.

À Valéria Romeiro, sempre disposta a nos ajudar com a papelada do programa de pós-graduação, sem contar a paciência.

À Vivianne Eilers, moça linda que conheci lá no meio do mundo e agora esta sempre ao meu lado.

À minha mãe, meu pai, meus avós, e meus irmãos, pessoas que amo demais e a quem devo essa realização.

Sumário

Lista de figuras.....	i
Lista de tabelas.....	ii
Lista de Anexos	iii
Resumo	1
Abstract	2
1. Introdução Geral	3
1.2 Região de estudo	8
1.3 Objetivos Gerais.....	12
2. CAPÍTULO 1 - Estrutura da paisagem da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba.....	13
Resumo	14
2.1 Introdução	15
2.2 Área de estudo.....	16
2.3 Métodos	18
2.4 Resultados e discussão.....	20
3. CAPÍTULO 2 - Relações entre paisagem e vegetação em áreas de restauração	31
Resumo	32
3.1 Introdução	33
3.2 Área de estudo e método de restauração.....	34
3.3 Métodos	36
3.4 Resultados.....	37
3.5 Discussão	44
4. Conclusão Geral.....	47
5. Referências Bibliográficas.....	48
ANEXOS	54

Lista de figuras

Figura 1. 1: Localização da área de estudo no litoral norte do Paraná. a) APA de Guaraqueçaba e b) Bacias hidrográficas da Baía de Antonina e da Baía das Laranjeiras.....9

Figura 1.2: Localização da Reserva Natural do Morro da Mina e da Reserva Natural do Rio Cachoeira no litoral norte do Paraná. Composição RGB (bandas 5, 4 e 3) de mosaico de imagens LANDSAT-5-TM de 05/03/2009, órbita/ponto 220 /77 e 220/78.....10

Figura 2.1: Área de estudo no litoral norte do Paraná. a) APA de Guaraqueçaba, b) Bacias hidrográficas das Baías de Antonina e das Laranjeiras, c) imagem de satélite da região de estudo (composição RGB -bandas 5, 4 e 3- a partir de mosaico de imagens LANDSAT-5-TM de 05/03/2009, órbita/ponto 220 /77 e 220/78).17

Figura 2.2: Mapa de uso e cobertura do solo da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, litoral norte do Paraná.24

Figura 2.3: Mapa de uso e cobertura do solo do compartimento Encosta da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, litoral norte do Paraná.....27

Figura 2.4: Mapa de uso e cobertura do solo do compartimento Planície da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, litoral norte do Paraná.....28

Figura 3.1: Localização da Reserva Natural do Morro da Mina e da Reserva Natural do Rio Cachoeira e disposição das janelas de paisagem nos diferentes raios de avaliação (paisagem 200, 500 e 1000m). Composição RGB (bandas 5, 4 e 3) de mosaico de imagens LANDSAT-5-TM de 05/03/2009, órbita/ponto 220 /77 e 220/78.35

Figura 3.2: Regressões lineares entre a riqueza de espécies zoocóricas na paisagem com 500 metros de raio e a proporção de floresta madura (a), a distância da mancha de floresta madura mais próxima (b), a área da mancha de floresta madura mais próxima (c) e a proporção de floresta jovem (d).42

Figura 3.3: Regressões lineares entre a riqueza de espécies pioneiras na paisagem com 500 metros de raio e a proporção de floresta madura (a), a distância da mancha de floresta madura mais próxima (b), a área da mancha de floresta madura mais próxima (c) e a proporção de floresta jovem (d).43

Lista de tabelas

Tabela 2.1: Classes de uso e cobertura do solo e sua respectiva descrição, da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, litoral norte do Paraná.....	21
Tabela 2.2: Classes de uso e cobertura do solo e parâmetros da paisagem da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, litoral norte do Paraná.....	22
Tabela 2.3: Classes de uso e cobertura do solo e parâmetros da paisagem dos compartimentos Encosta e Planície, da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, litoral norte do Paraná. ..	25
Tabela 3.1: Caracterização da paisagem e descritores da comunidade vegetal em restauração nos diferentes raios de paisagem avaliados, no sul do Brasil.	38
Tabela 3.2: Correlação de Spearman (r_s) entre as variáveis da paisagem e as variáveis da comunidade vegetal.....	40

Lista de Anexos

Anexo 1 - Variáveis da comunidade vegetal nas parcelas avaliadas no litoral do Paraná.....54

Anexo 2 - Parâmetros da paisagem nos diferentes raios de avaliação (200, 500, 1000m), no litoral do Paraná.57

Resumo

A Floresta Atlântica é um dos biomas de maior biodiversidade do mundo e por isso sua conservação é extremamente importante. Atualmente, apresenta-se muito fragmentada sendo que os remanescentes representam menos de 10% da área original. O litoral norte do estado do Paraná é uma das regiões com a maior cobertura de remanescentes da Floresta Atlântica e neste contexto, trabalhos que avaliem o grau de conservação e degradação de sua paisagem são de grande relevância. A paisagem pode ser considerada como um dos elementos fundamentais para a restauração ecológica, pois o contexto geográfico onde as áreas degradadas estão inseridas pode influenciar de várias maneiras os processos e interações ecológicas envolvidos na restauração. O presente trabalho teve como objetivo analisar como a paisagem regional influencia a restauração da Floresta Atlântica no litoral norte do Paraná. Foram avaliados a estrutura da paisagem da Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaraqueçaba (capítulo 1) e as relações entre as métricas de paisagem e a comunidade vegetal em áreas de restauração (capítulo 2). Os resultados mostraram que a APA de Guaraqueçaba possui pouca alteração em sua cobertura florestal (68% de florestas avançada) e que boa parte das áreas alteradas está localizada na planície litorânea. Também foi verificado que a quantidade e qualidade dos habitats naturais e distância destes em relação às parcelas de avaliação tem uma forte relação com a riqueza, abundância absoluta, e área basal da vegetação das áreas de restauração. Os resultados do trabalho demonstram a importância do litoral norte do Paraná para a manutenção da biodiversidade da Floresta Atlântica e como uma área prioritária para a conservação da natureza.

Palavras chave: Floresta atlântica, fragmentação, restauração ecológica, paisagem

Abstract

(Fragmentation and restoration of Atlantic Forest in the coast of Paraná state) The Atlantic Forest is one of the biomes of greater biodiversity in the world and where conservation is extremely important. Currently, the biome has a great fragmentation and has a very reduced area in relation to its original covering (>10 %). The northern coast of Parana state is one of the regions with the greatest coverage of Atlantic Forest. Thus works assessing the conservation and degradation status of its landscape are of great importance. The landscape can be considered as one of the key elements for the ecological restoration, because the geographical context where the degraded areas are inserted may influence of the various ways the processes and ecological interactions involved in the restoration. This dissertation had the purpose to analyze issues relating to the fragmentation and restoration of Atlantic Forest on the north coast of Paraná by evaluating the structure of the landscape of the Area of Environmental Protection of Guaraqueçaba (APA Guaraqueçaba), north shore of the state of Paraná (chapter 1) and analyzing the relationships between landscape and plant community in areas of restoration of Atlantic Forest (chapter 2). The results showed that the APA - Guaraqueçaba has little changes in its formally forest cover (68% of advnced forests) and that the greater part of altered areas is located in coastal plain. It was also found that the quantity and quality of natural habitats and distance of these in relation to the plots of evaluation has a strong relationship with the species richness, abundance, and the basal area of vegetation in restoration areas. The results of the study show the importance of the northern coast of the Paraná state for the maintenance of the biodiversity of the Atlantic Forest and as a priority area for the nature conservation.

Key words: Atlantic forest, fragmentation, restoration ecology, landscape.

1. Introdução Geral

A Floresta Atlântica brasileira é um dos biomas mais importantes para a conservação da biodiversidade do planeta, com 8.000 espécies de plantas e 654 espécies de vertebrados endêmicos. De acordo com a lei da Mata Atlântica (Lei 11.428/2006; Brasil 2006) este bioma compreende a Floresta Ombrófila Densa Atlântica, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual, bem como os manguezais, as vegetações de restingas, campos de altitude, brejos interioranos e encaves florestais do Nordeste. No entanto, de uma área total de 1.227.600 km² de vegetação primária restam apenas 91.930 km² (Myers *et al.* 2000). Do total de áreas remanescentes (entre 11 e 16% da cobertura original), apenas 9% estão protegidas em unidades de conservação e apenas 1% correspondem a áreas de floresta original (Ribeiro *et al.* 2009). No Paraná, a área do bioma representava originalmente 97% do estado, e hoje, apresenta apenas 10% de remanescentes (SOS Mata Atlântica & INPE 2008). Esta mudança na área de cobertura da Mata Atlântica no estado deve-se, em parte, pelo grande contraste entre as riquezas ambientais e culturais e os graves problemas sociais que culminam com níveis crescentes de degradação de seus recursos naturais (Borsatto *et al.* 2007).

A degradação da Floresta Atlântica causa mudanças significativas na composição de espécies vegetais, principalmente a diminuição da quantidade de espécies endêmicas não pioneiras, zoocóricas e de sub-bosque, que estão diretamente relacionadas a áreas de maior integridade e desenvolvimento. Esta drástica alteração causa mudanças que levam em torno de 100 a 4000 anos para serem re-estabelecidas (Liebsch *et al.* 2008). Em relação à fauna, a quantidade de cobertura florestal está diretamente relacionada com a diversidade e abundância de mamíferos encontrados em paisagens da Floresta Atlântica. De uma maneira geral quanto maior a cobertura maior a quantidade e abundância de espécies florestais especialistas e quanto menor a cobertura, maior a quantidade e abundância de espécies generalistas, o que indica a diminuição da capacidade de resiliência do ecossistema à medida que a quantidade de floresta diminui na paisagem (Pardini *et al.* 2010).

A fragmentação pode ser entendida como a divisão de ecossistemas ou áreas de habitat em unidades de paisagem (manchas) menores e menos conectadas, resultante de causas naturais ou pela ação humana (Didier & Thomson 2007). É normalmente definida como um processo na

escala da paisagem que envolve a perda de habitats e a quebra da conexão entre os habitats remanescentes (Fahrig 2003). A fragmentação resulta em quatro efeitos sobre os padrões de habitat: a) redução da quantidade de habitats, b) aumento do número de manchas de habitats, c) diminuição do tamanho das manchas de habitats, e d) aumento do isolamento das manchas (Fahrig 2003). Os fragmentos também são afetados por problemas como o efeito de borda, a distância entre os fragmentos, o tamanho e forma do fragmento e o tipo de matriz circundante (Cerqueira *et al.* 2003).

Por ser um fenômeno avaliado sob um ponto de vista espacial e muitas vezes ser abordado em uma escala regional, a fragmentação está intimamente relacionada com a teoria da biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson 1967), bem como, com questões referentes às metapopulações (Hanski & Gaggiotti 2004). A geometria e tamanho dos fragmentos existentes na paisagem e a proximidade entre eles possuem uma grande influência no fluxo, dispersão e diversidade de organismos. Neste sentido, fragmentos de habitats remanescentes são considerados análogos a ilhas e a área criada entre os fragmentos é análoga ao oceano (Jules & Shahani 2003).

Uma abordagem possível da fragmentação em uma escala regional é proporcionada pela “ecologia paisagem”, que envolve o estudo do padrão apresentado por uma paisagem, as interações entre os elementos que a constituem e os padrões de mudança com o decorrer do tempo (Mcgarigal & Marks 1995). O termo ecologia da paisagem foi cunhado por Troll, em 1939, com a intenção de incentivar uma colaboração entre a Geografia e a Ecologia, combinando, na prática, a aproximação “horizontal” do geógrafo pelo exame da interação espacial dos fenômenos, com a aproximação “vertical” dos ecólogos, pelo estudo das interações funcionais de um dado lugar, ou “ecótopo” (Nucci 2007). Assim, a ecologia da paisagem pode ser considerada como uma combinação de uma análise espacial da geografia com um estudo funcional da ecologia (Metzger 2001).

Paisagem pode ser entendida como um conjunto de unidades interativas (ecossistemas, tipos de cobertura vegetal, usos da terra) delimitado por características geomorfológicas comuns e/ou histórico de ocupação ou perturbação semelhante (Metzger 2003). Neste conjunto de unidades interativas destacam-se a matriz, as manchas e os corredores, que são considerados os constituintes fundamentais da estrutura da paisagem. A matriz é o elemento que controla a dinâmica da paisagem e pode ser considerada como o elemento que cobre a maior parte da

paisagem (elemento de maior recobrimento espacial) ou o que possui o maior grau de conexão em sua área (elemento com o menor grau de fragmentação). Pode ser compreendida como o conjunto de unidades de não-habitat para uma determinada comunidade ou espécie estudada (Metzger 2001).

A qualidade da matriz tem um papel fundamental em muitos mecanismos e interações ecológicas, podendo influenciar diretamente a viabilidade de polinizadores, os serviços da polinização, gerar impactos sobre a herbivoria e populações de herbívoros e afetar, ainda, a predação e dispersão de sementes (Jules & Shahani 2003).

Manchas são áreas homogêneas (numa dada escala) com extensões reduzidas e não lineares de uma determinada paisagem que se distinguem das unidades vizinhas (Metzger 2001). Do ponto de vista ecológico, manchas representam áreas relativamente discretas (domínio espacial) ou períodos (domínio temporal) de condições ambientais relativamente homogêneas. Os limites da mancha são distinguidos por descontinuidades no estado ambiental de um caráter em relação a seus arredores na magnitude que são percebidas ou sua relevância para o organismo ou fenômeno ecológico considerado (Mcgarigal & Marks 1995).

Os corredores são áreas homogêneas de uma paisagem que se distinguem das unidades vizinhas e que apresentam disposição espacial linear (Metzger 2003). São também definidos em relação a sua estrutura ou a sua função, constituindo os chamados corredores estruturais e corredores funcionais (Mcgarigal & Marks 1995). De maneira geral, a ecologia da paisagem avalia três características principais de uma área geográfica: a *estrutura*, que é o relacionamento espacial entre os elementos presentes, mais especificamente a distribuição de energia, materiais e espécies em relação ao tamanho, número, tipos e configurações dos ecossistemas; a *função*, que são as interações entre os elementos, ou seja, o fluxo de energia, materiais e espécies entre os componentes do ecossistema; e a *mudança*, que é a alteração da estrutura e função ao longo do tempo (Mcgarigal & Marks 1995).

Análises da paisagem podem ser realizadas em diferentes níveis de resolução espacial: individual, mancha, mosaico, e paisagem. O nível individual considera espécies individualmente (plantas, animais) ou objetos (casas, pontes, etc.), o nível de manchas analisa uma unidade espacial específica como um fragmento florestal ou uma clareira, o nível de mosaicos analisa uma área selecionada por um determinado objetivo e utilizando alguma técnica de amostragem,

onde, duas ou mais manchas estão incluídas. O nível de paisagem avalia um mosaico de manchas em uma região específica (Farina 2006).

Ao longo dos anos muitas métricas para o estudo da estrutura da paisagem vêm sendo desenvolvidas (Mcgarigal & Marks 1995, Lang & Blaschke 2007). A análise da estrutura com o auxílio destas métricas, podem ocorrer no nível de mancha, classe e paisagem e muitas vezes as características espaciais e estruturais medidas em um determinado nível podem ser utilizadas para uma caracterização do nível imediatamente superior. As métricas relativas a manchas descrevem as características geométricas de manchas individuais, as métricas relativas às classes fazem um resumo de todas as manchas de uma determinada classe, bem como a configuração deste conjunto e as métricas relativas à paisagem avaliam toda a paisagem.

Turner *et al.* (2001) dividem as métricas de paisagem em três categorias: métricas de composição da paisagem, medidas de configuração espacial e análise fractal. As métricas que quantificam a composição não possuem uma espacialidade explícita, elas mensuram o que está presente na paisagem, suas quantidades e proporções, mas não fazem referência a sua localização. Entre estas métricas podem ser citadas a área ou proporção ocupada por determinada classe de uso do solo, a riqueza, a diversidade, a dominância existente na paisagem e a conectividade entre manchas de habitat. A configuração espacial mensura o arranjo dos diferentes elementos existentes em uma paisagem e é muito importante para uma avaliação da disponibilidade de habitats de uma região, considerando que diferentes configurações levam a diferentes formas de utilização e distribuição de espécies de animais e vegetais (Farina 2006). Entre estas métricas estão o contágio, a área da mancha, o perímetro da mancha, a conectividade, o índice de proximidade (Turner *et al.* 2001) e outras métricas de distância como a distância do vizinho mais próximo e a área do vizinho mais próximo (Mcgarigal & Marks 1995).

A palavra fractal descreve um objeto geométrico que pode ser dividido em partes e cada uma das partes é semelhante ao objeto original, desta maneira a forma apresentada pode ser observada em qualquer escala espacial, a geometria fractal traz uma nova perspectiva para o estudo da complexidade e dinâmica da paisagem através de diferentes escalas (Farina 2006). A essência da análise fractal é o reconhecimento de que, para muitos fenômenos, a quantidade de detalhes que podem ser observados é uma função da escala e uma conclusão importante deste tipo de análise é que com o aumento da resolução não ocorre um aumento de precisão, mas revela a variação que não podia ser observada antes (Turner *et al.* 2001).

O desenvolvimento tecnológico tem contribuído para o desenvolvimento da ecologia da paisagem, principalmente os grandes avanços dos computadores, a facilidade de acesso aos dados de sensoriamento remoto (como as imagens de satélite) e o desenvolvimento de *softwares* para o armazenamento, manipulação e visualização de dados espaciais (Sistemas de Informações Geográficas - SIG) (Turner *et al.* 2001). Atualmente, os SIG's e o Sensoriamento Remoto são ferramentas fundamentais para a análise, planejamento e gestão da paisagem (Farina 2006, Lang & Blaschke 2007)

Com a constante fragmentação observada sobre os ambientes naturais, se torna necessária a aplicação de amplas medidas de conservação. Entre estas medidas, está a restauração ecológica, que pode proporcionar um benefício significativo aos ecossistemas, possibilitando um aumento das áreas naturais, a ligação entre remanescentes, o restabelecimento de processos ecológicos, entre outros fatores (Kageyama & Gandara 2003). A restauração ecológica pode ser definida como o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema degradado, danificado ou destruído que dá início ou acelera a recuperação de um determinado ecossistema com relação a sua forma, função e sustentabilidade. O ecossistema é considerado recuperado (ou restaurado), quando apresenta uma quantidade suficiente de recursos bióticos e abióticos que proporcionem a continuidade de seu desenvolvimento sem ajuda ou subsídio adicional e com condições de se manter tanto estrutural como funcionalmente (SER 2004). É uma tentativa de fazer com que um sistema retorne a uma condição passada, ou seja, fazer com que volte a apresentar as características anteriores às existentes antes de um distúrbio (Palmer *et al.* 2006).

Os programas de restauração tradicionalmente executados no Brasil podem comprometer o modelo de conservação *in situ*, pois, muitas vezes possuem a) uma visão fortemente silvicultural, com uso quase que exclusivo de espécies arbóreas; b) utilização de espécies exóticas, propiciando a invasão biológica local e potencializando a degradação; c) tecnologias muito caras, inviabilizando pequenos projetos que efetivamente restaurem a biodiversidade através de processos naturais de sucessão (Reis *et al.* 2003). Apesar disto, o conhecimento sobre a ecologia florestal formulado ao longo das últimas décadas, principalmente sobre a ecologia de populações e a ecologia de comunidades, tem influenciado fortemente a definição das ações de restauração ecológica, além de serem consideradas muito apropriadas para testar as teorias ecológicas na prática (Young *et al.* 2005).

De maneira geral, a recuperação de ecossistemas degradados pode ocorrer por processos naturais (regeneração natural) ou por implantação de modelos de plantio de mudas, nucleação ou adensamento da vegetação (restauração ecológica), sendo a opção por um ou outro modelo dependente de inúmeros fatores que interferem no grau de resiliência do ecossistema. Geralmente, mais de um modelo ou um conjunto de técnicas podem ser aplicáveis para uma mesma situação (Reis *et al.* 2003, Lamb *et al.* 2005, Rodrigues *et al.* 2009)

Existe uma intrincada relação entre a restauração ecológica e a ecologia da paisagem. Por um lado a ecologia da paisagem pode utilizar informações provenientes de projetos de restauração para testar questões relacionadas à função de habitats e à fragmentação. Por outro lado, os esforços de restauração podem se beneficiar das características quantitativas e preditivas da ecologia da paisagem, bem como dos seus conceitos, técnicas e pelo desenvolvimento de novas tecnologias (Bell *et al.* 1997).

1.2 Região de estudo

A região norte do litoral do estado do Paraná compreende a Área de Proteção Ambiental “Federal” (APA) de Guaraqueçaba, a qual se sobrepõe quase totalmente às bacias hidrográficas da Baía de Antonina e da Baía das Laranjeiras (Figura 1). Abrange todo o município de Guaraqueçaba e parte dos municípios de Antonina, Morretes, Paranaguá e Campina Grande do Sul, possuindo uma área total de 3.499,71 km² (APA de Guaraqueçaba = 3.143 km², Bacia hidrográfica da Baía das Laranjeiras = 1.443 km², Bacia hidrográfica da Baía de Antonina = 1.000 km²).

A APA de Guaraqueçaba foi implantada pelo decreto nº 90.883 de 31 de janeiro de 1985 (BRASIL 1985) e tem como objetivos proteger a Floresta Atlântica, o complexo estuarino das baías, os sítios arqueológicos encontrados na região (principalmente sambaquis), as comunidades tradicionais (caiçaras) integradas ao ecossistema regional, bem como controlar o uso de agrotóxicos e demais substâncias químicas e estabelecer critérios racionais de uso do solo na região. Esta região possui ainda outras categorias de unidades de conservação próximas ou sobrepostas (Grise 2008) o que, junto com o litoral sul de São Paulo, forma um grande mosaico de áreas protegidas (BRASIL 2006).

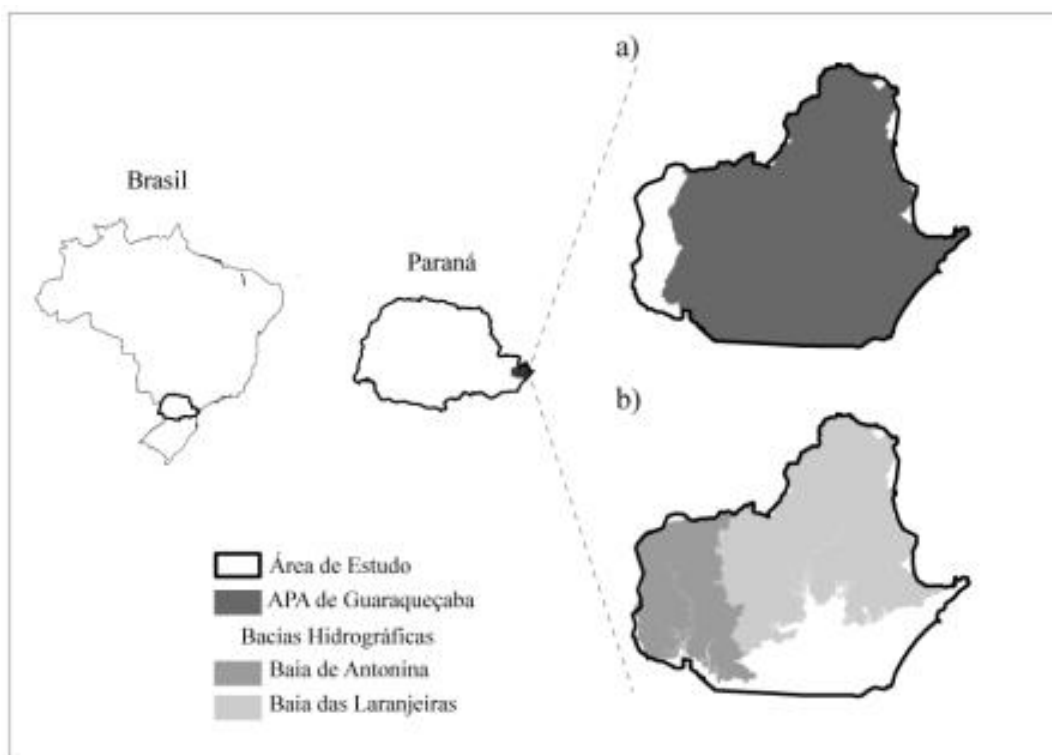


Figura 1. 1: Localização da área de estudo no litoral norte do Paraná. a) APA de Guaraqueçaba e b) Bacias hidrográficas da Baía de Antonina e da Baía das Laranjeiras.

Inserida na APA de Guaraqueçaba estão duas unidades de conservação, a Reserva Natural do Cachoeira e a Reserva Natural do Morro da Mina, que são de propriedade privada da Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS), uma organização da sociedade civil sem fins lucrativos, que tem como missão conservar a biodiversidade da Floresta Atlântica. As reservas e seu entorno sofreram exploração seletiva de madeira e desmatamento principalmente nas planícies para instalação de pastagens e culturas agrícolas, mas ainda mantém a maior parte de sua área florestada. Devido a esta degradação, projetos de restauração ecológica vêm sendo desenvolvidos desde 1999, através de técnicas de regeneração natural e reflorestamento com espécies nativas, que têm como objetivos a recuperação da biodiversidade e o sequestro de carbono (Ferreti & Britez, 2006).

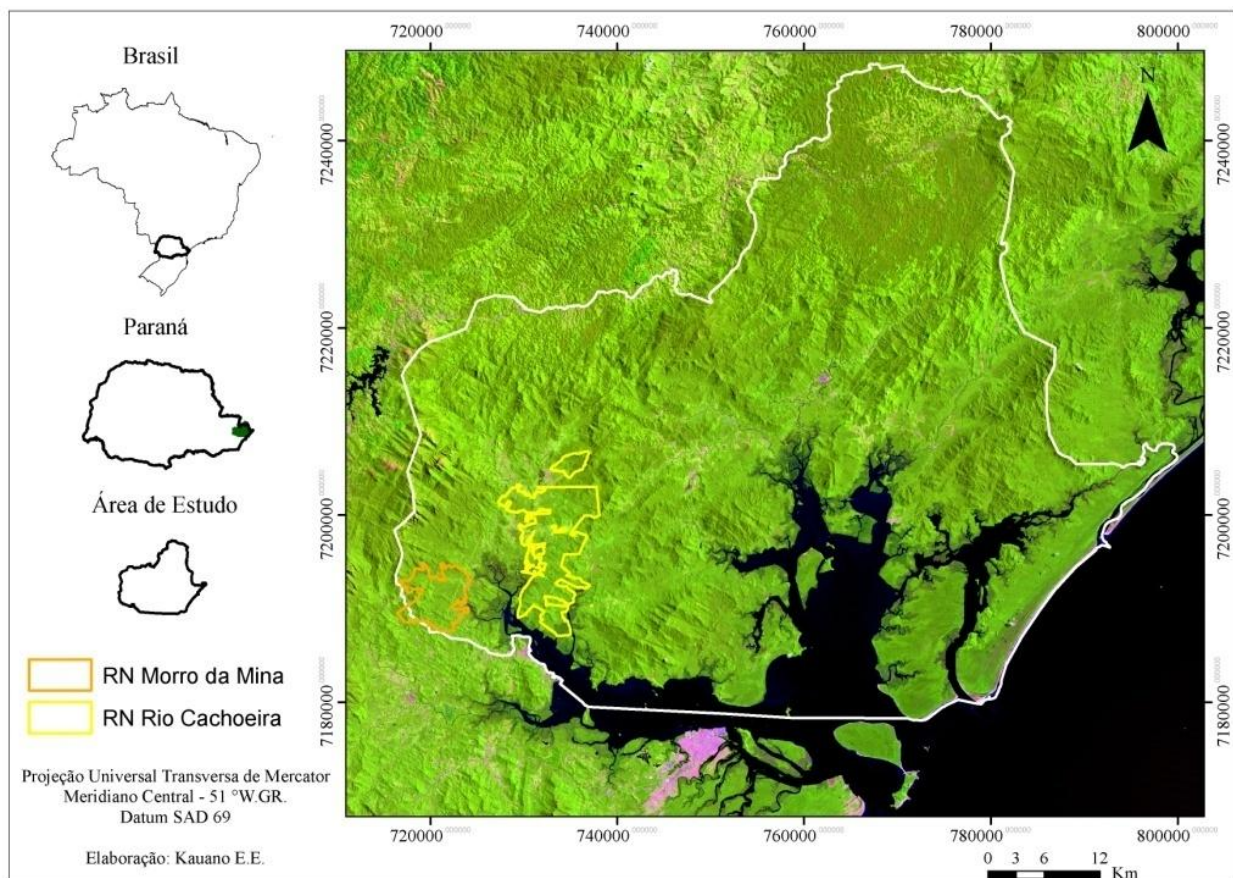


Figura 1.2: Localização da Reserva Natural do Morro da Mina e da Reserva Natural do Rio Cachoeira no litoral norte do Paraná. Composição RGB (bandas 5, 4 e 3) de mosaico de imagens LANDSAT-5-TM de 05/03/2009, órbita/ponto 220 /77 e 220/78.

O mapeamento geomorfológico do estado do Paraná indica três unidades geomorfológicas para a área de estudo: planícies, serra do mar e primeiro planalto paranaense (Santos *et al.* 2006). A planície litorânea possui de 10 a 20 km de largura e é constituída de formações arenosas, paludais terrestres e paludais marinhas e nas proximidades do complexo cristalino por terrenos de aluviões terrestres. A altitude em sua maior extensão varia de 0 a 10 m sobre o nível do mar e em locais mais interiores atinge 20 m. Ao leste, sua borda encontra o oceano atlântico e ao oeste, a Serra do Mar (Bigarella 2001). A Serra do Mar é um conjunto de escarpas que se estende do Rio de Janeiro ao norte de Santa Catarina e no Paraná configura uma cadeia de montanhas com elevações de até aproximadamente 1.800 m de altitude (Almeida & Carneiro 1998).

O clima característico das encostas da região de estudo é o subtropical úmido mesotérmico (Cfa) de Köppen, no qual o mês mais frio tem a temperatura média inferior a 18°C, porém superior a -3°C e o mais quente apresenta temperatura média superior a 22°C. A região está sujeita a geadas pouco frequentes e há precipitações regulares todos os meses, entre 3300mm e 3450mm anuais, sem estação seca definida (SPVS 2006). Na planície o clima é considerado do tipo Af(t) de Köppen, pluvial tropical, com temperatura média do mês mais frio superior a 18°C, sempre úmido, livre de geadas e com precipitações anuais variando entre 2.000 a 3.500mm (SPVS 2006).

A rede de drenagem da região apresenta um padrão dendrítico, sendo os principais rios de origem na encosta, com alto declive e vales encaixados. O curso inferior dos rios, localizados na planície, possuem normalmente amplo vale de fundo chato e padrão de canal meandrante (SPVS 2006).

Os solos da planície litorânea são, principalmente, Associação Podzol com A hístico + Podzol com A moderado (Espodosolos), Solos Hidromórficos Gleizados Indiscriminados (Gleissolos) e Solos Indiscriminados de Mangue (Neossolos Flúvicos Sódicos). Nos morros isolados e cadeias de elevações, predominam o Latossolo Vermelho-Amarelo Álico, o Podzólico (Argissolo) Vermelho-Amarelo Álico e o Cambissolo Álico e Distrófico substrato migmatitos ou gnaisses. Nas partes mais íngremes e altas das serras ocorrem os Solos Litólicos (Neossolo litólico) e em locais abaciados, com presença permanente de água, ocorrem os Solos Orgânicos ou Organossolos (SPVS 2006).

A vegetação está inserida no domínio da Floresta Atlântica e tem como formações vegetacionais a Floresta Ombrófila Densa Montana, Floresta Ombrófila Densa Submontana, Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas, Floresta Ombrófila Densa Aluvial, Formações Pioneiras de Influência Fluvial, Formações Pioneiras de Influência Fluviomarinhas e Formações Pioneiras de Influência Marinha (IBGE 1992, PROATLÂNTICA 2001, Roderjan *et al.* 2002).

O litoral norte do Paraná não ficou de fora quanto ao histórico de degradação da Floresta Atlântica e apesar de possuir uma grande área verde, principalmente devido às características do relevo de sua porção serrana, tem antecedentes de ocupação desordenada de seu território. A exploração se deu em grande parte pela retirada da floresta seguida da formação de pastagens para bubalinocultura e atualmente ainda existem pressões extrativistas, onde se destaca a constante exploração ilegal do palmito jussara (*Euterpe edulis*).

A constante degradação da Floresta Atlântica e os múltiplos benefícios proporcionados pela floresta demonstram a pertinência na realização de estudos ecológicos na sua região de ocorrência, principalmente quando ainda é possível verificar uma grande pressão sobre seus remanescentes. Assim, estudos de ecologia da paisagem que buscam subsidiar a restauração da Floresta Atlântica em uma escala regional são fundamentais, não só para o desenvolvimento científico, mas também para auxiliar o desenvolvimento de técnicas de restauração mais eficazes.

1.3 Objetivos Gerais

O presente trabalho teve como objetivo analisar como a paisagem regional influencia o processo da restauração da Floresta Atlântica no litoral norte do Paraná. O trabalho foi dividido em dois capítulos, sendo que o capítulo 1 caracteriza a paisagem da região da APA de Guaraqueçaba sob o ponto de vista ecológico e compara a paisagem da planície litorânea com a paisagem da encosta. A abordagem é regional e descritiva e teve como principal objetivo avaliar a quantidade de florestas e áreas alteradas existentes. O capítulo 2 analisa a influência que algumas características da paisagem podem exercer sobre o desenvolvimento de comunidades vegetais em áreas de restauração ecológica localizadas nas Reservas Naturais do Rio Cachoeira e Morro da Mina. O principal objetivo é avaliar se há relação entre as comunidades vegetais e a quantidade e a qualidade de habitats existente ao seu redor. Os dois capítulos foram formatados como artigos científicos a serem submetidos, respectivamente, às revistas *Biota Neotropica* e *Restoration Ecology*. O documento todo segue uma mesma formatação bibliográfica (de acordo com normas de *Restoration Ecology*) para manter uma padronização estética.

2. CAPÍTULO 1

**Estrutura da paisagem da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba,
litoral norte do Paraná**

Resumo

A região onde está localizada a Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba (APA de Guaraqueçaba) possui uma das maiores áreas remanescentes da Floresta Atlântica brasileira. O presente estudo teve como objetivo caracterizar a estrutura da paisagem desta região verificando as quantidades relativas de florestas e áreas alteradas bem como as diferenças entre a estrutura da planície litorânea e da encosta. Por meio de classificação supervisionada de um mosaico de imagens de satélite LANDSAT-5-TM (de 05/03/2009) foi elaborado um mapa na escala de 1:75.000 com 7 classes de uso e cobertura do solo: Água, Floresta madura, Floresta jovem, Manguezais, Pastagens/Campo, Áreas antrópicas/Solo exposto e Praia. Posteriormente o mapa foi dividido em dois compartimentos (planície e encosta) e foi calculado o número de manchas, a área das classes (ha), a proporção da área das classes e a área média das manchas. Considerando a área total da APA, a Floresta madura foi a classe mais representativa, ocupando a maior parte da região; as áreas antrópicas e de solo exposto compreenderam menos de 1% da área total e as áreas de pastagens e campos 4%. Avaliando-se apenas as áreas terrestres (remoção da classe Água), observa-se uma diferente distribuição das classes nos compartimentos encosta e planície, sendo que a área total da paisagem de encosta é aproximadamente duas vezes maior que a paisagem da planície. As áreas ocupadas pelas classes de Pastagens/campos e de Áreas antrópicas/solo exposto ocorrem em maior proporção no compartimento Planície do que no compartimento Encosta (10% e 3,9%, respectivamente). Pode-se concluir que a matriz da paisagem da região é florestal e que existe uma maior alteração da paisagem natural na planície litorânea. A maior parte da região mantém ecossistemas em bom estado de conservação, o que demonstra a importância do litoral norte do Paraná para a manutenção da biodiversidade da Floresta Atlântica.

Palavras chave: Floresta atlântica, APA de Guaraqueçaba, uso do solo, estrutura da paisagem, Baía das Laranjeiras, Baía de Antonina.

2.1 Introdução

A Floresta Atlântica é uma das regiões com maiores taxas de biodiversidade e endemismo do mundo (Myers *et al.* 2000), mas com um longo histórico de degradação (Dean 1995). Estima-se que restam entre 11 e 16% da cobertura original deste bioma, dos quais somente 9% estão protegidos em unidades de conservação e apenas 1% são de floresta original (Ribeiro *et al.* 2009). Os remanescentes florestais, no geral, estão muito distantes uns dos outros e possuem um pequeno tamanho (<50 ha), o que caracteriza uma grande fragmentação deste importante ambiente.

A área do bioma da Floresta Atlântica no Paraná representava originalmente 97% do estado e, atualmente, apresenta apenas 10% de remanescentes florestais (SOS Mata Atlântica & INPE 2008). Esta grande alteração na área de cobertura deve-se, em parte, pelo grande contraste entre as riquezas ambientais e culturais e os graves problemas sociais que culminaram com níveis crescentes de degradação de seus recursos naturais (Borsatto *et al.* 2007). No litoral norte do Paraná, embora extensas áreas de florestas ainda sejam mantidas, principalmente devido às características do relevo, antecedentes de ocupação desordenada alteraram sensivelmente a região e levaram a diferentes níveis de degradação (SPVS 2006). A região sofreu exploração seletiva de madeira e desmatamento principalmente nas planícies para instalação de pastagens e culturas agrícolas (Ferretti & Britez 2006).

A Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba (APA de Guaraqueçaba) foi implantada pelo decreto nº 90.883 de 31 de janeiro de 1985 (BRASIL 1985) e tem como objetivos proteger a Floresta Atlântica, o complexo estuarino da Baía de Paranaguá, os sítios arqueológicos encontrados na região (principalmente sambaquis), as comunidades tradicionais (caiçaras) integradas ao ecossistema regional, bem como controlar o uso de agrotóxicos e demais substâncias químicas e estabelecer critérios racionais de uso do solo na região. Nesta região há ainda outras categorias de unidades de conservação próximas ou sobrepostas (Grise 2008) o que, junto com o litoral sul de São Paulo forma um grande mosaico de áreas protegidas (BRASIL 2006).

Alguns trabalhos foram realizados no sentido de se avaliar mais especificamente o uso e cobertura do solo da região (IPARDES 1990, IPARDES 2001, PROATLÂNTICA 2001,

Schmidlin & Britez 2002, Grise 2008), mas cada um deles possui uma abordagem específica e objetivos distintos. Os levantamentos também possuem escalas e técnicas de mapeamento diferentes. Estas diferenças, por um lado, geram certo grau de dificuldade para a realização de comparações entre os trabalhos, mas por outro, as diferentes abordagens se complementam no sentido de proporcionar um maior entendimento da paisagem regional.

O presente estudo teve como objetivo caracterizar a estrutura da paisagem da APA de Guaraqueçaba, litoral norte do Paraná, por meio da avaliação do uso e cobertura do solo da região e comparação da paisagem da planície litorânea com a encosta que caracteriza a Serra do Mar. Buscou-se avaliar a quantidade de florestas e áreas alteradas existentes na região como um todo e verificar se variam na planície e na encosta, visando subsidiar planos de conservação e manejo desta importante região natural do país.

2.2 Área de estudo

O estudo foi realizado no litoral norte do estado do Paraná, em uma área que abrange a Área de Proteção Ambiental Federal de Guaraqueçaba (APA de Guaraqueçaba), a bacia hidrográfica da Baía de Antonina e a bacia hidrográfica da Baía das Laranjeiras. As áreas destas duas bacias coincidem, aproximadamente, com a área da APA de Guaraqueçaba (Figura 2.1). Com o propósito de dar um mesmo tratamento a esta região, as áreas das bacias e da APA de Guaraqueçaba foram fundidas, considerando-se o maior contorno, e analisadas em conjunto quanto às características da paisagem.

Em termos geomorfológicos, a região apresenta áreas de planícies, encostas (Serra do Mar) e primeiro planalto paranaense (Santos *et al.* 2006). A planície litorânea possui de 10 a 20 km de largura e é constituída de formações arenosas, paludais terrestres e paludais marinhas e nas proximidades do complexo cristalino por terrenos de aluviões terrestres. A altitude em sua maior extensão está entre 0 a 10 m sobre o nível do mar e em locais mais interiores atinge 20 m. Ao leste, sua borda encontra o oceano atlântico e, ao oeste, a Serra do Mar (Bigarella 2001). A Serra do Mar, no Paraná, configura uma cadeia de montanhas com elevações de até aproximadamente 1.800 m de altitude (Almeida & Carneiro 1998).

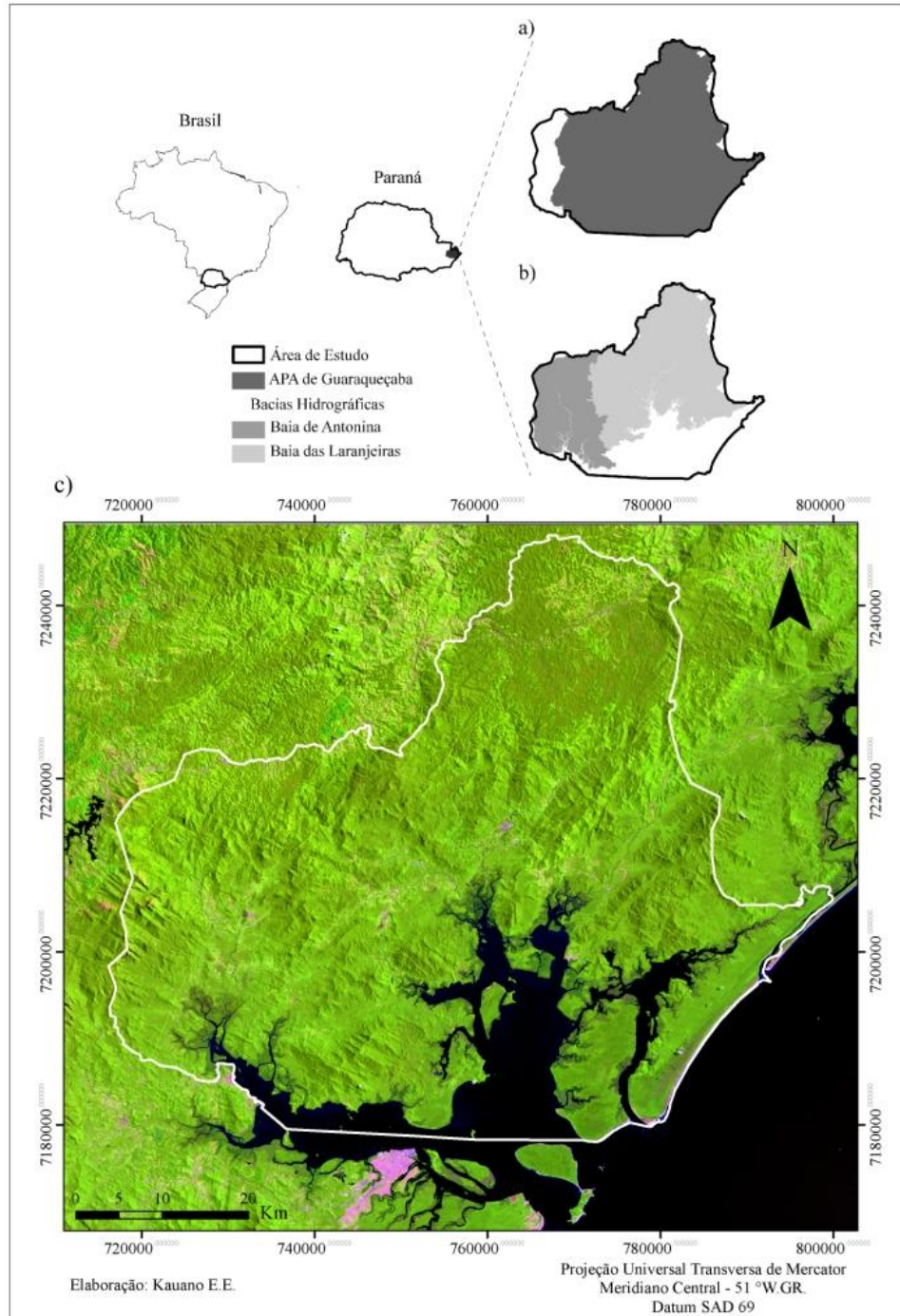


Figura 2.1: Área de estudo no litoral norte do Paraná. a) APA de Guaraqueçaba, b) Bacias hidrográficas das Baías de Antonina e das Laranjeiras, c) imagem de satélite da região de estudo (composição RGB -bandas 5, 4 e 3- a partir de mosaico de imagens LANDSAT-5-TM de 05/03/2009, órbita/ponto 220 /77 e 220/78).

O clima característico das encostas, conforme Köeppen, é o subtropical úmido mesotérmico (Cfa), no qual o mês mais frio tem a temperatura média inferior a 18°C, porém superior a -3°C e o mais quente apresenta temperatura média superior a 22°C. A região está sujeita a geadas pouco frequentes e há precipitações regulares todos os meses (entre 3300mm e 3450mm anuais), sem apresentar estação seca definida (SPVS 2006). Na planície, segundo a classificação de Köeppen, o clima é considerado do tipo Af(t), pluvial tropical, com temperatura média do mês mais frio superior a 18°C, sempre úmido, livre de geadas e com precipitações anuais entre 2.000 a 3.500mm (SPVS 2006).

A rede de drenagem da região apresenta um padrão dendrítico, sendo os principais rios de origem na encosta, com alto declive e vales encaixados. O curso inferior dos rios, localizados na planície, possuem normalmente amplo vale de fundo chato e padrão de canal meandrante (SPVS 2006).

A vegetação está inserida no domínio da Floresta Atlântica e tem como formações vegetacionais a Floresta Ombrófila Densa Montana, Floresta Ombrófila Densa Submontana, Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas, Floresta Ombrófila Densa Aluvial, Formações Pioneiras de Influência Fluvial, Formações Pioneiras de Influência Fluviomarinhas e Formações Pioneiras de Influência Marinhas (IBGE 1992, PROATLÂNTICA 2001, Roderjan *et al.* 2002).

2.3 Métodos

Obtenção e tratamento das imagens: Para compor o mapa da região, foram utilizadas diferentes informações obtidas de fontes diversas: 1) imagens de satélite LANDSAT-5-TM (de 05/03/2009, órbita/ponto 220 /77 e 220/78 e 30m de resolução espacial) obtidas a partir do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE 2009); 2) imagens SPOT ortorretificadas, a partir do Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social (IPARDES); 3) arquivo vetorial da geomorfologia do estado do Paraná (escala 1:250.000) em formato *shapefile*, a partir do Instituto de Terras Cartografia e Geociências do estado do Paraná (ITCG 2009); 4) arquivo vetorial em formato *shapefile* do perímetro da APA de Guaraqueçaba, a partir do Instituto de Terras Cartografia e Geociências do estado do Paraná (ITCG 2009).

Inicialmente foi realizado o mosaico das imagens orbitais LANDSAT-5-TM (união das cenas 220/77 e 220/78), pelo recurso *mosaicking - georeferenced* do software ENVI 4.5, que é

utilizado para união de imagens com áreas sobrepostas e que estejam previamente georreferenciadas. Também foi feito o mosaico das imagens SPOT ortorretificadas pelo mesmo recurso.

Depois da criação do mosaico das imagens LANDSAT foi feito seu recorte com base no perímetro da área de estudo, sendo a imagem resultante (mosaico recortado), a imagem base utilizada nos procedimentos que se seguiram até a produção da imagem classificada. O perímetro da área de estudo foi obtido pela determinação dos perímetros das bacias hidrográficas e a união do perímetro das bacias com a área da APA de Guaraqueçaba.

Foi realizada a correção geométrica (Eastman 2006) da imagem base a partir do mosaico das imagens SPOT ortorretificadas, pelo recurso *registration - image to image* do software ENVI 4.5. As cenas LANDSAT-5-TM utilizadas foram previamente georreferenciadas, mas para um melhor ajuste e correção de distorções em relação ao terreno foi feita a correção com base no mosaico das imagens SPOT ortorretificadas.

Classificação das imagens: O mapa de classes de uso de solo foi elaborado por meio de classificação supervisionada pelo método de Máxima Verossimilhança (MaxLike), das bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7 do mosaico das imagens LANDSAT-5-TM (Eastman 2006). A classificação foi feita com recurso *classification – supervised – maximum likelihood* do software ENVI 4.5.

Para esta classificação foram criadas amostras de treinamento, polígonos delimitados manualmente na imagem base (digitalizadas em tela) representando áreas amostrais das seguintes classes: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Vegetação Secundária Inicial, Manguezal, Várzea, Pastagem/Campo, Áreas antrópicas/Solo exposto e Água. As amostras foram elaboradas por meio da interpretação visual da composição RGB (bandas 5,4,3) do mosaico das imagens LANDSAT-5-TM e levando em consideração IBGE (1992).

Posteriormente, no processo de classificação supervisionada, estas amostras foram utilizadas para a classificação de toda a imagem. As amostras contêm um conjunto de pixels que representam cada classe; com este procedimento, no processo de classificação, cada pixel da imagem é associado ao valor da classe mais similar (Eastman 2006).

A avaliação da acurácia do mapa produzido no presente trabalho foi realizada por meio de uma matriz de confusão (método Kappa), onde foi verificada a porcentagem de pixels

corretamente classificados, tomando como referência a imagem classificada em relação às amostras (Foody 2002). Também foi aplicado o filtro de Kernel (3x3) para atenuar a ocorrência de pixels isolados. Após a análise de acurácia, a imagem classificada foi ainda editada manualmente, com o objetivo corrigir eventuais erros de classificação.

Após esta etapa, a área de estudo foi dividida nos compartimentos Encosta e Planície, com base no mapa geomorfológico do estado do Paraná (ITCG 2009), para a comparação da estrutura da paisagem da área compreendida pela planície litorânea (Planície) e pela porção da Serra do Mar e do primeiro Planalto do Paraná (Encosta).

Escala do mapeamento: A análise da estrutura da paisagem foi realizada a partir dos mapas gerados do mosaico das cenas do satélite LANDSAT-5-TM com 30 m de resolução espacial. Considerando que o erro gráfico aceito em cartografia é de 0,2 mm e em sensoriamento remoto é de ½ pixel e que para a resolução espacial de 30m do satélite LANDSAT-5-TM, a escala de trabalho é de aproximadamente 1:75.000 (Grise 2008), o mapeamento realizado pelo estudo foi feito na escala de 1:75.000.

Caracterização da estrutura da paisagem: A partir dos mapas gerados acima foi feita uma análise da estrutura da paisagem através do cálculo dos seguintes índices de paisagens: número de manchas, área da classe (ha), proporção da área da classe e área média (e desvio padrão) da mancha. Os índices foram produzidos com a utilização do aplicativo VLate (Lang & Blaschke 2007) no software ArcGis 9.2.

2.4 Resultados e discussão

O processo de classificação gerou uma imagem com 8 classes de uso e cobertura do solo, sendo que a acurácia da imagem classificada dada pela matriz de confusão entre a classificação e as amostras, foi de 92% (Coeficiente de Kappa = 0,90), indicando uma boa representação gráfica. Embora esta classificação tenha sido eficiente, a imagem editada resultou numa classificação final com 7 classes de uso e cobertura do solo (Figura 2.2) devido à agregação de classes durante a edição (Tabela 2.1).

Tabela 2.1: Classes de uso e cobertura do solo e sua respectiva descrição, da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, litoral norte do Paraná.

Classe de uso e cobertura do solo	Descrição
Água	áreas de ocorrência de corpos d'água e mar
Floresta Ombrófila Densa	áreas florestais originais da Floresta Ombrófila Densa (FOD) em todas as suas subformações e formações florestais secundárias em estágio médio a avançado de sucessão secundária além de áreas de Formações Pioneiras de Influência Fluvial
Floresta Secundária	formações secundárias em estágio inicial de sucessão secundária da Floresta Ombrófila Densa, em todas as suas subformações
Manguezais	formações florestais pioneiras de influência fluvio-marinhas
Pastagens/Campo	áreas de pastagens, culturas agrícolas, campos agrícolas e campos naturais
Áreas antrópicas/Solo exposto	áreas urbanas, estradas, solo exposto destinados para agricultura e outras áreas de solo exposto como afloramentos rochosos
Praia	áreas arenosas na planície litorânea

A caracterização das diferentes classes de uso e cobertura do solo da APA de Guaraqueçaba (Tabela 2.2) mostra que a classe Floresta Ombrófila Densa foi a mais representativa, ocupando a maior parte (68,58%) da área total estudada. As formações florestais (situadas nas classes: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Secundária e Manguezais) compreenderam juntas 82,94% e, destes, 9,5% representam áreas com vegetação secundária em estágio inicial e médio de sucessão (Floresta Secundária). As áreas antrópicas e de solo exposto compreenderam menos de 1% da área total e as áreas de pastagens e campos 4,16%, o que demonstra um pequeno grau de alteração dos ambientes naturais e um bom estado de conservação da região.

Tabela 2.2: Classes de uso e cobertura do solo e parâmetros da paisagem da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, litoral norte do Paraná.

Classe de uso e cobertura do solo	Número de manchas	Área (ha)	Proporção (%)
Floresta Ombrófila Densa	1.253	239.857,62	68,58
Floresta Secundária	6.625	31.873,86	9,11
Manguezais	349	18.350,67	5,25
Pastagem/Campo	1.720	14.549,37	4,16
Áreas antrópicas/Solo exposto	868	2.898,38	0,83
Praia	9	794,28	0,23
Água	163	41.405,32	11,84
Total	10.987	349.729,50	100

Pelo fato das formações florestais compreenderem as classes de uso e cobertura do solo em maior proporção na paisagem (mais que 80%), a matriz da paisagem da APA de Guaraqueçaba pode ser considerada como florestal. De modo geral, pode-se considerar que o litoral norte do Paraná mantém-se em bom estado de conservação, ainda mais se levarmos em consideração que a classe de Floresta Ombrófila Densa representa mais da metade destas formações.

O alto grau de cobertura florestal encontrado no presente estudo reforça a avaliação de que a Serra do Mar apresenta os maiores fragmentos remanescentes da Floresta Atlântica e que esta região apresenta os maiores índices de conectividade do bioma (Ribeiro *et al.* 2009). Grande

parte destes remanescentes florestais encontra-se dentro de unidades de conservação (APA “Federal” de Guaraqueçaba, APA “Estadual” de Guaraqueçaba, Estação Ecológica de Guaraqueçaba, Parque Nacional de Superagui e as Reservas Particulares do Patrimônio Natural de Águas Belas, do Salto Morato e do Sebuí) o que supostamente aumenta a garantia de permanência de tais áreas florestais (Grise 2008).

Dados recentes apontam que no estado do Paraná restam apenas 10% da cobertura original da Floresta Atlântica *latu senso* (SOS Mata Atlântica & INPE 2008). No entanto, estas estimativas consideram, além da Floresta Ombrófila Densa, a Floresta Ombrófila Mista e a Floresta Estacional Semidecidual que encontram-se muito mais fragmentadas. De fato, houve pouca alteração do uso e cobertura do solo da região entre o período de 1986 e 1999 e a maior parte das alterações ocorreu próximo às estradas existentes (PROATLÂNTICA 2001, Schmidlin & Britez 2002).

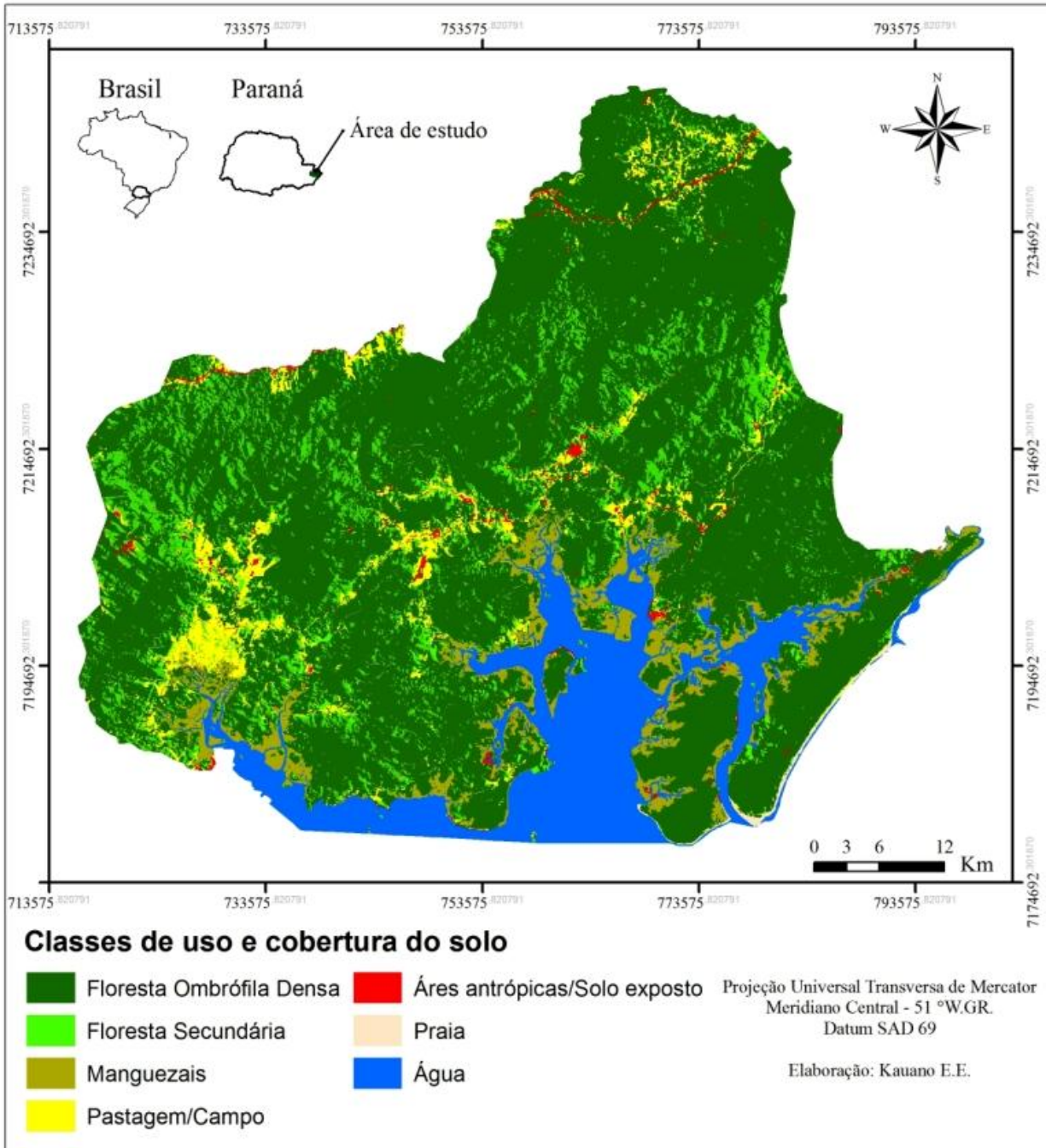


Figura 2.2: Mapa de uso e cobertura do solo da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, litoral norte do Paraná.

Avaliando-se apenas as áreas terrestres (remoção da classe Água), observa-se uma diferente distribuição das classes de uso e cobertura do solo nos compartimentos encosta e planície (Figuras 2.3 e 2.4 e Tabela 2.3).

Tabela 2.3: Classes de uso e cobertura do solo e parâmetros da paisagem dos compartimentos Encosta e Planície, da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, litoral norte do Paraná.

Classe de uso e cobertura do solo	Número de manchas	Área (ha)	Proporção (%)
Encosta			
Floresta Ombrófila Densa	351	176.050,66	84,73
Floresta Secundária	4.594	24.043,79	11,57
Pastagem/Campo	909	6.268,44	3,02
Áreas antrópicas/Solo exposto	384	1.426,01	0,69
Total	6.238	207.788,90	100
Planície			
Floresta Ombrófila Densa	902	63.806,96	63,47
Floresta Secundária	2.031	7.830,07	7,79
Manguezais	349	18.350,67	18,25
Pastagem/Campo	811	8.280,93	8,24
Áreas antrópicas/Solo exposto	484	1.472,37	1,46
Praia	9	794,28	0,79
Total	4.586	100.535,27	100

A área total da paisagem de encosta é aproximadamente duas vezes maior que a paisagem da planície (207.788,90 ha e 100.535,27 ha, respectivamente). A área de Floresta Ombrófila Densa na encosta é quase o triplo que na planície (Tabela 2.3), o que também reflete a diferença entre as áreas totais dos compartimentos, embora em termos proporcionais esta diferença não seja tão grande (84,73 % e 63,47 %, respectivamente).

Considerando todas as formações florestais, verifica-se 96% de cobertura florestal na porção encosta e 89% na porção planície, mostrando um bom estado de conservação e uma matriz da paisagem florestal em ambas as áreas. Estes dados indicam ainda, uma maior supressão da vegetação na planície mesmo que em pequena proporção.

As áreas ocupadas pelas classes de Pastagens/campos e de Áreas antrópicas/solo exposto ocorrem em maior quantidade no compartimento planície que no compartimento encosta. A maior ocorrência destas classes fica mais evidente em termos proporcionais do que em valores absolutos, o somatório das classes Pastagens/campos e Áreas antrópicas/solo exposto corresponde a 9,7% da planície e 3,7% da encosta. Desta maneira, pode-se concluir que existe uma maior alteração da paisagem natural na planície litorânea.

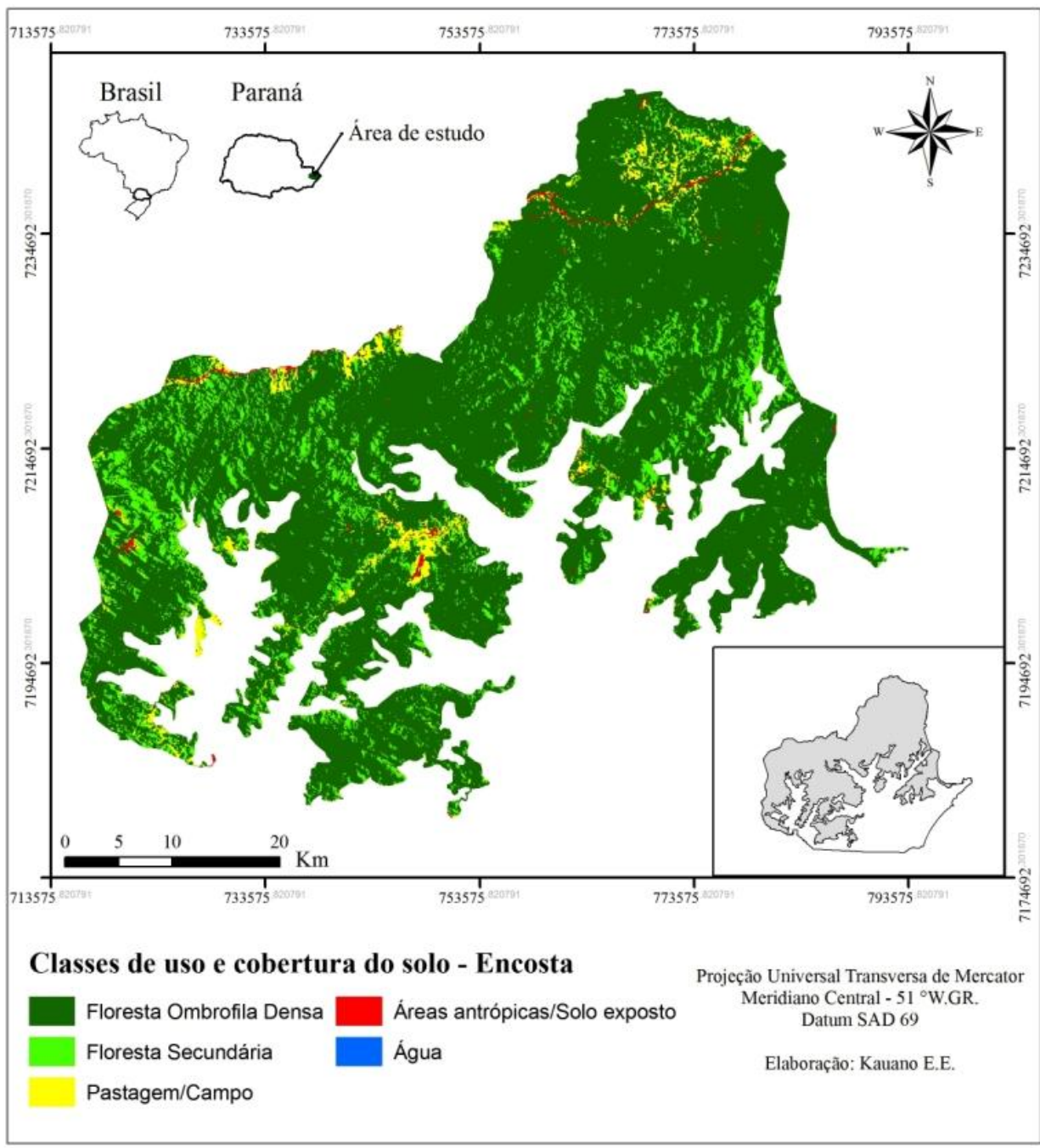


Figura 2.3: Mapa de uso e cobertura do solo do compartimento Encosta da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, litoral norte do Paraná.

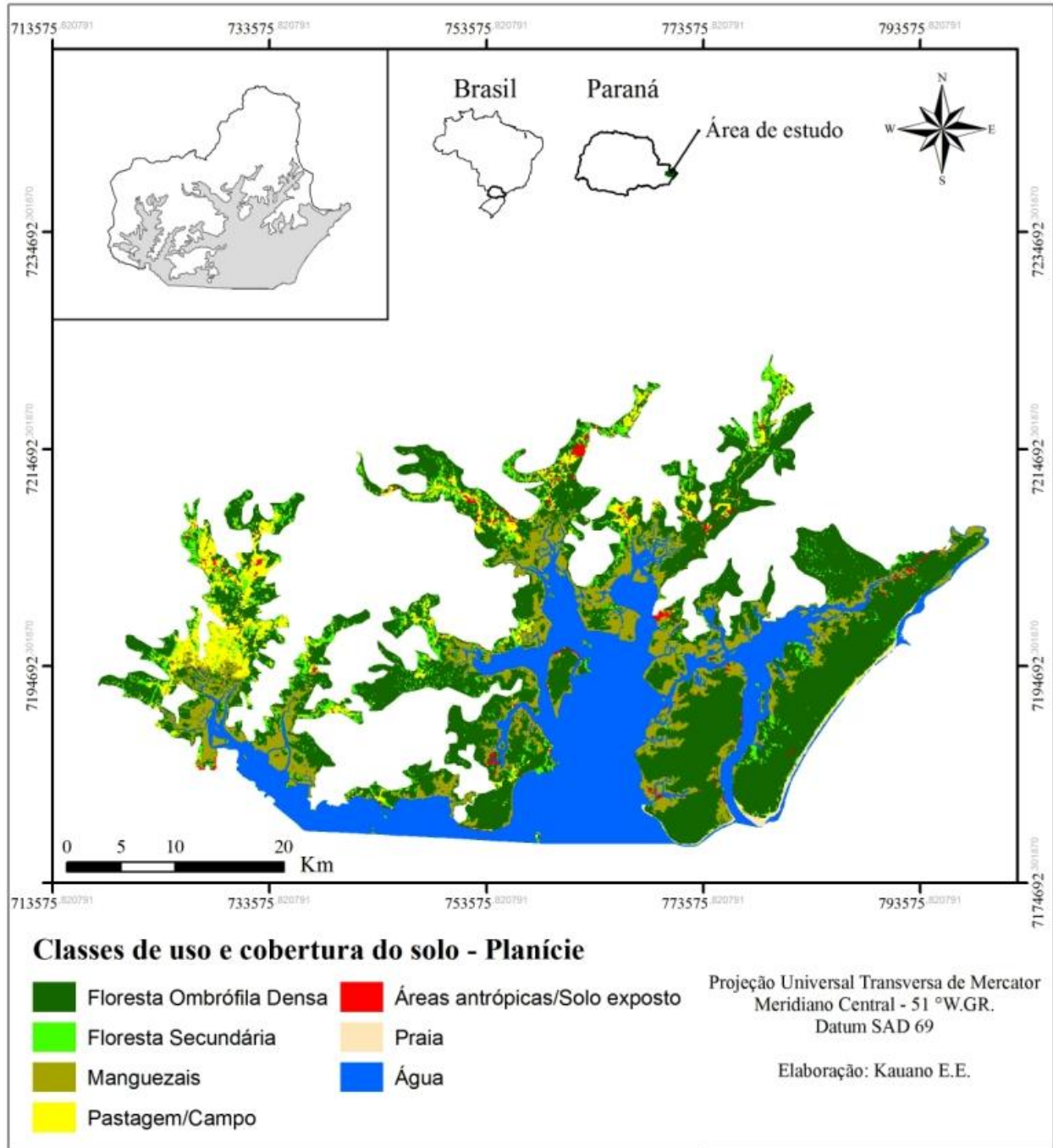


Figura 2.4: Mapa de uso e cobertura do solo do compartimento Planície da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, litoral norte do Paraná.

Quanto à área e o número de manchas de Floresta Ombrófila Densa, pode-se verificar que a paisagem da encosta possui um menor número de manchas em relação a paisagem da planície (351 e 902, respectivamente).

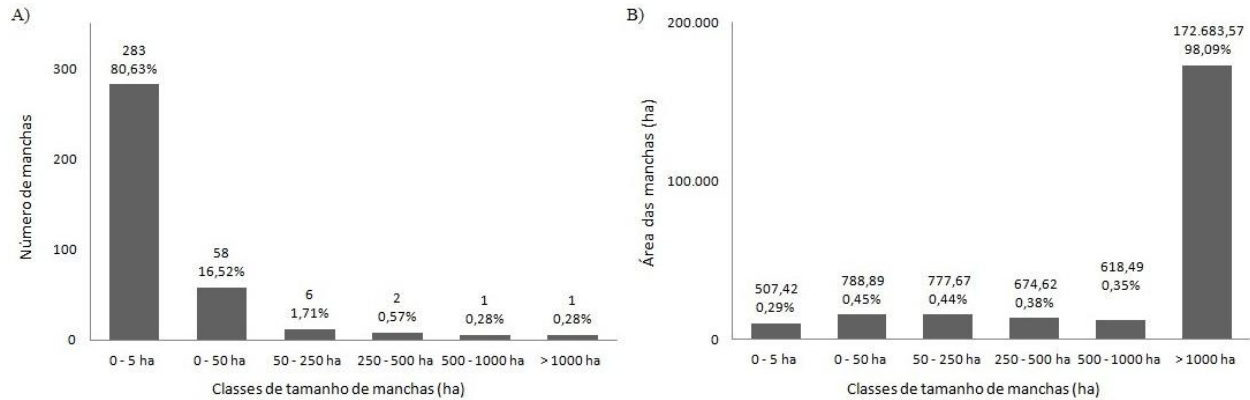


Figura 2.5: Número de manchas (A) e área das manchas (B) do compartimento encosta em relação a classes de tamanhos de manchas de Floresta Ombrófila Densa. Valores absolutos e percentuais são demonstrados acima de cada coluna.

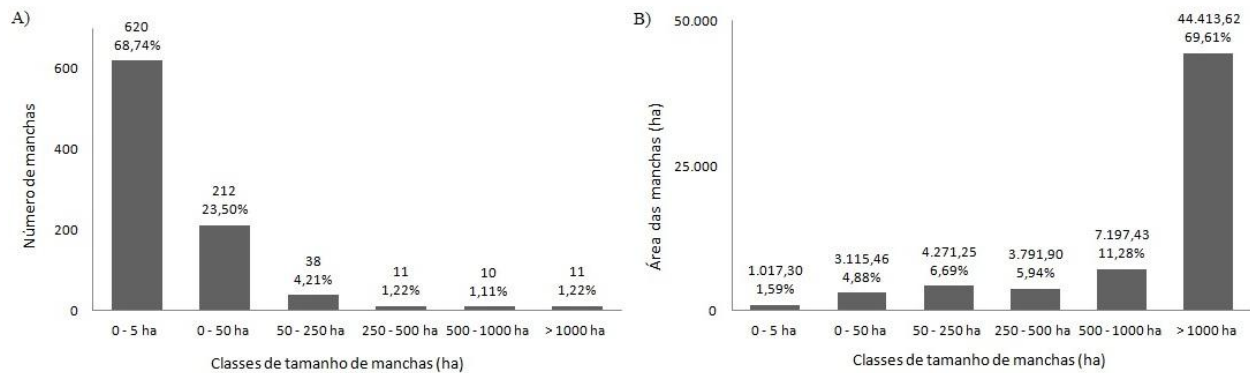


Figura 2.6: Número de manchas (A) e área das manchas (B) do compartimento planície em relação a classes de tamanhos de manchas de Floresta Ombrófila Densa. Valores absolutos e percentuais são demonstrados acima de cada coluna.

Os resultados encontrados vêm de encontro com o que geralmente é descrito para a região, ou seja, mostram uma maior ocupação humana na planície litorânea. Esta maior pressão sobre a planície está em grande parte relacionada à dificuldade de acesso as áreas situadas nas encostas, bem como à dificuldade do desenvolvimento de atividades agrícolas nestas porções devido ao seu relevo extremamente acidentado, como demonstra sua geomorfologia e diferenças altimétricas (Santos *et al.* 2006). As encostas são ainda, áreas de grande fragilidade ambiental por apresentarem altas declividades e um grande potencial de degradação como pode ser visto em IPARDES (2001). Isso também sugere que esforços para a restauração de ecossistemas degradados devem ser implantados preferencialmente na planície. As porções das encostas, apesar de menos impactadas, devem ser avaliadas com cuidado quanto a sua utilização, principalmente considerando sua grande fragilidade e susceptibilidade a ocorrência de desastres naturais.

Em conclusão, pode-se dizer que a região de estudo possui uma grande porcentagem de cobertura florestal e que a matriz da paisagem é florestal. A maior parte da área está em bom estado de conservação, o que demonstra a importância do litoral norte do Paraná para a manutenção da biodiversidade da Floresta Atlântica e como uma área prioritária para a conservação.

3. CAPÍTULO 2

Relações entre paisagem e vegetação em áreas de restauração da Floresta Atlântica no sul do Brasil

Resumo

Existem vários fatores que influenciam a restauração ecológica e entre eles está a estrutura da paisagem onde as áreas degradadas estão inseridas. O presente estudo teve como objetivo avaliar as relações entre a estrutura da vegetação em áreas de restauração a as características da paisagem em que estão inseridas, no Sul do Brasil. Para tanto, a densidade absoluta, área basal e riqueza de espécies arbóreas em áreas de restauração foram relacionadas com a quantidade e características de hábitat natural (florestas iniciais e avançadas) da paisagem ao seu redor em três diferentes distâncias de raio (200, 500 e 1000m). Os resultados mostraram que quanto maior a proporção de floresta avançada na paisagem, maior a densidade absoluta, a área basal e a riqueza da comunidade vegetal nas áreas de restauração, tanto para um raio de 200 m, quanto para um raio de 500 m. Também foi verificado que quanto menor a distância da área de floresta avançada, maiores os valores das variáveis da vegetação avaliados (densidade absoluta, área basal e riqueza). Houve uma forte relação entre a riqueza de espécies zoocóricas nas janelas de 500m e a porcentagem de floresta madura, a menor distância da mancha de floresta madura mais próxima, e as maiores áreas de manchas de florestas. Desta maneira, podemos concluir que a presença de áreas de floresta preservadas a menores distâncias das áreas em restauração são muito importantes para o restabelecimento das espécies florestais. Esforços para a conservação de remanescentes florestais próximos às áreas em restauração são importantes para a resiliência dos ecossistemas.

Palavras chave: Floresta Atlântica, restauração ecológica, paisagem, estrutura da vegetação

3.1 Introdução

A diminuição e a fragmentação dos habitats naturais têm sido apontadas como um dos principais fatores para a perda da biodiversidade global (Huxel & Hastings 1999, Fahrig 2003, Lindborg & Eriksson 2004). Por ser um fenômeno avaliado sob um ponto de vista espacial e muitas vezes ser abordada em uma escala regional, a fragmentação está intimamente relacionada com a teoria da biogeografia de ilhas (Macarthur & Wilson 1967), bem como, com questões referentes às metapopulações (Hanski & Gaggiotti 2004). Por outro lado, a conexão de unidades fragmentadas através da restauração ecológica é uma importante atividade para recuperação dos ecossistemas e conseqüentemente a manutenção da diversidade biológica.

A recuperação de um ecossistema é afetada por fatores que atuam em diferentes escalas espaciais e temporais (Holl & Crone 2004). Pode ser influenciada pelo tipo de solo, qualidade da água, dispersão de sementes, competição, intensidade e frequência de distúrbios, conectividade, paisagem ao redor de uma determinada área, uso histórico do solo, entre outros fatores que filtram o conjunto de espécies regionais e determinam o nível de diversidade local (Brudvig 2011).

A qualidade da matriz da paisagem influencia muitos mecanismos e interações ecológicas, podendo atuar diretamente na viabilidade de polinizadores, nos serviços da polinização, gerar impactos sobre a herbivoria e populações de herbívoros e afetar ainda, a predação e dispersão de sementes (Jules & Shahani 2003). Desta forma, pode-se verificar que a estrutura da paisagem está intimamente relacionada com os processos envolvidos na restauração de um ecossistema e a interação entre estas duas áreas pode ser profícua para ambas. A ecologia da paisagem pode utilizar informações provenientes de projetos de restauração para testar questões relacionadas à função de habitats e à fragmentação e a ecologia da restauração pode se beneficiar das características quantitativas e preditivas da ecologia da paisagem, bem como dos seus conceitos, técnicas e pelo desenvolvimento de novas tecnologias (Bell *et al.* 1997).

A Floresta Atlântica brasileira é considerada um dos maiores *hotspots* para conservação da biodiversidade mundial (Myers *et al.* 2000), mas onde, restam apenas 16% da cobertura florestal original em uma paisagem extremamente fragmentada (Ribeiro *et al.* 2009). Visando o aumento da área e a conexão entre alguns dos fragmentos remanescentes, vários projetos de restauração foram desenvolvidos ao longo dos anos, tanto em áreas degradadas localizadas mais

próximas do mar (Zamith & Scarano 2006, Ferreti & Britez 2006, Bruel *et al.* 2010) como nas florestas do interior (Engel & Parrota 2001, Barbosa *et al.* 2007, Sampaio *et al.* 2007, Rodrigues *et al.* 2009, Rodrigues *et al.* 2011), com resultados, na maioria das vezes, muito promissores.

Como o grau de fragmentação da Floresta Atlântica é muito diverso nas diferentes regiões do Brasil, tornam-se necessários estudos que apontem os efeitos da paisagem sobre a eficiência da restauração. No presente estudo avaliamos áreas de restauração da Floresta Atlântica no sul do Brasil com o objetivo de verificar se a estrutura da vegetação das áreas restauradas pode ser explicada pelas características da paisagem. A hipótese testada foi que a abundância absoluta, área basal e riqueza de espécies arbóreas em áreas de restauração são diretamente proporcionais à quantidade e inversamente proporcional à distância de hábitat natural (florestas secundárias em estádios inicial e avançado da sucessão).

3.2 Área de estudo e método de restauração

O estudo foi realizado no litoral norte do estado do Paraná nas Reservas Naturais do Rio Cachoeira e do Morro da Mina, situadas nos municípios de Antonina e Morretes, estado do Paraná, sul do Brasil (Figura 3.1). As propriedades pertencem à Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS), uma organização da sociedade civil que tem como objetivos restaurar e conservar a biodiversidade da Mata Atlântica. Esta região apresenta uma matriz florestal, sendo que 68% da área são ainda ocupados por florestas em estágios avançados de desenvolvimento (Capítulo 1).

As reservas e seu entorno sofreram exploração seletiva de madeira e desmatamento, principalmente nas planícies, para instalação de pastagens (*Brachiaria* spp) para a criação de búfalos e culturas agrícolas (Ferreti & Britez 2006, Bruel *et al.* 2010). Desde 1999, projetos de restauração ecológica vêm sendo desenvolvidos em uma área total de 19.000 ha por meio de regeneração natural e reflorestamentos e tem como principais objetivos a recuperação da biodiversidade da Floresta Atlântica e a fixação do carbono atmosférico (seqüestro de carbono) pelo crescimento das florestas (Ferreti & Britez 2006). Os mapas de uso de solo das reservas apresentam 1.250 polígonos que representam áreas de restauração variando em tipo de solo (Gleissolo, Argissolo e Cambissolo), formas de restauração (regeneração natural,

reflorestamento), idades (2 a 11 anos) e relevo (encosta e planície). Detalhes da região de estudo podem ser encontradas em Ferreti & Brites (2006), Liebsch *et al.* (2007) e Bruel *et al.* (2010).

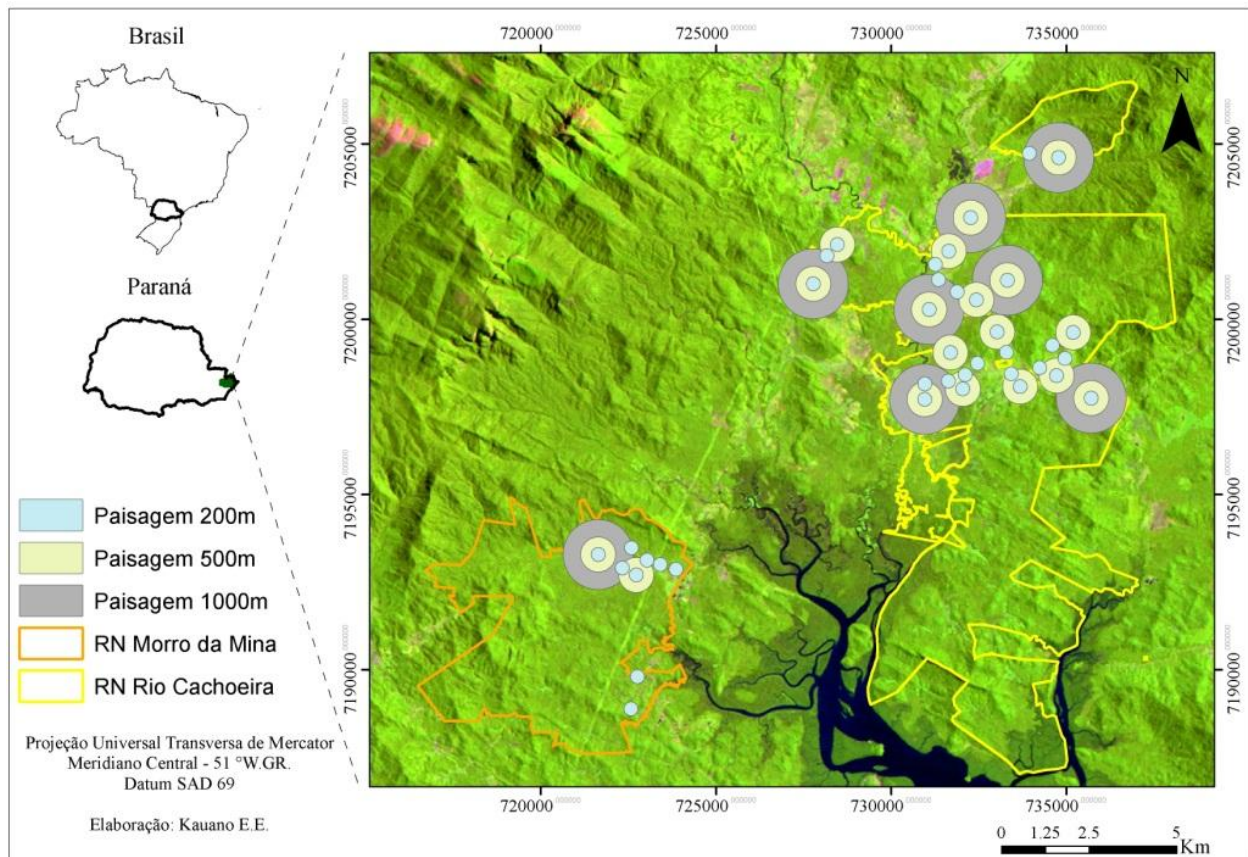


Figura 3.1: Localização da Reserva Natural do Morro da Mina e da Reserva Natural do Rio Cachoeira e disposição das janelas de paisagem nos diferentes raios de avaliação (paisagem 200, 500 e 1000m). Composição RGB (bandas 5, 4 e 3) de mosaico de imagens LANDSAT-5-TM de 05/03/2009, órbita/ponto 220 /77 e 220/78.

3.3 Métodos

Definição das janelas de paisagem e parcelas de avaliação da vegetação

Janelas (recortes circulares de paisagem) para estudo de paisagem e parcelas para avaliação da vegetação em áreas de restauração foram estabelecidas sobre mapas contendo os diferentes polígonos presentes nas reservas, de forma que houvesse independência espacial entre elas (ausência de sobreposição entre janelas, Figura 3.1). Em cada local foram estabelecidas janelas circulares de 200m, 500m e 1000m de raio, sendo que no centro de cada uma delas foi definida uma parcela circular de 14m de raio (615,44 m² de área) para a avaliação da comunidade vegetal. Com isso, foi possível demarcar 39 janelas de 200m de raio, 18 janelas de 500m de raio e 8 janelas de 1000m de raio. As parcelas de vegetação incluem áreas de restauração variando em idade (3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 e 11 anos) e métodos de restauração (regeneração natural ou reflorestamento) (Figura 1, Anexos 1 e 2).

Levantamento e análise da vegetação

Nas 39 parcelas de 14m de raio, foram amostrados indivíduos arbustivos e arbóreos com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 5 cm, os quais foram numerados, identificados (ao menos ao nível de morfo-espécie) e medidos em relação ao DAP, o qual foi utilizado para o cálculo de área basal. As espécies determinadas foram categorizadas de acordo com os grupos funcionais sucessionais (pioneiras e não pioneiras; de acordo com Swaine & Whitmore 1988) e as síndromes de dispersão (zoocóricas e não zoocóricas; de acordo com Pijl 1972).

Para cada parcela de vegetação foram calculados os valores de riqueza, abundância absoluta, área basal (estimada por 1 ha) e estimadas as porcentagens de espécies em cada grupo ecológico.

Avaliação da paisagem

A partir de mapas de uso e ocupação do solo das duas reservas, na escala 1:25.000 (SPVS 2006) foi realizada uma reclassificação das unidades de paisagem, a fim de agrupar classes de uso e ocupação do solo que possam ter estrutura e função semelhantes. Assim, das 16 classes previamente existentes no mapa, foram obtidas 4 classes após a reclassificação, a saber: 1) áreas úmidas (incluindo corpos d'água, brejos e formações herbáceas pioneiras de influência fluvial);

2) áreas antropizadas (agricultura, pasto, campo, áreas abertas aluviais esubmontanas); 3) floresta inicial (vegetação secundária em estágio inicial herbáceo-arbustiva e arbórea, além de vegetação secundária em estágio médio); 4) floresta avançada (floresta aluvial, submontana e de terras baixas, vegetação secundária em estágio médio a avançado e formações pioneiras arbóreas de influência fluvial).

Nos mapas reclassificados, as janelas foram analisadas individualmente de acordo com as seguintes métricas de paisagem (Mcgarigal & Marks 1995): número de manchas (número total de manchas de uma janela de paisagem), porcentagem das classes de uso e ocupação do solo, distância do vizinho mais próximo (distância da parcela de vegetação à mancha de Floresta avançada mais próxima), área do vizinho mais próximo (área, em ha, da mancha de Floresta avançada mais próxima à parcela de vegetação), índice de diversidade de Shannon (H'_{paisagem} , somatório negativo da abundância proporcional de cada tipo de mancha multiplicado por sua proporção) e equidade (J_{paisagem} , desvio entre a máxima equipartição de manchas – quando cada classe tem a mesma importância – e a distribuição). As variáveis foram produzidas com o aplicativo Vlate (Lang & Blaschke 2007) no software ArcGis.

Análises

Para verificar se as variáveis da paisagem, porcentagem das classes de uso e ocupação do solo, distância do vizinho mais próximo (distância da parcela de vegetação à mancha de Floresta avançada mais próxima) e área do vizinho mais próximo (área, em ha, da mancha de Floresta avançada mais próxima à parcela de vegetação), têm relação com a riqueza, abundância absoluta, e área basal, da comunidade vegetal das áreas de restauração, foram realizadas correlação de Spearman e regressões lineares (Zar 1999).

3.4 Resultados

Descrição geral das janelas de paisagem e da vegetação das áreas de restauração

Devido às limitações impostas para se evitar a sobreposição de janelas de paisagem, houve uma esperada diminuição no número de janelas, com o aumento do raio (200m: 39; 500m: 18; 1000m: 8) o que foi compensado pela área total analisada em cada tamanho de raio (Tabela 3.1).

Tabela 3.1: Caracterização da paisagem e descritores da comunidade vegetal em restauração nos diferentes raios de paisagem avaliados, no sul do Brasil.

	Janela de paisagem		
	200	500	1000
Variáveis da paisagem			
Número de janelas	39	18	8
Área total (ha)	509,7	1419,3	2830,9
Número de manchas	210	230	307
% áreas antropizadas	58,6	33,8	25,9
% áreas úmidas	4,8	5	4,1
% florestas iniciais	22,3	30	27,8
% florestas avançadas	14,3	31,2	42,3
H'_{paisagem}	1,07	1,24	1,2
J_{paisagem}	0,77	0,89	0,87
Variáveis da comunidade vegetal			
Número de parcelas (de 615,44 m ²)	39	18	8
Densidade absoluta	1423	743	338
Área basal (m ² .ha ⁻¹)	5,78	6,86	6,56
Riqueza total	76	52	31

Houve uma diminuição nas proporções de áreas antropizadas e aumento das áreas florestais (florestas inicial e avançada), à medida que a área da janela de paisagem aumentou (Tabela 3.1), o que indica que a escala de avaliação interfere nos parâmetros de paisagem, principalmente numa matriz florestal como esta da região de estudo. Quanto aos descritores da comunidade vegetal, ocorreu uma diminuição da abundância absoluta e riqueza com a diminuição da quantidade de parcelas avaliadas (Tabela 3.1).

Embora as áreas de restauração englobem regeneração natural e reflorestamento, as áreas basais e riquezas médias nas 39 parcelas de vegetação, não diferiram entre os dois tipos de

restauração (Wilcoxon: $p > 0,05$). Já a abundância absoluta média ($\pm DP$) das áreas de reflorestamento ($46,92 \pm 2,29$) foi quase 50% maior (Wilcoxon, $Z=2,07$; $P < 0,05$) que nas áreas de regeneração natural ($31,85 \pm 4,86$), provavelmente devido ao adensamento promovido pelo plantio de mudas.

Relações entre a paisagem e a estrutura da vegetação

Das variáveis da comunidade vegetal, a abundância absoluta apresentou maior número de correlações significativas com os parâmetros de paisagem (8 de 18 correlações possíveis; Tabela 3.2), em diferentes raios de paisagem, quando comparado com a área basal (5) e a riqueza (5). Já os parâmetros de paisagem que mais mostraram relação com os dados estruturais da vegetação foram aqueles relativos às florestas maduras (Tabela 3.2).

As maiores proporções de florestas avançadas bem como a área e distância destas florestas (área do vizinho mais próximo e distância do vizinho mais próximo) estão correlacionadas com uma comunidade vegetal com maiores área basal, abundância absoluta e riqueza. Por outro lado, houve uma relação negativa entre a porcentagem de floresta inicial, com algumas das variáveis estruturais da vegetação. Pouca ou nenhuma relação houve entre a porcentagem de área antropizada, área úmida e a comunidade vegetal das áreas de restauração (Tabela 3.2).

Considerando-se os tamanhos dos raios das janelas de paisagem, o raio de 500m apresentou um maior número de correlações significativas (10 de 18 correlações possíveis; Tabela 3.2) em relação ao raio de 200m (5) e o raio de 1000m (3). Estes resultados indicam que o tamanho da área analisada tem influência sobre a análise dos efeitos da paisagem sobre a comunidade vegetal. Os resultados indicam ainda, que a área de paisagem analisada com o raio de 200m não captura os efeitos que a paisagem proporciona sobre a restauração da comunidade vegetal, pois quando se aumenta o raio para 500m (consequentemente uma área de paisagem maior) é possível observar correlações significativas entre as variáveis da vegetação e da paisagem. O fato de o raio de 1000m apresentar o menor número correlações entre as variáveis da paisagem e comunidade vegetal, deve estar relacionado ao pequeno número de parcelas passíveis de serem avaliadas neste tamanho de janela da paisagem, e deste modo este pequeno número de amostras pode não ser suficiente para captar as interações entre vegetação e

paisagem. Por estes motivos, as análises qualitativas da riqueza de espécies em grupos funcionais e síndrome de dispersão são apresentadas apenas para as janelas de paisagem com 500m de raio.

Tabela 3.2: Correlação de Spearman (r_s) entre as variáveis da paisagem e as variáveis da comunidade vegetal.

Janela de paisagem	Variáveis da paisagem	Variáveis da vegetação		
		Abundância absoluta	Área basal	Riqueza
200m (n=39)	% área antropizada	ns	ns	ns
	% área úmida	ns	ns	ns
	% floresta inicial	- 0,32*	ns	ns
	% floresta avançada	0,41**	0,42**	0,42**
	Área do vizinho mais próximo (floresta madura)	0,39*	ns	ns
	Distância do vizinho mais próximo (floresta madura)	ns	ns	ns
500m (n=18)	% área antropizada	ns	ns	ns
	% área úmida	ns	ns	ns
	% floresta inicial	ns	ns	- 0,51*
	% floresta avançada	0,68**	0,69**	0,62**
	Área do vizinho mais próximo (floresta avançada)	0,50*	0,48*	0,54*
	Distância do vizinho mais próximo (floresta avançada)	- 0,63**	- 0,63**	- 0,61**
1000m (n=8)	% área antropizada	- 0,71*	ns	ns
	% área úmida	ns	ns	ns
	% floresta inicial	ns	ns	ns
	% floresta avançada	ns	0,81*	ns
	Área do vizinho mais próximo (floresta avançada)	ns	ns	ns
	Distância do vizinho mais próximo (floresta avançada)	- 0,81*	ns	ns

Para as janelas de 500m de raio houve uma forte relação entre o número de espécies com dispersão por animais e as porcentagens de floresta madura na paisagem ($r^2=0,49$; $F=15,85$; $P=0,001$; Figura 3.2a), a menor distância da mancha de floresta madura mais próxima ($r^2=0,33$, $F=8,02$; $P=0,01$; Figura 3.2b), as maiores áreas de manchas de florestas maduras ($r^2=0,34$; $F=7,66$; $P=0,01$; Figura 3.2c). Por outro lado, um aumento da área de floresta jovem implicou em menor proporção de espécies zoocóricas ($r^2=0,32$, $F=7,66$; $P=0,01$; Figura 3.2d).

Em relação ao grupo sucessional, não houve relação entre a riqueza de espécies não-pioneiras e as medidas da paisagem ($P>0,05$), mas houve forte relação entre a riqueza de espécies pioneiras e as maiores porcentagens de floresta madura na paisagem ($r^2=0,58$; $F=22,13$; $P=0,0002$; Figura 3.3a), a menor distância da mancha de floresta madura mais próxima ($r^2=0,36$, $F=9,36$; $P=0,007$; Figura 3.3b), as maiores áreas de manchas de florestas maduras ($r^2=0,44$; $F=12,69$; $P=0,002$; Figura 3.3c), e uma menor quantidade de floresta jovem ($r^2=0,24$, $F=5,19$; $P=0,03$; Figura 3.3d).

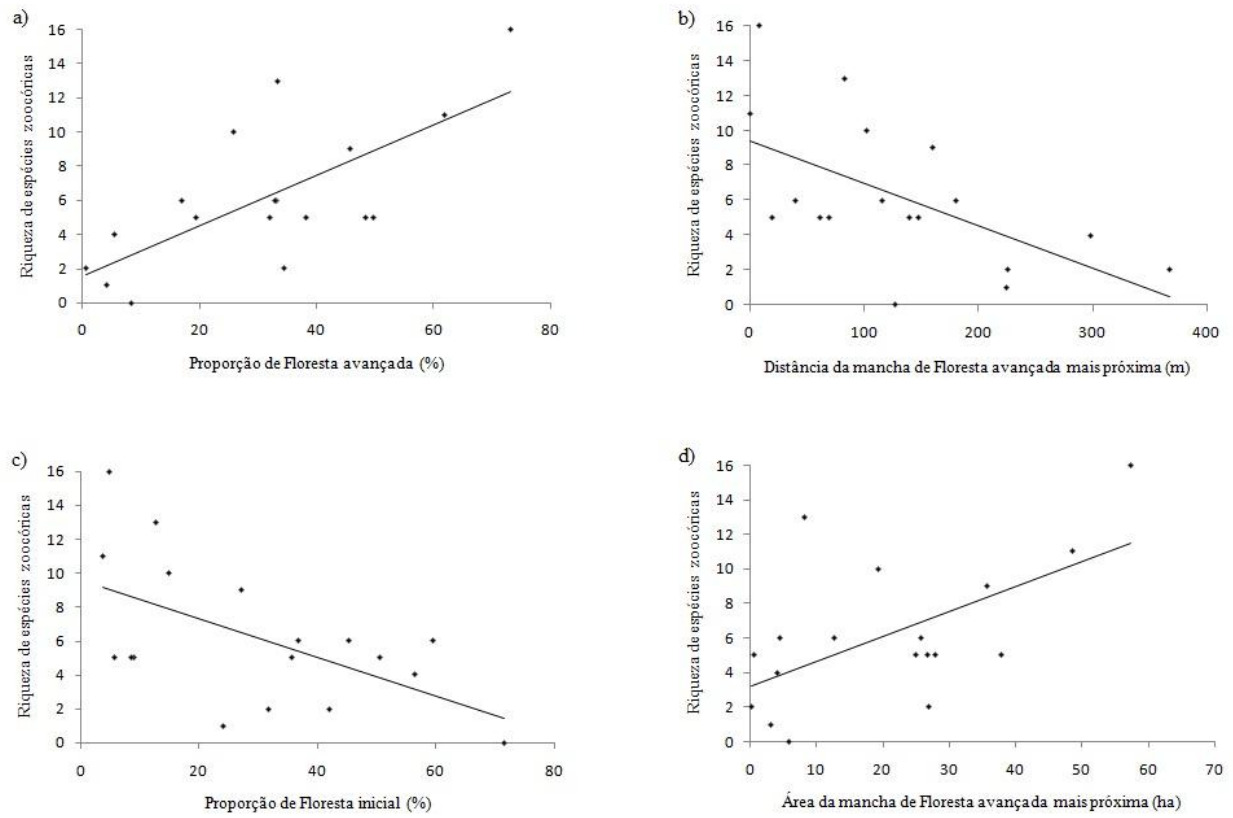


Figura 3.2: Regressões lineares entre a riqueza de espécies zoocóricas na paisagem com 500 metros de raio e a proporção de floresta madura (a), a distância da mancha de floresta madura mais próxima (b), a área da mancha de floresta madura mais próxima (c) e a proporção de floresta jovem (d).

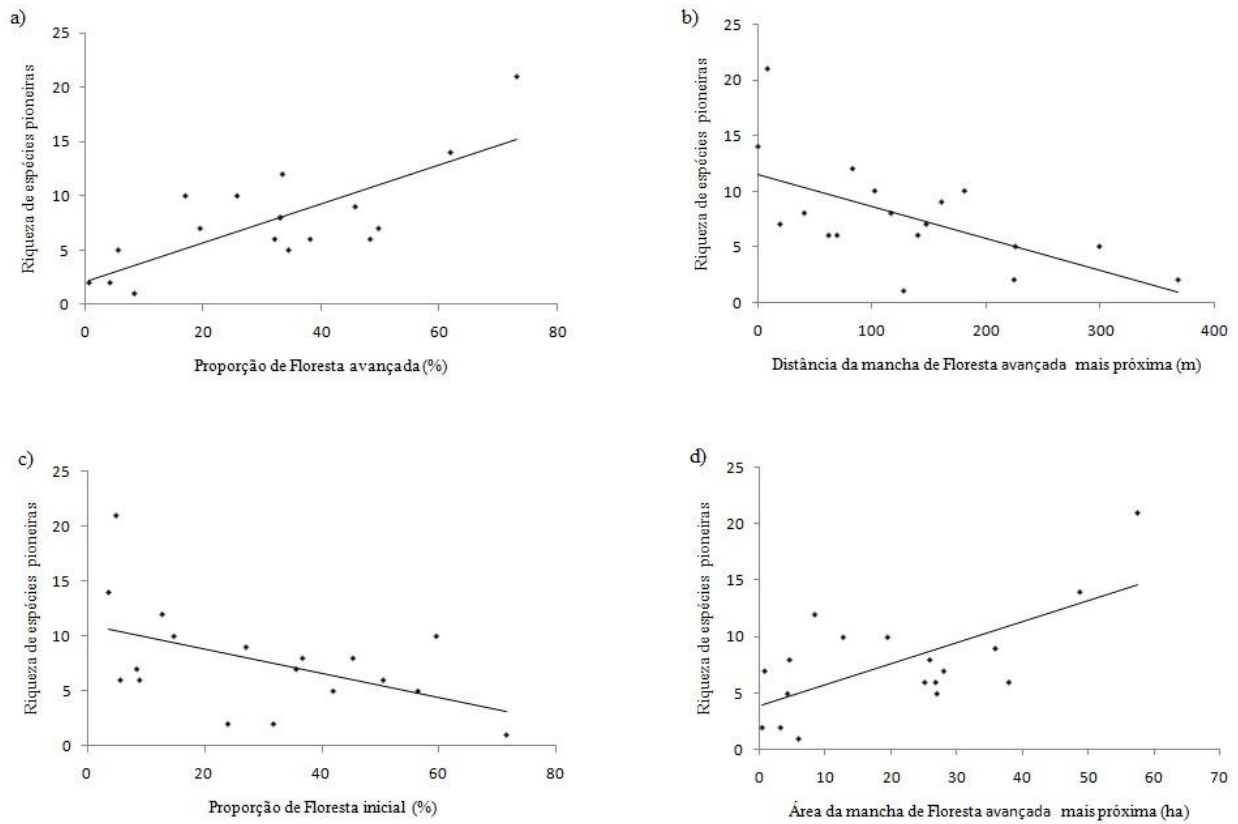


Figura 3.3: Regressões lineares entre a riqueza de espécies pioneiras na paisagem com 500 metros de raio e a proporção de floresta madura (a), a distância da mancha de floresta madura mais próxima (b), a área da mancha de floresta madura mais próxima (c) e a proporção de floresta jovem (d).

3.5 Discussão

O estudo da paisagem no entorno das áreas de restauração no sul do Brasil mostrou que as áreas restauradas tendem a ser mais diversas, com maior abundância absoluta e área basal, se áreas de hábitat preservado (florestas avançadas) estiverem presentes em maior proporção e a menores distâncias. Estes resultados mostram a importância da existência de áreas florestais e em bom estado de conservação nas proximidades das áreas de restauração.

Diferenças na estrutura da paisagem e nas análises nos raios de diferentes tamanhos demonstram a influência da escala sobre os resultados, destacando sua importância em estudos desta natureza. A escala espacial e temporal é percebida de diferentes maneiras pelos organismos (Turner *et al.* 2001, Farina 2006, Lang & Blaschke 2007) e influencia o que está sendo representado graficamente e conseqüentemente o que está sendo avaliado em uma paisagem. A diminuição nas proporções de áreas antropizadas e o aumento das áreas florestais (florestas inicial e avançada), à medida que o raio da janela de paisagem aumenta de 200 a 1000m (conseqüentemente, a área da paisagem a ser avaliada também aumenta) demonstra que o raio de 200m não é suficiente para representar o uso e ocupação do solo predominante da região, pois a matriz da paisagem regional é florestal (Capítulo 1). Também reflexo das questões de escala, é a verificação de uma maior quantidade de correlações na paisagem de 500m de raio em relação a paisagem de 200m, bem como a intensidade destas correlações.

A maior abundância média encontrada nas áreas de reflorestamento ocorreu provavelmente devido ao adensamento promovido pelo plantio de mudas neste método de restauração. Uma avaliação de alguns plantios de restauração na região de estudo, verificou uma boa sobrevivência das mudas (>70%), constatando que o reflorestamento pode ser uma técnica satisfatória para a restauração ecológica na região (Bruel *et al.* 2010), embora, exista a possibilidade de não ocorrer um aumento da densidade da vegetação devido à mortalidade da regeneração natural em plantios mecanizados (Sampaio *et al.* 2007). A grande quantidade de espécies zoocóricas encontradas na área de estudo está dentro dos padrões observados para a Floresta Atlântica (Liebsch *et al.* 2008) e a presença de espécies pioneiras refletem o fato da sucessão ecológica ocorrer de uma forma bastante lenta nos primeiros 10 anos, como observado por Aide *et al.* (1995) e estas espécies serem as principais componentes dos estágios iniciais de sucessão.

A maior relação verificada entre as variáveis da vegetação das áreas de restauração e as métricas relativas às florestas maduras podem ser explicados por estas florestas apresentarem maior disponibilidade de propágulos e dispersores (Holl *et al.* 2000) devido a sua melhor estruturação, maior quantidade de espécies vegetais, e uma maior disponibilidade de habitats para a fauna em relação às florestas jovens (Liebschet *al.* 2007, Liebsch *et al.* 2008, Pardini *et al.* 2010). Bascompte & Rodriguez (2001) observaram que a diversidade de espécies arbóreas decai drasticamente com a diminuição da porcentagem de habitat natural da paisagem e chegaram à conclusão de que a estrutura da paisagem tem um papel fundamental na manutenção desta riqueza. A quantidade de habitat é freqüentemente um fator determinante para a persistência da biota em muitas paisagens (Lyndenmayer *et al.* 2008).

A distância de áreas de restauração a uma fonte de propágulos é um dos fatores determinantes da direção da sucessão ecológica (Uhl *et al.* 1998, Holl 1999). Holl (1998) verificou uma maior quantidade de aves em poleiros artificiais mais próximos a borda de uma floresta tropical na Costa Rica, embora não tenha encontrado diferenças significativas na chuva de sementes. Já Bacles *et al.* (2006) observaram uma maior proporção da dispersão de *Fraxinus excelsior* a menores distâncias de fragmentos florestais, embora esta espécie ser anemocórica. Galanes & Thomlinson (2009) verificaram uma maior riqueza de espécies arbóreas em fragmentos florestais em processo de restauração (idades de 24 a 34 anos) quanto menor a distância da floresta experimental de Luquillo em Porto Rico. No presente estudo também foi verificado relação entre a proximidade de florestas maduras e a estrutura da comunidade vegetal das áreas de restauração, onde pode ser observado uma maior abundância absoluta, área basal e riqueza quanto menor à distância das áreas de floresta avançada.

Em uma avaliação sobre a influência da distância em relação à borda florestal sobre a chuva de sementes e o banco de sementes do solo em uma pastagem tropical, foi possível verificar uma drástica diminuição de ambos os fatores com o aumento da distância (Cubiña&Aide 2001). Doschet *al.* (2007) obtiveram resultados semelhante para a chuva de sementes em pastos abandonados no sul da Costa Rica e Duncan & Duncan (2000), apesar de não terem encontrado diferenças significativas na sucessão ecológica entre uma menor e uma maior distância da borda florestal em pastos abandonados do Kibale National Park em Uganda, sugerem uma alta relação com a proximidade da floresta. Estes resultados demonstram a

importância da manutenção de florestas em bom estado de conservação e com fonte de propágulos para a sucessão florestal.

A relação entre a forma de dispersão e as áreas de florestas avançadas provavelmente está relacionada à grande cobertura da paisagem por estes habitats. As espécies pioneiras também possuem uma forte relação com a presença de floresta avançada, que pode ser explicada por este tipo de formação, na área de estudo, abrigar um grande número de espécies de estágios iniciais de sucessão como pode ser observado no trabalho de Liebschet *al.*(2007) e por grande parte das espécies pioneiras, encontradas no levantamento da vegetação, serem dispersas por animais. Ao avaliar pastos abandonados na região, com idades entre 8 a 96 meses, Cheung *et al.* (2010) também encontraram uma grande quantidade de espécies pioneiras e com dispersão por animais.

O presente trabalho mostra a importância da quantidade, qualidade e proximidade de habitats naturais para a restauração dos ecossistemas florestais e, conseqüentemente, o papel que a conservação da natureza em uma escala regional possui para a manutenção dos processos e fluxos ecológicos e da biodiversidade

4. Conclusão Geral

A APA de Guaraqueçaba tem uma grande porcentagem de cobertura florestal e sua paisagem possui uma matriz florestal. A maior parte da área da APA apresenta-se em um bom estado de conservação, o que demonstra a importância do litoral norte do Paraná para a manutenção da biodiversidade da Floresta Atlântica e como uma área prioritária para a conservação da natureza.

A paisagem situada nas vizinhanças das áreas de restauração da Floresta Atlântica explica, em parte, a estrutura da comunidade vegetal das áreas restauradas, confirmando a hipótese inicialmente postulada. A quantidade, qualidade e distância dos remanescentes florestais possuem uma influência direta sobre a maior abundância, área basal e riqueza da vegetação das áreas de restauração estudadas demonstrando o papel da paisagem para a restauração ecológica e a importância da conservação de fragmentos florestais em bom estado de preservação para resiliência da Floresta Atlântica.

5. Referências Bibliográficas

- Aide, T. M., J. K. Zimmerman, L. Herrera, M. Rosario. 1995. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* **7**:77-86.
- Almeida, F. F. M., C. D. R. Carneiro. 1998. Origem e Evolução da Serra do Mar. *Revista Brasileira de Geociências* **28**(2):135-150.
- Bacles C. F. E., A. J. Lowe, R. A. Ennos. 2006. Effective Seed Dispersal Across a Fragmented Landscape. *Science* **311**:628.
- Barbosa, C. E. A., T. Benato, A. L. Cavalheiro, and J. M. D. Torezan. 2007. Diversity of regenerating plants in reforestations with *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntzeof 12, 22, 35, and 43 years of age in Paraná state, Brazil. *Restoration Ecology* **17**:66-67
- Bascompte J., M. A. Â. Rodriguez. 2001. Habitat patchiness and plant species richness. *Ecology Letters* **4**: 417-420.
- Bell, S. S., M. S. Fonseca, L. B. Motten. 1997. Linking Restoration and Landscape Ecology. *Restoration Ecology* **5**:318 – 323.
- Bigarella, J. J. 2001. Contribuição ao Estudo da Planície Litorânea do Estado do Paraná. *Brazilian Archives of Biology and Technology. Jubilee Volume (1946-2001)*: 65 – 110.
- Borsatto, R. S., M. M. A. Ottmann, N. N. Fonte, H. A. Cidade Junior, E. R. C. Alano, V. J. Cavallet. 2007. Problemas agrários do litoral paranaense. *Scientia Agraria* **8**:421 – 423.
- BRASIL. 1985. Decreto n. 90.883, de 31 de janeiro de 1985. Dispõe sobre a implantação da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba. *Diário Oficial da União, Brasília*, 31 de janeiro de 1985.
- BRASIL. 2006. Portaria do Ministério do Meio Ambiente n. 150 de 17 de maio de 2006. Relator: Claudio Langone. *Diário Oficial da União, Brasília* **93**: 71-73.
- Brudvig, L. A..2011. The restoration of biodiversity where has research been and where it need to go? *American Journal of Botany* **98**(3): 1–10.
- Bruel, B. O.,1 M. C. M. Marques, R. M. Brites. 2010. Survival and Growth of Tree Species under Two Direct Seedling Planting Systems. *Restoration Ecology* **18**(4): 414–417.
- Cerqueira, R., A. Brant, M. T. Nascimento. 2003. Fragmentação: alguns conceitos. In: *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: MMA/SBF.

- Cheung, K. C., D. Liebsch, M. C. M. Marques. 2010. Forest Recovery in Newly Abandoned Pastures in Southern Brazil: Implications for the Atlantic Rain Forest Resilience. *Natureza&Conservação***8**(1):66-70.
- Cubiña, A., T. M. Aide. 2001. The Effect of Distance from Forest Edge on Seed Rain and Soil Seed Bank in a Tropical Pasture. *Biotropica***33**(2): 260-267.
- Dean, W. 1995. *With broadax and firebrand: the destruction of the brazilianatlantic forest.* University of California Press, Berkeley.
- Didier, K., J. Thomson. 2007. Habitat fragmentation and connectivity. In: Sourcebook on remote sensing and biodiversity indicators. Tech. rep., Montreal, 203p. Disponível em: <http://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-32.pdf>
- Dosch, J. J., C. J. Peterson, B. L. Haines. 2007. Seed rain during initial colonization of abandoned pastures in the premontane wet forest zone of southern Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* **23**:151–159.
- Duncan, R. S., V. E. Duncan. 2000. Forest Succession and Distance from Forest Edge in an Afro-Tropical Grassland. *Biotropica***32**(1):33-41.
- Eastman, J. R. 2006. *Idrisi Andes: Guide to GIS and Image Processing.* Clark University, Worcester.
- Engel, V. L., and J. A. Parrota. 2001. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. *Forest Ecology and Management* **152**:169–181.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **34**:487–515.
- Farina, A. 2006. *Principles and methods in landscape ecology.* Springer. Netherlands. 412 pp.
- Ferretti, A. R., R. M. Britez. 2006. Ecological restoration, carbon sequestration and biodiversity conservation: The experience of the Society for Wildlife Research and Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil. *Journal for Nature Conservation* **14**:249 – 259.
- Foody, G.M. 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing and Environment* **80**: 185-201.
- Galanes I. T. and J. R. Thomlinson. 2009. Relationships between spatial configuration of tropical forest patches and woody plant diversity in northeastern Puerto Rico. *PlantEcology***201**:101–113.

- Grise, M. M.. 2008. A estrutura da paisagem do mosaico de unidades de conservação do litoral norte do Paraná. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, p. 110.
- Hanski, I., O. E. Gaggiotti. 2004. Ecology, Genetics, and Evolution of Metapopulations. Burlington: ed. Elsevier.
- Holl, K. D., E. E. Crone. 2004. Applicability of landscape and island biogeography theory to restoration of riparian understorey plants. *Journal of Applied Ecology* **41**:922–933
- Holl, K. D., M. E. Loik, E. H. V. Lin, and I. A. Samuels. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* **8**:339–349.
- Holl, K. D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate and soil. *Biotropica* **31**:229–242.
- Holl, K. D. 1998. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? *Restoration Ecology* **6**(3):253-261.
- Huxel, G. R. and A. Hastings. 1999. Habitat loss, fragmentation and restoration. *Restoration Ecology* **7**(3):309-315.
- IBGE. 1992. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Rio de Janeiro, Série Manuais Técnicos em Geociências, IBGE.
- IPARDES. 1990. Macrozoneamento da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba. Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. Curitiba.
- IPARDES. 2001. Zoneamento da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba. Curitiba. Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. Curitiba. p. 120.
- INPE. 2009. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Disponível em: <http://www.inpe.br/index.php>
- ITCG. 2009. Instituto de Terras Cartografia e Geociências do estado do Paraná. Disponível em: <http://www.itcg.pr.gov.br/>
- Jules, E. S., P. Shahani. 2003. A broader ecological context to habitat fragmentation: Why matrix habitat is more important than we thought. *Journal of Vegetation Science* **14**:459 – 464.
- Kageyama, P., F. B Gandara. 2003. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Curitiba: ed. Da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção a Natureza.

- Lamb, D., P. D. Erskine, J. A. Parrotta. 2005. Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. *Science* **310**:1628 – 1632.
- Lang S., and T. Blaschke. 2007. *Análise da Paisagem com SIG. Oficina de Textos.* São Paulo.
- Liebsch, D., Goldenberg, R., Marques, M.C.M., 2007. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica no Paraná. *Acta Botanica Brasilica* **21**:983–992.
- Liebsch, D., M. Marques, and R. Goldenberg. 2008. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. *Biological Conservation* **141**(6) (June): 1717-1725.
- Lindenmayer D., R. J. Hobbs, R. Montague-Drake, J. Alexandra, A. Bennett, M. Burgman, P. Cale, A. Calhoun, V. Cramer, P. Cullen, D. Driscoll, L. Fahrig, J. Fischer, J. Franklin, Y. Haila, M. Hunter, P. Gibbons, S. Lake, G. Luck, C. MacGregor, S. McIntyre, R. M. Nally, A. Manning, J. Miller, H. Mooney, R. Noss, H. Possingham, D. Saunders, F. Schmiegelow, M. Scott, D. Simberloff, T. Sisk, G. Tabor, B. Walker, J. Wiens, J. Woinarski, E. Zavaleta. 2008. A checklist of considerations for landscape conservation. *Ecology Letters* **11**:78–91.
- Lindborg, R. and O. Eriksson. 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* **85**(7):1840–1845
- MacArthur, R. H., E. O. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography.* Princeton Univ. Press, Princeton.
- McGarigal, K., and B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351p.
- Metzger, J. P. 2003. Delineamento de experimentos em uma perspectiva da ecologia da paisagem. In: *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre.* Curitiba: ed. UFPR; Fundação O Boticário de Proteção a Natureza.
- Metzger, J. P. 2001. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica*. 1(1/2): disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?tematic-review+BN00701122001> (Último acesso em 12/04/2009).
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G Mittermeier, G.A.B. Fonseca, J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**:853-845.
- Nucci, J. C. 2007. Origem e Desenvolvimento da Ecologia e da Ecologia da Paisagem. *Revista Eletrônica Geografar* **2**:77-99. Curitiba. Disponível em: www.ser.ufpr.br/geografar.
- Palmer, M. A.; D. A. Falk, J. B. Zedler. 2006. *Ecological theory and restoration ecology.* In: *Foundations of restoration ecology.* Washington: Island Press.

- Pardini, R., A.A.Bueno, Toby a. Gardner, Paulo Inácio Prado, and Jean Paul Metzger. 2010. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. Ed. Brock Fenton. *PLoS ONE* 5, no. 10.
- Pijl, L. v. Der, 1972. Principles of dispersal in higher plants. 2.ed. Berlim: Springer-Verlag.
- PROATLÂNTICA. 2001. Mapeamento da Floresta Atlântica do Estado do Paraná. Programa de proteção da floresta atlântica, Secretaria de Estado e do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Paraná.
- Reis, A., F. C. Bechara, M. B. Espíndola, N. K. Vieira, L. L. Souza. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza & Conservação* 1:28-36.
- Ribeiro, M. C.; J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. J. Ponzoni, M. M. Hirota. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141-1153.
- Roderjan, C. V., F. Galvão, Y. S. Kuniyoshi, and G. G. Hatschbach. 2002. As Unidades Fitogeográficas do Estado do Paraná. *Ciência & Ambiente. UFSM. Santa Maria-RS* 24:75-92.
- Rodrigues, R. R., R. A. F. Lima, S. Gandolfi, and A. G. Nave. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142:1242-1251.
- Sampaio, A. B., K. D. Holl, A. Scariot. 2007. Does Restoration Enhance Regeneration of Seasonal Deciduous Forests in Pastures in Central Brazil? *Restoration Ecology* 15(3):462-471.
- Santos, L. J. C., C. Oka-Fiori, N. E. Canali, A. P. Fiori, C. T. Silveira, J. M. F. Silva, J. L. S. Ross. 2006. Mapeamento Geomorfológico do estado do Paraná. *Revista Brasileira de Geomorfologia. Ano 7, 2:3 - 12.*
- Schmidlin, D. & R. M. Britez. 2002. Área de Proteção Ambiental APA de Guaraqueçaba: Estudo multitemporal de uso do solo. Relatório Técnico. Curitiba. 38p.
- SER (Society for Ecological Restoration International). 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. Disponível em: www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- SPVS. 2006. Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental. Plano de manejo da reserva natural do rio Cachoeira.
- SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2008. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período de 2000 a 2005.

- Swaine, M. D., T. C. Whitmore. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* **75**:81 – 86.
- Turner, M. G., R. H. Gardner, R. V. O'Neill. 2001. *Landscape Ecology in theory and practice*. New York: Springer-Verlag. 401 pp.
- Uhl, C., R. Buschbacher, E.A.S. Serrão. 1998. Abandoned pastures in eastern Amazonia: I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* **76**: 663-681.
- Young, T. P., D. A. Petersen, J. J. Clary. 2005. The ecology of restoration: historical links emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters* **8**:662-673.
- Zamith, L. R. and F. R. Scarano. 2006. Restoration of a restinga sandy coastal plain in Brazil: survival and growth of planted woody species. *Restoration Ecology* **14**:87–94.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

ANEXOS

Anexo 1 - Variáveis da comunidade vegetal nas parcelas avaliadas no litoral do Paraná.

Parcela	Idade (anos)	Restauração	Janela de paisagem (raio - m)	Abundância absoluta	Area Basal	Riqueza (S)	Zoocóricas (%)	NãoPioneiras (%)
3	8	Regeneração natural	200, 500, 1000	46	5,11	13	0,83	0,23
5	6	Reflorestamento	200, 500, 1000	54	6,40	6	0,83	0,00
8	7	Regeneração natural	200, 500, 1000	48	13,61	14	0,93	0,08
9	4	Regeneração natural	200, 500	55	6,74	8	0,63	0,25
11	7	Reflorestamento	200	29	1,81	4	0,50	0,00
13	5	Regeneração natural	200, 500	20	5,88	6	0,83	0,00
15	7	Regeneração natural	200	77	12,96	13	0,71	0,14
16	6	Reflorestamento	200, 500	55	9,75	7	0,71	0,00
19	6	Reflorestamento	200	9	1,85	4	0,75	0,00
41	7	Reflorestamento	200	60	12,19	9	0,67	0,29
42	11	Regeneração natural	200, 500, 1000	26	4,18	10	0,60	0,00
43	6	Reflorestamento	200, 500	52	17,61	8	0,86	0,00
45	6	Regeneração natural	200	9	0,57	2	1,00	0,00
46	6	Regeneração natural	200	16	1,93	5	0,80	0,00

Parcela	Idade (anos)	Restauração	Janela de paisagem (raio - m)	Abundância absoluta	Area Basal	Riqueza (S)	Zoocóricas (%)	NãoPioneiras (%)
48	4	Reflorestamento	200	50	7,90	4	0,67	0,09
49	6	Regeneração natural	200	24	4,15	11	0,82	0,18
52	3	Regeneração natural	200	25	3,31	5	0,80	0,00
54	3	Regeneração natural	200, 500	47	5,69	5	0,40	0,00
58	6	Regeneração natural	200, 500	6	0,65	2	1,00	0,00
62	5	Regeneração natural	200, 500, 1000	9	0,86	2	0,50	0,00
65	3	Regeneração natural	200	30	3,07	6	0,33	0,00
67	3	Regeneração natural	200	9	1,87	2	0,50	0,00
69	3	Regeneração natural	200	6	1,03	4	1,00	0,00
77	3	Regeneração natural	200, 500	106	15,56	21	0,73	0,00
78	3	Regeneração natural	200	75	10,72	18	0,82	0,06
82	4	Reflorestamento	200, 500, 1000	62	7,45	7	0,71	0,00
85	4	Regeneração natural	200, 500	10	1,93	5	0,80	0,00
88	6	Regeneração natural	200, 500	1	0,04	1	0,00	0,00
89	9	Regeneração natural	200, 500, 1000	38	8,22	10	0,90	0,00

Parcela	Idade (anos)	Restauração	Janela de paisagem (raio - m)	Abundância absoluta	Area Basal	Riqueza (S)	Zoocóricas (%)	NãoPioneiras (%)
90	9	Regeneração natural	200	55	9,65	5	1,00	0,00
110	5	Reflorestamento	200	14	1,39	4	0,50	0,00
119	3	Regeneração natural	200	5	0,24	3	0,57	0,00
121	4	Reflorestamento	200, 500	53	7,17	14	0,79	0,00
125	5	Reflorestamento	200, 500, 1000	55	6,74	8	0,75	0,00
143	8	Regeneração natural	200	43	3,03	7	0,80	0,17
145	6	Regeneração natural	200	66	5,33	9	0,67	0,11
146	4	Regeneração natural	200	3	1,45	2	0,67	0,00
171	4	Reflorestamento	200	70	12,11	16	0,75	0,00
173	4	Regeneração natural	200	5	0,44	4	0,75	0,00

Anexo 2 - Parâmetros da paisagem nos diferentes raios de avaliação (200, 500, 1000m), no litoral do Paraná.

Janela de paisagem	Parcela	Parâmetros da paisagem					
		Área úmida (%)	Área antrópica (%)	Floresta inicial (%)	Floresta avançada (%)	Distância do vizinho mais próximo (m)	Área do vizinho mais próximo (ha)
200 m							
	3	0,00	68,49	15,60	15,92	102,24	2,00
	5	0,00	72,14	22,00	5,87	140,09	0,74
	8	9,82	62,84	12,69	14,65	82,78	1,48
	9	0,00	71,58	0,00	28,42	61,73	3,57
	11	0,00	78,37	17,36	4,27	81,43	0,54
	13	33,34	53,90	1,48	11,29	69,24	1,42
	15	30,11	5,01	24,26	40,62	28,89	0,81
	16	77,57	2,61	18,79	1,03	147,37	0,13
	19	16,48	57,56	21,00	4,96	90,00	0,62
	41	0,00	93,95	6,05	0,00	-	-
	42	4,68	34,12	61,11	0,09	180,74	0,01
	43	0,00	61,24	10,75	28,01	40,45	3,52
	45	0,00	92,78	1,43	5,78	111,53	0,36
	46	0,00	89,09	10,91	0,00	-	-
	48	0,00	83,20	9,02	7,78	82,06	1,95
	49	3,64	84,30	6,09	5,97	127,50	0,75
	52	0,00	97,83	2,17	0,00	-	-
	54	0,00	53,06	46,94	0,00	-	-
	58	0,00	90,81	9,19	0,00	-	-
	62	7,07	87,42	5,51	0,00	-	-
	65	0,00	61,52	34,45	4,03	120,21	0,51
	67	0,00	96,62	3,38	0,00	-	-
	69	0,00	75,81	23,55	0,64	167,63	0,08

		Parâmetros da paisagem					
Janela de paisagem	Parcela	Área úmida (%)	Área antrópica (%)	Floresta inicial (%)	Floresta avançada (%)	Distância do vizinho mais próximo (m)	Área do vizinho mais próximo (ha)
	77	0,00	28,35	0,13	71,53	8,28	8,98
	78	0,00	63,13	0,18	36,68	62,66	4,62
	82	2,52	48,27	2,77	46,44	19,16	5,33
	85	0,00	17,61	82,39	0,00	-	-
	88	0,00	1,89	95,84	2,27	127,49	0,29
	89	0,00	45,73	51,40	2,87	160,69	0,36
	90	0,00	1,99	53,90	44,20	30,34	1,93
	110	0,00	68,19	10,88	20,93	59,31	2,24
	119	0,00	47,15	33,53	19,32	0,00	9,08
	121	0,00	27,66	0,00	72,34	116,45	0,45
	125	0,00	55,64	38,54	5,82	-	-
	143	8,01	38,74	53,25	0,00	129,70	0,44
	145	0,00	91,68	8,82	0,00	27,47	3,54
	146	0,00	65,21	30,88	3,91	3,22	3,16
	171	0,00	70,18	1,65	28,17	-	-
	173	0,00	22,50	48,19	29,31	-	-
500 m							
	3	0,97	58,54	14,82	25,67	102,24	19,44
	5	0,00	17,42	50,54	32,04	140,09	25,10
	8	15,88	37,90	12,84	33,38	82,78	8,37
	9	0,00	46,03	5,70	48,26	61,73	37,91
	13	11,09	41,86	8,96	38,09	69,24	26,77
	16	43,41	1,55	35,68	19,37	147,37	0,75
	42	1,56	21,95	59,58	16,91	180,74	12,70
	43	0,00	30,19	36,78	33,03	40,45	25,88
	54	0,00	23,60	41,98	34,42	225,43	26,96
	58	0,72	66,94	31,79	0,55	367,93	0,36
	62	5,40	66,47	24,03	4,11	224,26	3,18

		Parâmetros da paisagem					
Janela de paisagem	Parcela	Área úmida (%)	Área antrópica (%)	Floresta inicial (%)	Floresta avançada (%)	Distância do vizinho mais próximo (m)	Área do vizinho mais próximo (ha)
1000 m	77	0,00	21,89	4,97	73,14	8,28	57,47
	82	10,02	31,81	8,50	49,68	19,16	27,99
	85	0,00	38,08	56,44	5,49	299,03	4,25
	88	0,68	19,56	71,53	8,24	127,49	5,92
	89	0,00	27,15	27,14	45,71	160,69	35,83
	121	0,00	34,42	3,70	61,88	0,00	48,69
	125	0,00	21,71	45,35	32,94	116,45	4,54
	3	1,68	54,64	19,87	23,77	102,24	72,66
	5	0,26	11,40	44,21	44,13	140,09	138,18
	8	11,35	23,68	12,74	52,22	82,78	35,29
	42	2,78	17,58	37,86	41,77	180,74	52,91
	62	11,35	57,03	15,79	15,83	224,26	30,80
	82	3,81	12,21	18,20	65,78	19,16	155,99
	89	0,00	13,07	21,73	65,20	160,69	188,71
	125	0,00	11,75	29,15	59,10	116,45	9,65