

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**



**A paisagem do Parque Estadual de Itapeva, RS, e seu
entorno: padrões, processos e fatores direcionadores.**

Ricardo Dobrovolski

**Porto Alegre
2006**

A paisagem do Parque Estadual de Itapeva, RS, e seu entorno: padrões, processos e fatores direcionadores.

Ricardo Dobrovolski
rdobrovolski@gmail.com

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientadores:

Prof. Dr. Paulo Luiz de Oliveira
Prof. Dr. Andreas Kindel

Comissão Examinadora

Prof. Dr. Jean Paul Walter Metzger
Prof. Dr. Demétrio Luís Guadagnin
Prof. Dr. Fernando Gertum Becker

Porto Alegre, agosto de 2006.

À memória de meu pai, Ricardo Luiz Dobrovolski.

“Do ponto de vista de uma formação socioeconômica superior, a propriedade privada da terra por determinados indivíduos vai parecer tão absurda quanto a propriedade privada de um homem por outros homens. Nem mesmo uma sociedade inteira, ou uma nação, ou o conjunto simultâneo de todas as sociedades existentes é dono da terra. Eles são simplesmente os seus posseiros, os seus beneficiários, e precisam legá-la em melhor estado às gerações que as sucedem com boni patres familias.”

Karl Marx.

AGRADECIMENTOS

Sou sinceramente grato a:

Meu orientador Paulo Luiz Oliveira pelo crédito;

Meu co-orientador Andreas Kindel por compartilhar de problemas conservacionistas;

A Heinrich Hasenack meu orientador do bacharelado e que continua agindo como tal;

À banca de examinadores pela contribuição;

Aos meus colegas do laboratório de geoprocessamento do Centro de Ecologia por todo auxílio;

Aos meus colegas de trabalho no Parque Estadual de Itapeva por compartilharem da afeição por aquela área;

Aos meus colegas do Programa de Pós-Graduação em Ecologia pelo companheirismo;

À equipe do Laboratório da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul pelo auxílio;

Ao grupo do Laboratório de Ecologia de Paisagens e Conservação da USP pela atenção;

À Secretaria Estadual de Meio Ambiente pela cessão das imagens de satélite;

Ao Departamento Autônomo de Estradas de Rodagem pelo empréstimo das fotografias aéreas;

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, seus professores e seus funcionários pelo abrigo;

À CAPES pela concessão da bolsa;

Aos meus familiares, em especial a Rosália, Magnólia, Terezinha e Benilda por todo cuidado com este ecologista atormentado;

Aos meus amigos, em especial aos meus irmãos de peso Mathias e Carla, por me lembrarem, a todo instante, o sentido da vida;

À Flávia pelo desvelo e compreensão com este *homo mestrands*.

SUMÁRIO

<u>AGRADECIMENTOS</u>	iv
<u>SUMÁRIO</u>	v
<u>ÍNDICE DE FIGURAS</u>	vi
<u>ÍNDICE DE QUADROS E TABELAS</u>	x
<u>LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS</u>	xiii
<u>RESUMO</u>	xiv
<u>ABSTRACT</u>	xvi
<u>INTRODUÇÃO</u>	1
<i>A Ecologia de Paisagem</i>	1
<i>A atual crise ambiental e a conservação</i>	7
<i>O Domínio Mata Atlântica</i>	11
<u>OBJETIVO</u>	15
<u>MATERIAIS E MÉTODOS</u>	16
<i>Área de Estudo</i>	16
<i>Imagens e Fotografias</i>	23
<i>Mapeamento</i>	26
<i>Legenda</i>	30
<i>Análise da mudança de cobertura</i>	32
<u>RESULTADOS</u>	38
<u>PEI e Entorno Distante</u>	38
<i>Análise da mudança de cobertura</i>	38
<i>Métricas de Paisagem</i>	43
<i>Fatores Direcionadores</i>	46
<u>PEI e Entorno Próximo</u>	48
<i>Análise da mudança de cobertura</i>	48
<i>Métricas de Paisagem</i>	57
<u>DISCUSSÃO</u>	59
<u>PEI e Entorno Distante</u>	59
<i>Análise da mudança de cobertura</i>	59
<i>Métricas de Paisagem</i>	64
<i>Fatores Direcionadores</i>	66
<u>PEI e Entorno Próximo</u>	67

<i>Análise da mudança de cobertura</i>	67
<i>Métricas de Paisagem</i>	69
<u>CONSIDERAÇÕES FINAIS</u>	70
<u>REFERÊNCIAS</u>	73

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Modelos conceituais de Paisagem. A) Modelo de fragmentação mostrando as matrizes, manchas, corredores e trampolins ecológicos (Forman e Godron, 1986). B) Modelo de variegação no qual há continuidade entre a matriz e a mancha (McIntyre e Hobbs, 1999). C) Modelo do contorno do hábitat (Fischer <i>et al.</i> , 2004), onde gradientes de verde e vermelho correspondem a diferentes organismos.....	6
Figura 2. A. Os projetos de conservação devem buscar realizar um manejo adaptativo avaliando a situação inicial, propondo um plano de ação a ser aplicado e metas a serem cumpridas. Posteriormente, é necessário avaliar a nova situação e o cumprimento das metas estabelecidas e gerar novos planos de ação e novas metas repetindo o ciclo. B. Essas análises devem ser aplicadas em diferentes escalas espaciais e temporais, levando em consideração informações locais, regionais e mesmo continentais e avaliando o presente em relação ao passado e propondo diferentes cenários para o futuro (baseado em Freemark <i>et al.</i> , 2002)....	12
Figura 3. Localização da área de estudo, na divisa entre os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, Brasil.....	17
Figura 4. Mapa representativo da área de estudo, mostrando a divisão municipal (em preto), a rede hidrográfica (em azul), o limite do PEI (em vermelho), a zona de amortecimento definida pela distância de 10 km a partir do limite do PEI (em amarelo) e o limite da zona de amortecimento conforme definido pelo plano de manejo do PEI (em roxo) (SEMA, 2006). Coordenadas UTM, Zona 22, SAD69.....	18
Figura 5. Mapa de altimetria da área de estudo. As altitudes variam entre 0 e 938 m. Também estão representados o limite do PEI e do seu entorno (10km), assim como o oceano e as principais lagoas (azul). Coordenadas UTM, Zona 22, SAD69.....	20
Figura 6: Mapa de Geologia da área de estudo (parcial) (CECO, 1984). Além da classe corpos de água (1), estão representadas as classes demonstradas na Quadro 3 (N). Coordenadas UTM, Zona 22, SAD 69	21
Figura 7. Mosaico de fotografias georreferenciadas utilizado para a análise da cobertura da terra no entorno do PEI em 1974 (A) e imagem <i>Spot</i> utilizada para a análise em 2002.....	24
Figura 8. Mosaico de fotografias georreferenciadas utilizado para a análise da cobertura da terra na área do PEI em 1974 (A) e imagem <i>Quickbird</i> utilizada para a análise em 2004.....	25
Figura 9. Comparação do mosaico de fotografias aérea (esquerda) com a imagem <i>Spot</i> (direita). Ambas foram interpretadas por vetorização em tela na escala 1:10.000.....	27

- Figura 10.** Comparação do mosaico de fotografias aérea (esquerda) com a imagem *Quickbird* (direita). Ambas foram interpretadas por vetorização em tela na escala 1: 2.000.....27
- Figura 11.** Fotografias obtidas durante a verificação da exatidão temática por visita a campo. Autor: Ricardo Dobrovolski.....28
- Figura 12.** Fotografias obtidas durante a verificação da exatidão temática por sobrevôo da área. Autor: Ricardo Aranha Ramos.....29
- Figura 13.** Fatores direcionadores da paisagem. A. Corpos d'água (preto) e *buffer* de 250 m (cinza). B. Rede viária (preto) e *buffer* de 250 m (cinza). C. Áreas com declividade superior a 30° (preto) e *buffer* de 50m.....36
- Figura 14.** Regiões geológicas (preto). A. Depósitos marinhos e eólicos litorâneos do holoceno. B. Depósitos interiores diversos do pleistoceno e do holoceno. C. Formações do Mesozóico (Arenito Botucatu e Serra Geral).....37
- Figura 15.** Mapa de cobertura da terra na área do PEI entorno distante em 1974. As classes de cobertura são: corpos d'água (WAT), floresta de encosta (FOC), floresta paludosa (FOP), floresta arenosa (FOS), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DUN), silvicultura (SIL), agricultura (AGR), solo exposto (SOI) e áreas urbanizadas (URB). Coordenadas UTM, Zona 22, SAD 69.....39
- Figura 16.** Mapa de cobertura da terra na área do PEI e entorno distante em 2002. As classes de cobertura são: corpos d'água (WAT), floresta de encosta (FOC), floresta paludosa (FOP), floresta arenosa (FOS), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DUN), silvicultura (SIL), agricultura (AGR), solo exposto (SOI) e áreas urbanizadas (URB). Coordenadas UTM, Zona 22, SAD 69.....40
- Figura 17.** Mapa de cobertura da terra na área do PEI e entorno distante em 1974, simplificado. Esse mapa foi utilizado nas análises dos fatores influenciadores da paisagem. As classes de cobertura são: corpos d'água (WAT), floresta (FOR), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DUN), área antrópica rural (ANR) e áreas urbanizadas (ANU). Coordenadas UTM, Zona 22, SAD 69.....47
- Figura 18.** Mapa de cobertura da terra na área do PEI e entorno distante em 2002, simplificado. Esse mapa foi utilizado nas análises dos fatores influenciadores da paisagem. As classes de cobertura são: corpos d'água (WAT), floresta (FOR), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DUN), área antrópica rural (ANR) e áreas urbanizadas (ANU). Coordenadas UTM, Zona 22, SAD 69.....48
- Figura 19.** Mapa de cobertura da terra na área PEI e entorno próximo em 1974. As classes de cobertura são: corpos d'água (WAT), floresta (FOR), transição floresta/campo (TRA),

banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DAR), área antrópica rural (ANR) e área antrópica urbana (ANU). Coordenadas UTM, Zona 22, SAD 69.....**52**

Figura 20. Mapa de cobertura da terra na área PEI e entorno próximo em 2004. As classes de cobertura são: corpos d'água (WAT), floresta (FOR), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DAR), área antrópica rural (ANR) e área antrópica urbana (ANU). Coordenadas UTM, Zona 22, SAD 69.....**53**

LISTA DE QUADROS E TABELAS

- Quadro 1.** Histórico de sistemas de satélite utilizados nos mapeamentos de cobertura da terra, suas respectivas instituições, datas de lançamento, resolução e escala de aplicação.....**3**
- Quadro 2.** Número de espécies que ocorrem no PEI, e número de espécies ameaçadas regionalmente (R), nacionalmente (N) e globalmente (G) em diferentes grupos taxonômicos (Fontana et al., 2003; SEMA, 2006).....**19**
- Quadro 3.** Formações geológicas presentes na área de estudo e suas respectivas datações (Horn Filho, 1987).....**21**
- Tabela 1.** Classes de cobertura da terra (*i*) em 1974 (1) e em 2002 (2); estabilidade (CS), expansão (CE) e retração (CR) em termos absolutos e relativos. Classes de cobertura: corpos d'água (WAT), floresta de encosta (FOC), floresta paludosa (FOP), floresta arenosa (FOS), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), campo psamófilo (PSA), dunas (DUN), silvicultura (SIL), agricultura (AGR), solo exposto (SOI) e áreas urbanizadas (URB).....**41**
- Quadro 4.** Valores em hectares, de todos os possíveis destinos que as classes de cobertura da terra em 1974 (linhas) poderiam ter seguido em 2002 (colunas), incluindo a estabilidade (diagonal principal), ou a alteração (demais células). Em cinza escuro estão as modificações mais importantes no contexto de cada classe de cobertura da terra. Classes de cobertura: corpos d'água (WAT), floresta de encosta (FOC), floresta paludosa (FOP), floresta arenosa (FOS), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DUN), silvicultura (SIL), agricultura (AGR), solo exposto (SOI) e áreas urbanizadas (URB).....**42**
- Tabela 2.** Principais direções de alteração da cobertura da terra (CA) (de *i* para *j*, $i \neq j$) de 1974 para 2002, comparado com a cobertura da classe *i* em 1974 (C_{ai}) e com a área total de alteração (CA). Classes de cobertura: corpos d'água (WAT), floresta de encosta (FOC), floresta paludosa (FOP), floresta arenosa (FOS), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DUN), silvicultura (SIL), agricultura (AGR), solo exposto (SOI) e áreas urbanizadas (URB).....**44**
- Tabela 3.** Métricas de paisagem das classes de cobertura floresta de encosta (FOC), floresta paludosa (FOP), floresta arenosa (FOS), transição campo/floresta (TRA) e banhado (SWA). As métricas são: área total (CA), número de fragmentos (NP), densidade de borda (ED), dimensão fractal perímetro-área (PAFRAC), área núcleo total (TCA), índice de proximidade (PROX), distância euclidiana ao fragmento mais próximo (ENN) e proporção de adjacências (PLADJ).....**45**

Tabela 4. Proporção de cobertura da terra de cada uma das classes nos dois momentos analisados (1974 e 2002) em termos absolutos e relativos. Para a área geral e em zonas sob influência de diferentes fatores direcionadores da paisagem. Valor de estabilidade (S) total nas áreas sob influência dos diferentes fatores. Classes de cobertura da terra: corpos d'água (WAT), floresta (FOR), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DUN), área antrópica rural (ANR) e áreas urbanizadas (ANU).....**49**

Tabela 5. Proporção de cobertura da terra de cada uma das classes nos dois momentos analisados (1974 e 2002), em termos absolutos e relativos. Para a área geral e em diferentes regiões geológicas. Região 1: depósitos marinhos e eólicos litorâneos do holoceno. Região 2: depósitos interiores diversos do Pleistoceno e do Holoceno. Região 3: Formações do Mesozóico (Arenito Botucatu e Serra Geral). Valor de estabilidade (S) total nas áreas sob influência dos diferentes fatores. Classes de cobertura da terra: corpos d'água (WAT), floresta (FOR), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DUN), área antrópica rural (ANR) e áreas urbanizadas (ANU).....**50**

Tabela 6. Classes de cobertura da terra (i) em 1974 (1) e em 2004 (2) na área do PEI e entorno próximo; estabilidade (CS), expansão (CE) e retração (CR) em termos absolutos e relativos. Classes de cobertura: corpos d'água (WAT), floresta (FOR), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DUN), áreas antrópicas rurais (ANR) e áreas antrópicas urbanas (ANU).....**54**

Quadro 5. Valores de todos os possíveis destinos que as classes de cobertura da terra em 1974 (linhas) poderiam ter seguido em 2004 (colunas) na área do PEI e entorno próximo, incluindo a estabilidade (diagonal principal), ou a alteração (demais células). Em cinza escuro estão indicadas as modificações mais importantes no contexto de cada classe de cobertura da terra. Classes de cobertura: corpos d'água (WAT), floresta (FOR), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DUN), áreas antrópicas rurais (ANR) e áreas antrópicas urbanas (ANU).....**55**

Tabela 7. Principais direções de alteração da cobertura da terra (CA) (de i para j , $i \neq j$) de 1974 para 2004 na área do PEI e entorno próximo, comparadas com a cobertura da classe i em 1974 (Ca_{i1}) e com a área total de alteração (CA). Classes de cobertura: corpos d'água (WAT), floresta (FOR), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DUN), áreas antrópicas rurais (ANR) e áreas antrópicas urbanas (ANU).....**56**

Tabela 8. Métricas de paisagem das classes de cobertura floresta (FOR), transição campo/floresta (TRA) e banhado (SWA). As métricas são: área total (CA), número de fragmentos (NP), densidade de borda (ED), dimensão fractal perímetro-área (PAFRAC), área

núcleo total (TCA), índice de proximidade (PROX) distância euclidiana ao fragmento mais próximo (ENN), e proporção de adjacências (PLADJ).....	58
Tabela 9. Produção agrícola (em hectares) total e relativa e pecuária (principais produtos) no município de Torres em 1974 e nos municípios que ocupam a área correspondente em 2003. (Fonte IBGE, 1977, 2006).....	60
Tabela 10. População rural, urbana (em termos absolutos e relativos) e total do município de Torres em 1970, 1980 e dos municípios que ocupam a mesma área em 2000. (Fonte IBGE, 2006).....	62

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

A - Alteração
AGR – Agricultura
ANR – Antrópico Rural
ANU – Antrópico Urbano
CA – Área Total
CECO – Centro de Estudos de Geologia Costeira e Oceânica
DAR – Dunas e Afloramentos Rochosos
DUN – Dunas
E - Expansão
ED – Densidade de Borda
ENN – Distância Euclidiana ao Fragmento mais Próximo
FOC – Floresta de Encosta
FOP – Floresta Paludosa
FOR – Floresta
FOS – Floresta arenosa
GRA – Campo
IBGE – Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
MMA – Ministério do Meio Ambiente
NP – Número de Fragmentos
PAFRAC – Dimensão Fractal Perímetro-Área
PEI – Parque Estadual de Itapeva
PLADJ – Proporção de Adjacências Semelhantes
PROX – Índice de Proximidade
PSA – Campo Psamófilo
R - Retração
S – Estabilidade
SAD – *South American Datum*
SEMA – Secretaria Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul
SIL – Silvicultura
SOI – Solo Exposto
SWA – Banhado
TCA – Área Núcleo Total
TRA – Transição Floresta/Campo
URB – áreas urbanizadas
WAT – Corpos d'água

RESUMO

O fim da Ecologia de Paisagem é o entendimento relação entre os padrões espaciais e os processos ecológicos. O desenvolvimento inicial dessa disciplina, na Europa, na década de 1930, foi relacionado ao uso das fotografias aéreas e ao surgimento do conceito de ecossistema. Já na década de 1980, a partir do EUA, a Ecologia de Paisagem firmou-se como um importante campo de estudo com a utilização das imagens de satélite, dos sistemas de informação geográfica e com a crescente relevância do componente espacial nas teorias ecológicas. No estudo da dinâmica da paisagem, as imagens de satélite têm sua aplicação limitada por serem muito recentes, especialmente aquelas com maior resolução. Uma solução para esse problema é a comparação dessas imagens com fotografias aéreas, disponíveis já há algumas décadas. A crise ambiental, enfrentada pela humanidade, tem como principal aspecto a alteração da cobertura da terra, o que é de grande relevância para a Ecologia de Paisagem. Essa alteração foi mais intensa em algumas regiões da Terra. A Mata Atlântica, por exemplo, apresenta apenas cerca de 8% da sua distribuição original. No enfrentamento dessa crise, e em especial, na busca da conservação da biodiversidade, as unidades de conservação têm sido a ferramenta fundamental. Além de conservar os processos no seu interior, as áreas protegidas devem servir como marco para o planejamento regional da conservação. Esse planejamento tem de levar em conta as características da região e as suas ameaças, e para tal as ferramentas e teorias da Ecologia de Paisagem têm um grande papel. Nesse contexto, o nosso objetivo é avaliar a mudança da paisagem recente e seus possíveis fatores direcionadores. Para tal, foram comparadas fotografias aéreas de 1974 com imagens de satélite da alta resolução de 2002/2004. A área estudada foi o Parque Estadual de Itapeva (PEI), RS, e seu entorno. Para o mapeamento da área do PEI e das adjacências distantes até 500 m, foi utilizada uma imagem *Quickbird*, de 2004. Para a zona de amortecimento, área distante pelo menos 10 km do limite do parque, foram utilizadas imagens *Spot* de 2002. Os fatores direcionadores avaliados foram: proximidade de estradas, de corpos d'água, e áreas com alta declividade e origem geológica do terreno. Foram identificadas nessa análise diversas formações características do Domínio Mata Atlântica além de classes de cobertura do solo decorrentes da atividade humana. As classes de cobertura antrópicas cobriam a maioria da paisagem já no momento inicial de nossa análise, revelando um importante impacto antrópico na região. Essa impacto também foi demonstrado pela alteração de cerca de 35% da paisagem do entorno e de 46% da área do PEI, no período analisado. A maior parte da alteração, em ambas as análises, foi representada pelo aumento das classes de cobertura antrópicas em detrimento das classes de cobertura naturais. A análise da mudança do padrão da paisagem entre as duas datas, medida pelos

índices de paisagem, demonstrou um potencial prejuízo da qualidade dos habitats e dos fluxos biológicos, tendo em vista que a área núcleo total das manchas de classes naturais diminuiu, assim como o índice de proximidade enquanto a distância entre as manchas aumentou. Uma exceção a essa tendência foi a expansão das florestas de encosta, especialmente sobre áreas de agricultura. Tal expansão parece ser resultado do abandono das áreas de encosta decorrente do êxodo rural verificado na região. A expansão da floresta de encosta foi refletida nos índices de paisagem que evidenciaram um aumento da área núcleo e da conectividade nessas áreas. A análise dos fatores direcionadores mostrou que os mesmos têm efeito sobre a paisagem, pois a composição das áreas sob sua influência é diferenciada, embora a taxa de alteração dessas áreas tenha sido semelhante à taxa de alteração da região como um todo. Nosso estudo sugere que a alteração da cobertura da terra é uma importante ameaça na região do PEI. Para a conservação do PEI e de seu entorno, essa dinâmica deve ser alterada.

ABSTRACT

The aim of Landscape Ecology is the understanding of the relations between spatial patterns and ecological processes. The initial development of this field, in Europe, in the 1930's, was related to aerial photographs availability and the origin of the ecosystem concept. During the 1980's, in USA, Landscape Ecology, established definitely as an important research field based on the use of satellite images, on the geographical information systems and on the increasing importance of the space in the ecological theories. In the study of the landscape dynamics, the use of satellite images is limited because they are very recent, especially those with higher resolution. The solution of this problem is to compare these images with aerial photographs which are available for several decades. The environmental crisis faced nowadays by humanity has as the main problem the land cover change. This fact has great importance for Landscape Ecology. This alteration of the Earth is not equally distributed. The Brazilian Atlantic Forest, for example, has only about 8% of its original distribution. To face this crisis, and specially, to protect biodiversity, protected areas are the main tool. Besides protecting the ecological processes in its own area, they need to be cornerstone on which regional conservation is built. Conservation planning requires assessment of the characteristics of the region and its threats. Landscape Ecology's tools and theories have a great role in this job. Our purpose is to evaluate landscape change and its possible driving forces. We compared aerial photographs from 1974 with high resolution satellite images from 2002/2004. The study area was the Itapeva State Park (PEI), RS, and its buffer zone. For the land cover mapping of PEI and the area 500m distant of its limits, we used a Quickbird image, from 2004. In the buffer zone, far at least 10 km from the park, we used a 2002 Spot image. We analyzed these driving forces: road proximity, water bodies' proximity, high slope and the geological origin of the area. We found many cover types typical of the Atlantic Forest Domain, and land cover classes related to human activities. The anthropic areas were already dominant in the landscape at the beginning of our analysis. The importance of the human impact in the study area was showed also by the alteration of 35% of the buffer zone and of 46% of the PEI. Most of this alteration, in both analyses, was the increase of anthropic land cover classes in detriment of the original ones. The change in the landscape pattern between both dates, measured by landscape metrics, showed a potential damage of the habitats and a decrease in the biological fluxes, since the total core area of the patches decreased as the proximity index while the mean distance between the patches increased. An exception to this trend was the expansion of the hillside forest, especially over agriculture. This expansion seems to be related to the rural exodus that occurred in this region,

and was reflected in the landscape metrics that evidenced an increase in the core area and in the connectivity. The analysis of the driving forces suggested that the factors studied affected the landscape since the composition of the areas under its influence is different, although the alteration rate was similar to the whole alteration. Our study suggests that land cover change is an important threat in the PEI region and it must be altered for the effectivity of the conservation of this area.

INTRODUÇÃO

“Todo homem de meia idade que retorna à sua terra natal após alguns anos de ausência, encontra uma outra paisagem”. Essas palavras, datadas de 1847, são consideradas talvez a declaração mais perspicaz de George Perkins Marsh (1801-1882), autor de *Man and Nature* (1864) e reconhecido como um dos pais do movimento ambientalista (Foster, 1999; Diamant, 2003). Elas dizem respeito aos ciclos de destruição presenciados pelo autor no seu estado natal de Vermont, EUA. Essa frase retrata o tema deste trabalho, a mudança da paisagem, que é de importância central para a Ecologia enquanto disciplina científica, bem como para a vida dos seres humanos afetada pela atual crise ambiental.

A Ecologia de Paisagem

A Ecologia é definida como o estudo científico dos processos que influenciam a distribuição e a abundância dos organismos, as interações entre os organismos e as interações entre organismos e a transformação e fluxo de energia e matéria (Pickett *et al.*, 1994). Como a presença e o sucesso de um organismo, de uma população ou de uma comunidade dependem de um complexo de condições (Odum, 1988) e essas condições físicas e bióticas variam ao longo do espaço, é esperado que os organismos apresentem uma distribuição variada ao longo do mesmo, ou seja, os organismos respondem de diferentes formas aos diferentes padrões espaciais de distribuição dos ecossistemas (Forman e Godron, 1986). O uso de diferentes ambientes inclusive é fruto da coevolução entre os organismos e o ambiente (Heglund, 2002). A importância dos padrões espaciais nos processos ecológicos pode ser exemplificada ainda por algumas teorias que descrevem essa relação e que têm sido de grande valor para o desenvolvimento da Ecologia: a Teoria da Biogeografia de Ilhas de McArthur e Wilson (1963, 1967), a Teoria de Metapopulações (Hanski e Simberloff, 1997) e a Teoria Neutra Unificada de Biodiversidade e Biogeografia (Hubbell, 2001).

O ramo da Ecologia responsável pelo estudo da relação entre padrões espaciais e processos ecológicos é a Ecologia de Paisagem (Pickett e Cadenasso, 1995; Farina, 1998; Turner *et al.*, 2001). A Ecologia de Paisagem parece ter seu desenvolvimento relacionado por um lado à teoria ecológica e por outro às ferramentas de análise espacial. O surgimento do termo “Ecologia de Paisagem” é atribuído ao alemão Carl Troll (1939), influenciado pelo conceito de *ecossistema* cunhado em 1935 por A. G. Tansley e pela análise de paisagens

através de fotografias aéreas. A partir do início da década de 1980, essa fase inicial da Ecologia de Paisagem, de natureza dita mais europeia e voltada ao entendimento da paisagem conforme a percepção humana (Farina, 1998), foi reformulada por teorias como a da Biogeografia de Ilhas (MacArthur and Wilson, 1967) e a idéia da Ecologia Geográfica (MacArthur, 1972), a incorporação da geometria fractal, os estudos sobre escala e sobre hierarquia, além do amplo uso dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e das novas formas de sensoriamento remoto, como é o caso das imagens de satélite (Turner *et al.*, 2001). Desde o surgimento dessa “moderna” Ecologia de Paisagem preocupada com os processos ecológicos nas mais variadas escalas e buscando a percepção da mesma segundo diferentes organismos, a Ecologia de Paisagem tem tido um importante crescimento. Cabe detalhar dois desses avanços técnicos: os SIG e o sensoriamento remoto.

Os sistemas de informação geográfica são ferramentas de manipulação de dados geográficos (Farina, 1998; Eastman, 2003; Longley e Batty, 2003). Esse termo foi cunhado por Roger Tomlinson em 1963 e designa sistemas baseados no uso de computadores capazes de capturar, arquivar, processar e exibir informações espaciais. Os SIG são compostos por mecanismos de análise espacial, análise de dados e cartografia digital. Existe uma grande variedade de programas com diversas capacidades e aplicações. Os sistemas de informação geográfica têm sido cada vez mais utilizados para os mais diferentes estudos incluindo, por exemplo, aqueles voltados à Economia, à Arquitetura, à Agronomia e à Ecologia. Para a Ecologia de Paisagem, os SIG são ferramentas fundamentais na análise da relação entre padrões e processos ecológicos espacialmente explícitos.

O sensoriamento remoto pode ser definido como qualquer processo através do qual é coletada informação a respeito de um objeto ou fenômeno sem entrar em contato o mesmo (Eastman, 2003). Esse termo, contudo, vem sendo mais empregado para o levantamento de informações da superfície terrestre através de ondas eletromagnéticas. As fotografias aéreas capazes de captar a luz refletida pela superfície terrestre, começaram a ser utilizadas já na década de 1850, associadas a balões (Lintz e Simonett, 1976), e tiveram uma grande aplicação no mapeamento da cobertura da terra e em outros estudos, especialmente através da interpretação visual, constituindo um importante instrumento no desenvolvimento da Ecologia de Paisagem. As técnicas de sensoriamento remoto, contudo, foram revolucionadas pelo uso de sensores associados a satélites. O primeiro exemplo desses sensores foi o *ERTS (Earth Resources Technology Satellite)*, lançado em 1972 e renomeado *Landsat*. Desde então, ocorreu o lançamento de diversos sensores com diferentes propriedades e adequados a diversos fins, com capacidade de detectar radiações eletromagnéticas com

diferentes comprimentos de onda provenientes da superfície terrestre (Quadro 1). Tais sensores vêm tendo, nos últimos anos, um constante aperfeiçoamento da sua resolução espacial. As imagens com resolução da ordem de um metro, ou inferior, vêm sendo, inclusive, consideradas como capazes de substituir em muitos aspectos as fotografias aéreas e servir como fontes de atualização dos mapas obtidos com as mesmas (Toutin e Cheng, 2002). Uma vez que as imagens provenientes de satélites de alta resolução têm tornado-se mais acessíveis, elas se converteram numa importante ferramenta nos estudos de Ecologia de Paisagem (Aplin *et al.* 1997). O fato de as imagens de satélite serem muito recentes é um empecilho para muitos estudos de evolução da paisagem. Uma saída parece ser a comparação dessas imagens com fotografias aéreas que vêm sendo obtidas desde a década de 1930.

Quadro 1. Histórico de sistemas de satélite utilizados nos mapeamentos de cobertura da terra, suas respectivas instituições, datas de lançamento, resolução e escala de aplicação.

Instituição	Sistema	Lançamento	Resolução	Aplicação
NASA/EUA	<i>Landsat 1</i>	07/1972	60m	1:250.000
NASA/EUA	<i>Landsat 7</i>	04/1999	15m/30m	1:10.000
CNES/França	<i>Spot 1</i>	02/1986	10m/20m	1:50.000/1:100.000
CNES/França	<i>Spot 5 HRV</i>	05/2002	5m/10m	1:20.000/1:50.000
NRSA/Índia	<i>IRS 1D LISS III</i>	09/1997	5,8m/23,5m	1:25.000/1:50.000
Orbimage	<i>Orbview-3</i>	06/2003	1m/4m	1:5.000/1:25.000
Space Imaging	<i>Ikonos II</i>	09/1999	1m/4m	1:5.000/1:25.000
DigitalGlobe	<i>Quickbird2</i>	11/2001	0,61m/2,44m	1:5.000/1:25.000

Embora existam métodos para a classificação automática das imagens de satélite, a sua aplicação é limitada no caso das imagens de alta resolução, e a interpretação visual constitui uma boa alternativa (Pinheiro e Kux, 2005). Tendo em vista que o principal método para a análise das fotografias aéreas é a interpretação visual (Antrop e Eetvelde 2000; Verheyden *et al.* 2002; Zharikov *et al.* 2005; Bird *et al.* 2000), esse método torna compatível a comparação de imagens de satélite e fotografias aéreas.

Assim como a Ecologia de Paisagem e os seus métodos, o próprio conceito científico de paisagem tem um histórico bastante amplo. A primeira definição conhecida é a de Alexander von Humboldt (1769-1859) que a definiu como “as características totais de uma região”. Já contemporaneamente, paisagem é definida como uma “área heterogênea composta por um agrupamento de ecossistemas interativos que se repetem de forma similar” (Forman e Godron, 1986), esse conceito, cabe ressaltar, associa o conceito de paisagem a uma escala definida, o que parece limitar sua aplicação. Conceitos mais recentes, no entanto, parecem

evitar essa relação. É o caso do conceito de Metzger (1999), que define paisagem como sendo “uma unidade heterogênea, composta por um complexo de unidades interativas (em geral ecossistemas, unidades de vegetação ou de uso e ocupação das terras), cuja estrutura pode ser definida pela área, forma e disposição espacial (por exemplo, grau de proximidade e de fragmentação destas unidades)”. Cabe citar ainda o conceito de Turner *et al.* (2001), bastante breve, mas muito adequado à amplitude de estudos realizados atualmente no campo da Ecologia de Paisagem: “paisagem é uma área espacialmente heterogênea em pelo menos um fator de interesse”.

As paisagens podem ser descritas sob três aspectos: (a) estrutura; (b) função e (c) dinâmica (Forman e Godron, 1986). Tais aspectos estão intimamente relacionados, de modo que a descrição da estrutura da paisagem é um indicativo da função dos seus elementos, bem como das suas possíveis dinâmicas. Independentemente de suas diferenças, para Forman e Godron (1986), as paisagens compartilham uma estrutura fundamental comum, sendo formadas por manchas ou fragmentos, corredores e uma matriz fundamental. As manchas são áreas não lineares que diferem da sua vizinhança. Elas são normalmente compostas por comunidades específicas de seres vivos, ou pela ausência dos mesmos no caso de manchas de solo nu, rocha exposta, locais pavimentados ou construções. Diversas características das manchas são importantes para os processos ecológicos que se dão nas mesmas: área, forma, número e distribuição. Os corredores são faixas estreitas do terreno que diferem da matriz de ambos os lados. Eles podem estar isolados, embora freqüentemente estejam ligados a manchas de composição semelhante. Os corredores unem e dividem diferentes paisagens, ou seja, os corredores podem unir diferentes manchas ou separar áreas de matriz. A matriz é o elemento mais extenso, mais conectado e que desempenha o papel dominante nos processos que se dão na paisagem. A matriz pode ser compreendida ainda como o conjunto de unidades de paisagem não-habitat (Metzger, 2003). As principais características que determinam a função da matriz são a porosidade (densidade de manchas na paisagem), permeabilidade (capacidade de manter os fluxos biológicos) e a forma das suas bordas.

Embora o modelo de Forman e Godron acima explicitado, conhecido como modelo mancha-matriz-corredor ou modelo de fragmentação, seja amplamente aceito e utilizado, existem alguns modelos que entendem a paisagem como sendo formada por elementos mais complexos. É o caso dos chamados “modelo de variação” (*variegation model*) (McIntyre e Barrett, 1992; McIntyre e Hobbs, 1999) e o “modelo do contorno do habitat” (*habitat contour model*) (Fischer *et al.*, 2004) (Figura 1). Ao contrário do modelo de

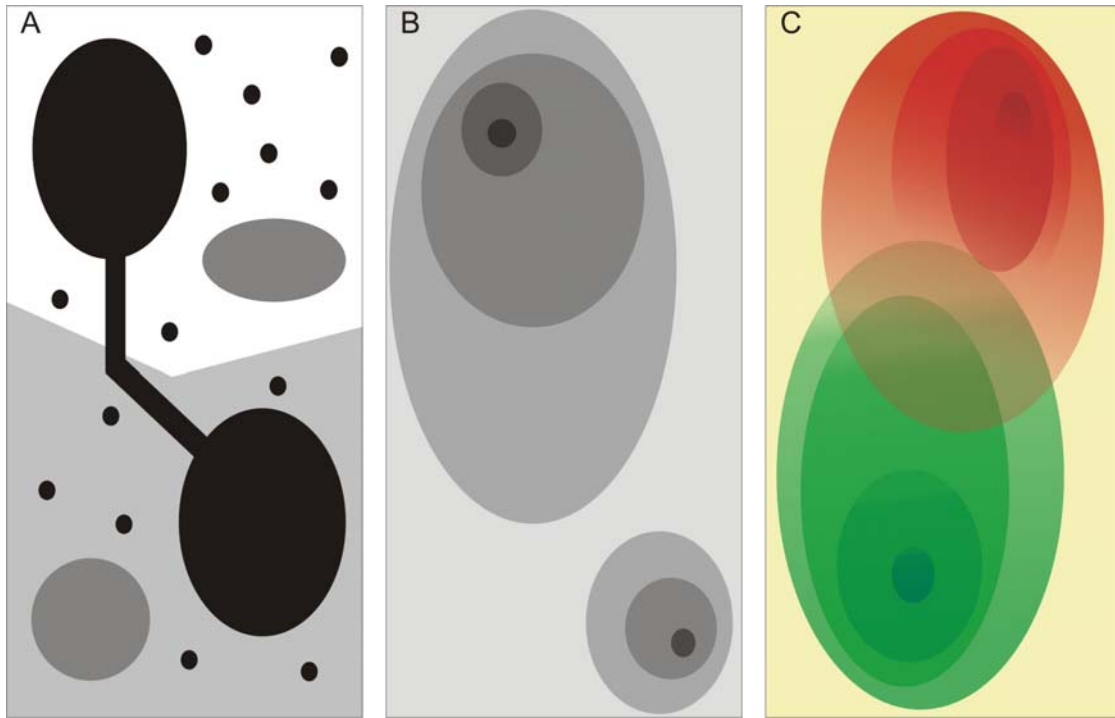


Figura 1. Modelos conceituais de Paisagem. A) Modelo de fragmentação mostrando as matrizes, manchas, corredores e trampolins ecológicos (Forman e Godron, 1986). B) Modelo de variação no qual há continuidade entre a matriz e a mancha (McIntyre e Hobbs, 1999). C) Modelo do contorno do hábitat (Fischer *et al.*, 2004), onde gradientes de verde e vermelho correspondem a diferentes organismos.

fragmentação que apenas considera hábitat e não-hábitat esses outros modelos consideram áreas de característica intermediária bem como o fato de que as bordas entre os diferentes elementos da paisagem podem não ser claras. Para esses modelos, portanto, pode existir em certas paisagens um contínuo entre áreas de hábitat e não-hábitat, entre áreas mais ou menos propícias para a ocorrência de determinado organismo. A sua diferença reside no aspecto de que para o modelo do contorno do hábitat as áreas de hábitat e não-hábitat não apenas devem ser consideradas como sendo um contínuo de diferentes características, mas também que essas características terão efeitos diferentes sobre cada espécie devendo tais fatores ser incorporados no modelo da paisagem. A paisagem, portanto, deve compreender gradientes de habitats para diferentes organismos.

Para o estudo dos padrões espaciais é necessária uma quantificação precisa cuja elaboração se dá pelo uso de métricas ou índices de paisagem (Gustafson, 1998; Hargis *et al.*, 1998; Metzger, 2003). Esses índices são calculados a partir de mapas categóricos, como é o caso de mapas de tipos de cobertura da terra, tipos de vegetação ou de classes de uso e ocupação do solo, podendo ser agrupados em duas categorias: índices de composição e de disposição. As métricas de composição dão uma idéia das unidades presentes na paisagem, da riqueza dessas unidades e da área ocupada por elas (o que permite inferir sobre o grau de dominância espacial). Os parâmetros de disposição quantificam o arranjo espacial dessas unidades em termos de grau de fragmentação e frequência de contado entre as diferentes unidades, grau de isolamento e conectividade de manchas de unidades semelhantes e, finalmente, área, formato e complexidade de forma das manchas que compõem o mosaico da paisagem. Uma série de métricas tem sido empregada para quantificar essas características da paisagem. As métricas de composição e disposição podem ser aplicadas às paisagens como um todo, bem como a cada uma das classes ou aos fragmentos individualmente.

Visto que as paisagens variam ao longo do tempo, avaliar essa mudança é um dos temas centrais da Ecologia de Paisagem (Poudevigne e Baudry, 2003). O padrão da paisagem é determinado por fatores abióticos, como o clima e a geomorfologia, e pelas interações bióticas incluindo as atividades humanas (Turner *et al.*, 2001). Assim, os processos que alteram esses fatores alteram a paisagem. Deste modo, é esperado que as modificações relativamente recentes da paisagem promovidas pelos seres humanos tenham sérias implicações sobre os organismos (Olf e Ritchie, 2002). Diversos estudos vêm sendo realizados a respeito da modificação de uso do solo em todo o mundo. Os resultados encontrados demonstram de forma geral a destruição de áreas naturais promovida pela expansão das atividades humanas (Skole e Tucker, 1993; Homewood *et al.*, 2001; Achard *et al.*, 2002; Roberts *et al.* 2003;

Bouma e Kobryn, 2004; Curran *et al.*, 2004) e, nos raros locais onde os impactos humanos cessam, a recuperação da vegetação local e a tendência de expansão da vegetação florestal (Mast *et al.*, 1997; Bowman *et al.*, 2001; Oliveira e Pillar, 2004).

Além da avaliação do padrão da paisagem, outro objetivo importante nos estudos de Ecologia de Paisagem é a identificação de fatores direcionadores¹ (*proximate causes* e *driving forces*) (Geist e Lambin, 2002; Bürgi *et al.*, 2004). Os fatores direcionadores são elementos da paisagem que condicionam sua mudança. Esses fatores podem ser classificados em cinco tipos: socioeconômicos, políticos, tecnológicos, naturais e culturais. A identificação desses fatores pode permitir o entendimento dos mecanismos que promovem a mudança da cobertura da terra e de outros aspectos da paisagem. O estudo da mudança da paisagem não é apenas um importante campo de desenvolvimento da ecologia, mas também um importante aspecto da atual crise ambiental.

A atual crise ambiental e a conservação

O ser humano enfrenta uma séria crise ambiental atualmente. Essa crise pode ser resumida da seguinte forma, segundo diversos autores (Vitousek *et al.*, 1997; Foster, 1999; Raven, 2002; Pimm, 2005; Diamond, 2005): temos uma população humana muito grande e em crescimento. O conjunto dessas pessoas, em média, produz um grande e crescente impacto. Esse impacto reflete-se na alteração da cobertura da terra e, conseqüentemente, na destruição de habitats, no uso da maior parte da água doce de rios e lagos e no uso de cerca de metade da capacidade fotossintética da Terra. Além disso, essa população obtém grande fração de sua ingestão de proteínas de alimentos selvagens, especialmente peixes, coletados indiscriminadamente, degrada a biodiversidade e os solos, introduz espécies exóticas, têm como principal fonte de energia os combustíveis fósseis, produz e libera muitas substâncias tóxicas no ambiente a ponto de interferir nos ciclos biogeoquímicos e, por fim, produz alterações atmosféricas que destroem a camada de ozônio e alteram o clima da Terra.

Apesar de todos os problemas acima relacionados e da interação entre os mesmos, existem grupos de pesquisadores e outros atores sociais que buscam desqualificar a extensão e a importância da atual crise ambiental (Lomborg, 2001; Pacala *et al.*, 2003). Todavia, diversas sociedades humanas antigas entraram em colapso devido a problemas ambientais. Esses parecem ter sido um importante elemento condicionador da história humana (Diamond, 2003; 2005). Além disso, atualmente, diversas regiões no mundo passam por problemas sociais e

¹ Nós adotamos o termo geral “fatores direcionadores”, embora seja mais usual a diferenciação entre “condicionantes locais” (*proximate causes*) e “forças motrizes” (*driving forces*). Ver Geist e Lambin (2002).

instabilidade política relacionados aos problemas ambientais (Diamond, 2005; Worldwatch Institute, 2005).

Entre os diversos problemas ambientais, a transformação da cobertura da terra é a mais importante alteração humana do ambiente atual (Vitousek *et al.*, 1997) e esperada para o futuro (Sala *et al.*, 2000). Tal processo é consequência do uso do solo para obtenção de bens e serviços por parte dos seres humanos. Alteramos a cobertura da terra ao construir cidades e estradas, ao praticar a mineração, ao plantar para a nossa alimentação direta e para a alimentação do nosso rebanho, ao converter diferentes formações vegetais em pastagens também para o nosso rebanho e ao alterar o regime de fogo de uma região (Farina, 1998; Pimm, 2005). Deste modo, as paisagens, mosaicos de diferentes formações condicionadas por características físicas e biológicas que variam ao longo do espaço (Cerqueira *et al.*, 2003), tornam-se ainda mais heterogêneas devido à ação humana.

A transformação da cobertura da terra também é a principal causa da perda da biodiversidade (Vitousek *et al.*, 1997; Gu *et al.*, 2003). Essa perda é um assunto que tem recebido especial atenção, pois as extinções são irreversíveis, ao contrário dos demais problemas que talvez possam ser revertidos caso os seres humanos organizem-se de uma forma mais adequada em relação às condições materiais do planeta Terra. A interferência humana nos ecossistemas da Terra tem levado à extinção da biota terrestre numa taxa e numa escala de tempo catastróficas. Devido ao fato das taxas de extinção atuais serem milhares de vezes maiores que as taxas basais estimadas, sugere-se que ocorra um possível extermínio de 30% de todas as espécies até a metade do século XXI, um evento comparável a algumas extinções catastróficas do passado (Pimm *et al.*, 1995; Novacek e Cleland, 2001).

A fragmentação dos habitats, associado à sua destruição, é outra consequência da transformação da cobertura da terra. Ela atua sobre os seres vivos através de vários mecanismos: diminuição do habitat original, diminuição da dispersão e consequente isolamento das populações, efeito espécie-área (áreas menores suportam populações menores e mais sujeitas à extinção) e efeito de borda (modificações climáticas e interações bióticas associadas aos ambientes vizinhos que alteram as características das manchas) (Noss e Csuti, 1997). O efeito da perda de habitat associado à fragmentação tem sido bastante estudado em diferentes grupos de organismo que de forma geral são muito afetados por esse processo (revisto por Fahrig, 2003).

As causas da perda da biodiversidade, além da perda e da degradação de habitats naturais provocadas pela mudança da cobertura da terra, incluem a superexploração das espécies para uso humano, a introdução de espécies exóticas, os efeitos de poluentes, os

agentes patogênicos e a mudança do clima (Vitousek *et al.*, 1997; Primack e Rodrigues, 2001; Thomas *et al.*, 2004).

A necessidade de conservação da biodiversidade é embasada por diversos argumentos. Inicialmente, cada ser vivo possui valor intrínseco por ser uma estrutura auto-organizada e auto-replicadora e com muitas características peculiares, merecendo viver e ser respeitado pela nossa espécie (Callicot, 1997; Wilson, 2002). A diversidade de seres vivos também é importante para o funcionamento dos ecossistemas. A maior biodiversidade, em média, nos ecossistemas, tende a aumentar a produtividade, a estabilidade, a retenção de nutrientes e a resistência a invasões (Purvis e Hector, 2000; Tilman, 2000; Chapin *et al.*, 2000; McCann, 2000). Uma vez que a humanidade obtém uma série de bens e serviços dos ecossistemas naturais, imprescindíveis à sua sobrevivência, e sendo a biodiversidade fundamental para a organização dos ecossistemas, a conservação é uma questão de bem-estar e de sobrevivência para a espécie humana (Chapin *et al.*, 2000; Balmford *et al.*, 2002). Eis alguns exemplos de bens e serviços obtidos da natureza: regulação climática, reciclagem de nutrientes, regulação atmosférica, formação e conservação dos solos, regulação de perturbações ambientais, suprimento de água, regulação da erosão e da sedimentação, tratamento de resíduos, polinização, controle biológico, refúgios biológicos, produção de alimentos, recursos genéticos e medicamentos, matérias-primas, recreação e serviços culturais (estéticos, artísticos, científicos, educacionais,...). O preço dos bens e serviços obtidos anualmente da biosfera foi estimado em 38 trilhões de dólares americanos (Costanza *et al.*, 1997). Já Balmford e colaboradores (2002), comparando diferentes atividades na mesma região, viram que aquelas com menor impacto traziam mais benefícios globais do que aquelas com maior degradação das formações naturais. Além disso, segundo tais autores, levando-se em consideração que muitas dessas atividades só sustentam-se economicamente graças aos chamados “subsídios perversos” que são estimados, em cerca de 1450 bilhões por ano em média, e partindo-se do fato de que um sistema de unidades de conservação que abrigasse 15% das áreas terrestres e 30% das áreas marinhas (cifras bem superiores ao estado atual) tem um custo estimado de 45 bilhões de dólares por ano, a razão custo: benefício de um programa mundial efetivo para a conservação das áreas naturais remanescentes é de, no mínimo, 1:100.

Diversas estratégias vêm sendo empregadas na manutenção da biodiversidade. Tais metodologias podem ser divididas em conservação *ex situ* e conservação *in situ*. Nas estratégias *ex situ*, os seres vivos são conservados fora do seu ecossistema. Entre as práticas utilizadas está a conservação de recursos genéticos em bancos de germoplasma vegetal, os núcleos de criação animal e coleções de microrganismos, a conservação em jardins botânicos

e arboretos, a conservação em herbários e coleções zoológicas, a conservação em zoológicos e criadouros de animais silvestres (MMA, 1998). Já as estratégias *in situ* são aquelas voltadas para a conservação dos ecossistemas e da biodiversidade neles incluída, tendo como base um sistema de unidades de conservação, sendo fundamental o conhecimento e o monitoramento da biodiversidade, o controle das atividades que a degradam e o incentivo daquelas que levem à sua conservação (MMA, 1999). As áreas protegidas constituem a estratégia fundamental para a conservação e seus objetivos são representar a biodiversidade das diferentes regiões e separá-la dos processos que ameaçam a sua manutenção (Margules e Pressey, 2000).

Uma rede integrada de unidades de conservação mundial foi proposta para a manutenção a longo-prazo da biodiversidade atual, possuindo uma extensão de no mínimo 10% da extensão de cada país, segundo a proposta da IUCN (Rodrigues e Gaston, 2001). Embora tal meta embora já tenha sido atingida, visto que a rede mundial de unidades de conservação chega hoje a 11,5% da superfície terrestre, ela parece não ser suficiente para garantir a sua proteção da biodiversidade (Rodrigues *et al.*, 2004). Existem propostas de que a área destinada para a conservação deve ser de até 50% da área da Terra (Soulé e Sanjayan, 1998; Wilson, 2002).

Embora seja insuficiente quanto à sua extensão, o atual conjunto de unidades de conservação parece ser efetivo contra diversas ameaças à conservação (Schwartzman *et al.*, 2000; Ferreira *et al.*, 2005; Nepstad *et al.*, 2006). Essa tendência geral, entretanto, não atenua os problemas enfrentados por muitas unidades de conservação: falta de recursos, falta de funcionários, ausência de sanções àqueles que cometem crime dentro das áreas protegidas, falta de demarcação, falta de programas de educação e de compensação para as comunidades locais. Assim, atividades responsáveis pela perda da biodiversidade, tais como caça, extração de madeira e mesmo a mudança da cobertura da terra continuam ocorrendo dentro dessas áreas (Bruner *et al.*, 2001; Liu *et al.*, 2001; Curran *et al.*, 2004). Enfim, o atual sistema mundial de áreas protegidas necessita ser aumentado e melhorado.

As ameaças à biodiversidade são ainda mais graves no entorno das unidades de conservação, de maneira que muitas unidades de conservação estão tornando-se ilhas (Newmark, 1996; Sánchez-Azofeifa *et al.*, 2003). Isso ameaça seus ecossistemas, pois esses são dependentes do seu entorno. As unidades de conservação não podem ser um fim em si mesmo, elas devem representar marcos iniciais de esforços regionais de conservação (Margules e Pressey, 2000). Portanto, a análise da paisagem, o planejamento e as próprias atividades de conservação devem estender-se além dos limites das áreas protegidas.

Em todos os projetos de conservação, e na implementação de uma unidade de conservação não deve ser diferente, é importante buscar uma estratégia de avaliação da efetividade das ações (Figura 2). O planejamento da ação deve incluir o planejamento do monitoramento. Desta forma, é necessária a capacidade de estimar o estado daquilo que se pretende conservar e é preciso saber também quais são as ameaças à biodiversidade (Salafsky e Margoluis, 1999), para a tomada das decisões mais adequadas sobre onde focalizar os investimentos em conservação (Stem *et al.*, 2005). Esse investimento deve focalizar diferentes escalas espaciais (Freemark *et al.*, 2002) ao longo do tempo. Registros históricos, como é o caso das fotografias aéreas no estudo de padrões da paisagem, permitem inclusive que informações do passado sejam incluídas no planejamento das atividades de conservação. Esses projetos devem considerar também como um paradigma de ação alguns princípios da biologia da conservação (Meffe e Carroll, 1997): a manutenção dos processos evolutivos e a preservação das dinâmicas ecológicas sem deixar de contemplar a presença humana como parte desses.

O Domínio Mata Atlântica

Os impactos sobre a biodiversidade, especialmente a mudança da cobertura da terra, não estão homogeneamente distribuídos. Alguns biomas ou domínios foram mais impactados ao longo da história. A biodiversidade também não está homogeneamente distribuída sobre a Terra, sendo algumas áreas mais ricas e contendo espécies endêmicas. As áreas onde esses critérios combinam-se (grande riqueza, alto grau de endemismo e intensa destruição) são consideradas prioritárias para a conservação (Myers, 1988; Myers, 1990).

A Mata Atlântica estava originalmente distribuída do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul, ao longo da linha costeira, com uma área de cerca de 1.300.000 km² (Myers *et al.*, 2000; MMA, 2002). Devido à sua posição geográfica e às suas características essa região sofreu uma grande pressão antrópica desde o início da colonização brasileira em 1500, sendo degradada por sucessivos ciclos de atividades econômicas. Desde a extração do pau-brasil, passando pelo cultivo de cana-de-açúcar, a mineração e o café, a região vem sendo sendo degradada (Simon, 1995; Dean, 1997). Atualmente, seu domínio abriga 70% da população brasileira e concentra as maiores cidades e os grandes pólos industriais do Brasil (MMA, 2002). A área da Mata Atlântica atual está reduzida a menos de 8% da extensão original, sendo a mesma distribuída em dezenas de milhares de fragmentos e sofrendo, portanto,

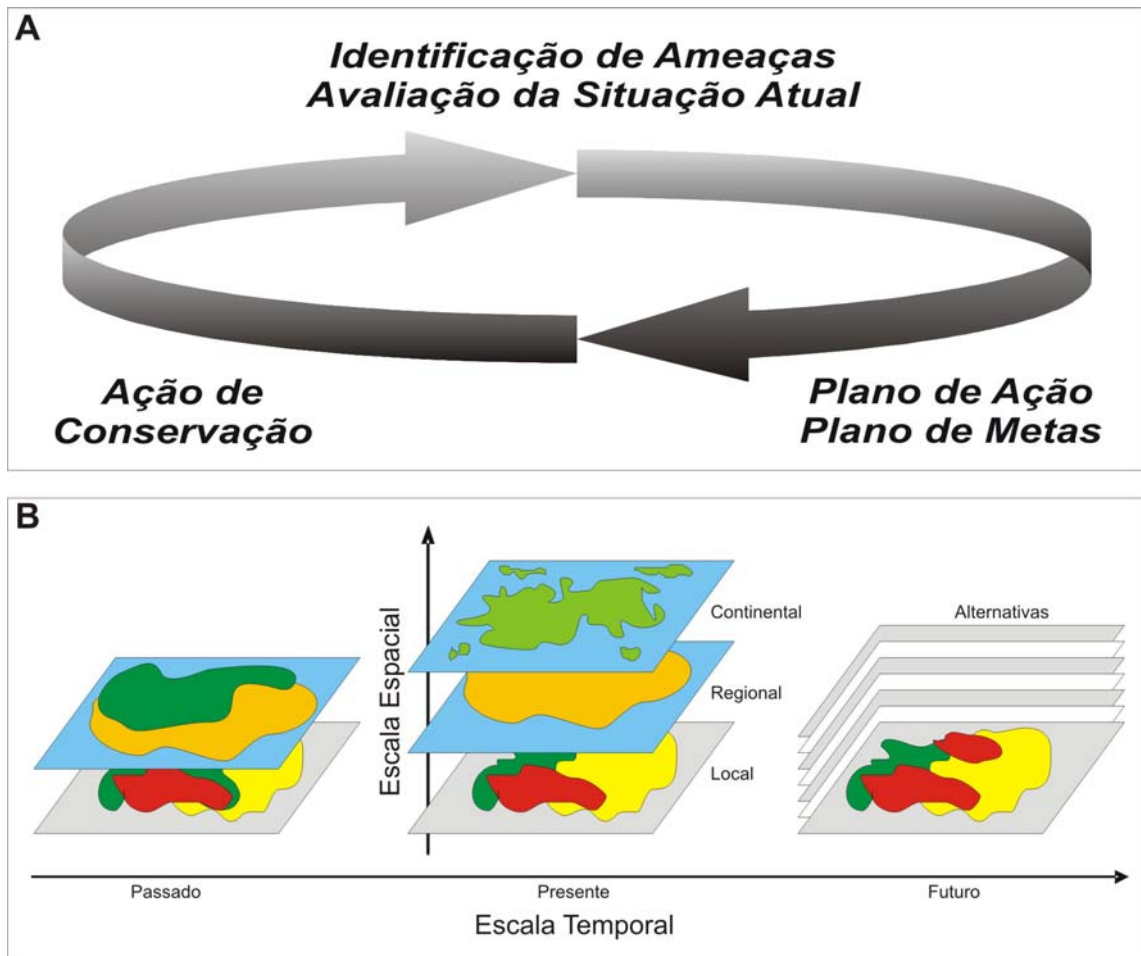


Figura 2. A. Os projetos de conservação devem buscar realizar um manejo adaptativo avaliando a situação inicial, propondo um plano de ação a ser aplicado e metas a serem cumpridas. Posteriormente, é necessário avaliar a nova situação e o cumprimento das metas estabelecidas e gerar novos planos de ação e novas metas repetindo o ciclo. B. Essas análises devem ser aplicadas em diferentes escalas espaciais e temporais, levando em consideração informações locais, regionais e mesmo continentais e avaliando o presente em relação ao passado e propondo diferentes cenários para o futuro (baseado em Freemark *et al.*, 2002).

diversos efeitos dessa distribuição espacial (Ranta *et al.*, 1998; Myers *et al.*, 2000; MMA, 2002). A grande extensão geográfica e diversidade de clima, solos e relevo da Mata Atlântica proporcionaram a existência de uma incomparável diversidade biológica e um grande número de endemismos (Fonseca, 1985; Simon, 1995; Myers *et al.*, 2000, MMA, 2002) que, associados ao seu estado de destruição, fazem dela uma das principais áreas para a estratégia mundial de conservação da biodiversidade. Myers e colaboradores (2000) classificam a Mata Atlântica Brasileira como o quarto principal *hotspot* do mundo.

A Mata Atlântica é um complexo de diferentes formações vegetais, incluindo a floresta ombrófila densa, a floresta ombrófila mista, florestas estacionais e formações abertas periféricas às florestas como é o caso dos campos de altitude e formações de restinga (Decreto Federal nº 750/93; Scarano, 2002). Existem definições de Mata Atlântica mais restritivas (revisado por Scarano, 2002; Tonhasca Jr., 2005) ou a diferenciação entre Mata Atlântica *sensu strictus* formada pela floresta ombrófila e floresta estacional semidecídua associada à “Serra do Mar” e Mata Atlântica *sensu lato* tendo a primeira como núcleo, mas englobando a Mata Ombrófila Mista e outros ecossistemas associados. Porém, a definição mais ampla de Mata Atlântica, entendida como um mosaico de diferentes formações, é mais adequada do ponto de vista evolutivo e conservacionista (Oliveira Filho e Fontes, 2000; Scarano, 2002; Tonhasca Jr., 2005).

A floresta ombrófila é uma típica floresta pluvial tropical, semelhante em diversos aspectos à floresta de terra firme da Amazônia (Tonhasca Jr., 2005). Ela ocorre em locais com temperatura alta (superior a 15° C) e precipitações elevadas (superiores a 1800 mm anuais) (Teixeira *et al.*, 1986; Tonhasca Jr., 2005). O ambiente é caracterizado pela cobertura florestal densa e de grande porte, que pode atingir entre 15 e 30m de altura, além de uma grande riqueza de lianas e epífitas. Essa formação, contudo, não é homogênea, e diversas classificações foram propostas em relação à altitude e à latitude (Oliveira Filho e Fontes, 2000). Em relação à altitude, Teixeira e colaboradores (1986) classificam a floresta como sendo de terras baixas (0 a 30 m), submontana (30 a 400 m) e montana (altitudes superiores a 400 m). Câmara (1991), por sua vez, classifica a floresta apenas como sendo de planície ou de encosta. Essas classificações refletem diferenças climáticas e edáficas entre essas regiões. Tais diferenças são ainda mais marcantes entre a floresta ombrófila e semidecídua, sendo que esta última apresenta uma resposta fisiológica de perda das folhas de parte das árvores à redução da temperatura ou umidade.

As comunidades periféricas às florestas ombrófila densa e semidecídua estão sujeitas a condições ambientais extremas tais como temperaturas demasiado altas ou demasiado baixas, seca, inundação, ventos constantes, salinidade e falta de nutrientes, o que causa menor produtividade, diversidade e complexidade estrutural nessas comunidades (Scarano *et al*, 2002).

As restingas fazem parte dos ecossistemas associados à Mata Atlântica, sendo definidas como a faixa de vegetação que ocorre nas áreas planas e arenosas localizadas entre o oceano e as serras, onde o solo foi formado pelo acúmulo de sedimentos erodidos das rochas cristalinas e do material depositado pelo mar durante o período quaternário (Waechter, 1985, 1990; Tonhasca Jr., 2005). A vegetação desses locais é caracterizada por um mosaico de formações edáficas que inclui fisionomias herbáceas (campos sobre dunas, campos secos, campos arenosos, banhados); formações arbustivas (vassourais) e formações arbóreas (matas arenosas e matas paludosas) (Waechter, 1985, 1990; Dillenburg *et al.*, 1992; Falkenberg, 1999; Kindel, 2002, Scarano, 2002).

OBJETIVOS

Retomemos as justificativas deste trabalho: a) a maior ameaça à biodiversidade é a mudança de cobertura da terra; b) a Mata Atlântica é um domínio que abriga diferentes formações, grande biodiversidade e altas taxas de endemismos e está seriamente ameaçado, sendo, portanto, uma prioridade para a conservação; c) as áreas protegidas são as principais ferramentas de conservação da biodiversidade; d) as unidades de conservação devem servir de marcos para a conservação regional, pois estas são dependentes do entorno; e) as ações de conservação devem ser monitoradas levando em consideração as ameaças atuais e, se possível, as ameaças do passado.

O nosso objetivo geral é avaliar a mudança da cobertura da terra em uma Unidade de Conservação localizada no Domínio Mata Atlântica, o Parque Estadual de Itapeva, entre 1974 e o presente (2002/2004) e verificar os possíveis fatores que estão direcionando esse processo.

Os objetivos específicos são:

- 1) Caracterizar a mudança da cobertura entre os dois momentos em duas escalas diferentes;
- 2) Caracterizar a mudança do padrão da paisagem a partir de métricas de paisagem;
- 3) Verificar a influência de possíveis fatores direcionadores da mudança da paisagem, ou seja, se a mudança da cobertura da terra foi diferenciada nas áreas próximas a estradas, a corpos d'água, a áreas com alta declividade ou ainda se essa alteração foi influenciada pela origem geológica dos terrenos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

A área estudada possui 112 mil ha e está limitada pelas coordenadas 597500 mE, 632500 mE, 6733000 mN e 6765000 mN (coordenadas UTM, zona 22, *South American Datum* 1969). Essa janela inclui a zona de amortecimento do Parque Estadual de Itapeva (PEI) tanto do ponto de vista legal mínimo (área distante até 10 km do limite da área protegida) quanto pelos critérios adotados no Plano de Manejo. Ela localiza-se na região costeira, na divisa dos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, em uma área de Mata Atlântica (Figura 3), abriga uma diversidade de formações características desse domínio e está sujeita a muitas das ameaças o afligem. A área de estudo inclui parte dos municípios de Torres, Arroio do Sal, Mampituba, Morrinhos do Sul, Dom Pedro de Alcântara e Três Cachoeiras, no Estado do Rio Grande do Sul e Passo de Torres, São João do Sul e Balneário Gaivota, em Santa Catarina (Figura 4). O Parque Estadual de Itapeva (PEI), especificamente, está localizado no município de Torres. As coordenadas geográficas que localizam o parque são 29° 20' S e 49° 45' W. O PEI possui 1000 ha, foi criado em 2002, e ainda não foi totalmente efetivo, estando o seu plano de manejo em fase final de elaboração. Essa é uma das poucas áreas que abriga a diversidade de formações vegetais típicas da restinga do Rio Grande do Sul. Esses ambientes conservam uma importante biodiversidade e um grande número de espécies ameaçadas (Fontana *et al.* 2003; SEMA, 2006) (Quadro 2).

Diversos estudos ocorreram no PEI abordando diferentes organismos: plantas (Lindeman *et al.*, 1975; Waechter, 1986; Kindel, 2002), interação inseto-planta (Fuhro, 2006), anfíbios (Colombo e Vinciprova, 2001; Colombo e Vinciprova, 2003), aves (Silveira, 2006) e mamíferos (Cerveira e Kindel, 2000a; 2000b; Horn, 2005; Salerno, 2006), além de estudos do impacto das rodovias da região sobre a fauna (Coelho, 2003). Cabe ressaltar ainda os levantamentos que foram realizados por ocasião do desenvolvimento do plano de manejo para o PEI (SEMA, 2006).

O clima da região de Itapeva é subtropical úmido, enquadrando-se no tipo *Cfa* da classificação de Köppen. O clima da região de Torres sofre forte influência marítima e é condicionado também pelo relevo local. Pode ser caracterizado como um clima subtropical marítimo úmido, com verões e invernos relativamente amenos. A temperatura, segundo os dados coletados na Estação Meteorológica de Torres, teve média anual de 18,9°C e mínima de



Figura 3. Localização da área de estudo, na divisa entre os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, Brasil.

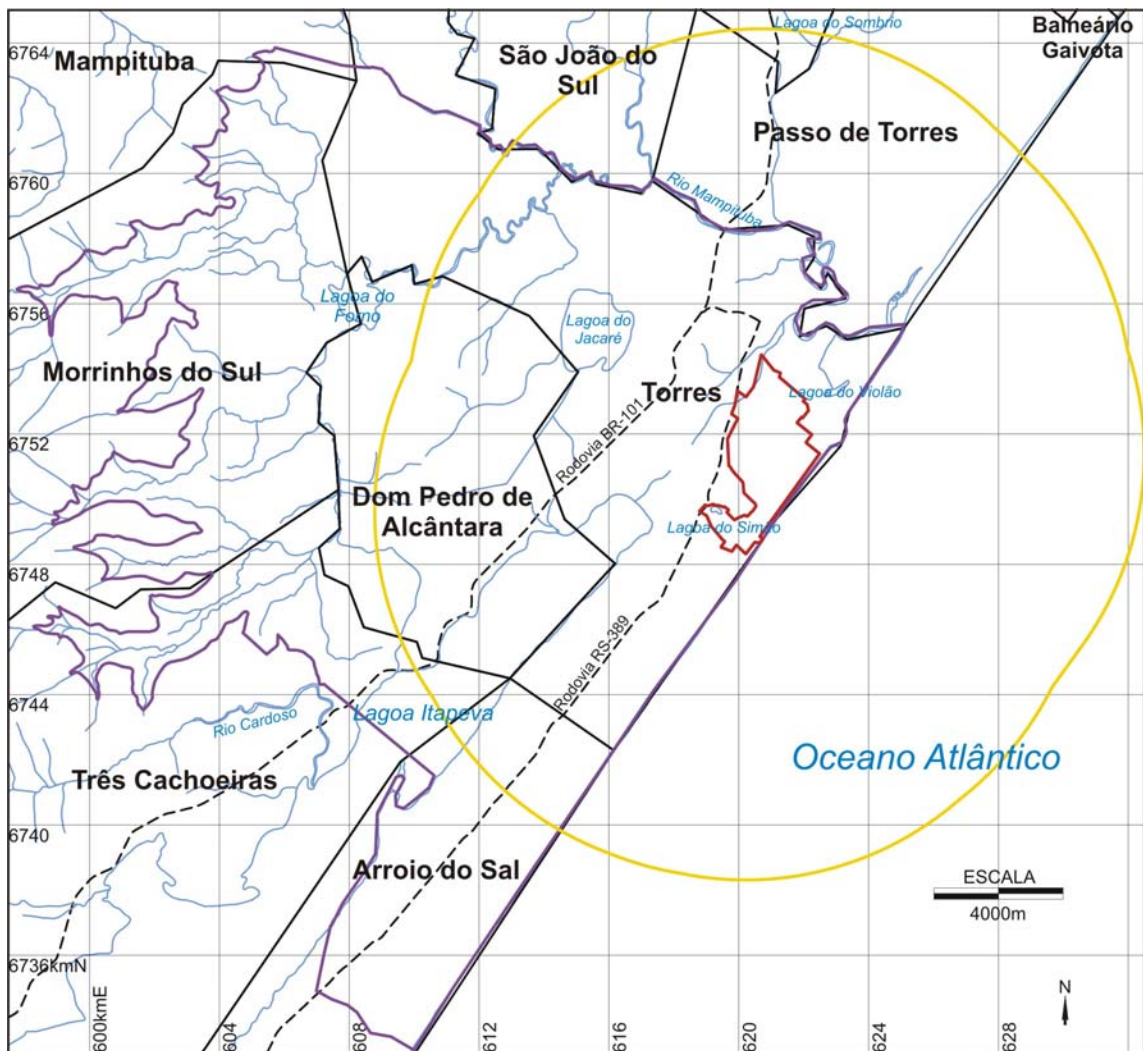


Figura 4. Mapa representativo da área de estudo, mostrando a divisão municipal (em preto), a rede hidrográfica (em azul), o limite do PEI (em vermelho), a zona de amortecimento definida pela distância de 10 km a partir do limite do PEI (em amarelo) e o limite da zona de amortecimento conforme definido pelo plano de manejo do PEI (em roxo) (SEMA, 2006). Coordenadas UTM, Zona 22, SAD69.

Quadro 2. Número de espécies que ocorrem no PEI, e número de espécies ameaçadas regionalmente (R), nacionalmente (N) e globalmente (G) em diferentes grupos taxonômicos (Fontana et al., 2003; SEMA, 2006).

Grupo	Nº de Espécies	Ameaçadas R	Ameaçadas N	Ameaçadas G
Mamíferos	19	2	1	-
Aves	177	19	2	2
Répteis	29	2	1	1
Anfíbios	28	3	1	-
Peixes	29	1	-	-
Moluscos	4	-	-	-
Plantas	806	67	-	-

14,8°C no mês de julho, de 1965 a 1990 (SEMA, 2006). A precipitação média, entre 1931 e 1995, foi de 1403 mm (Pla e Aquino, 2004).

As altitudes na região variam entre 0 e 938 metros (Figura 5). A descrição das formações geológicas da área foi baseada nos trabalhos de Horbach e colaboradores (1986) e de Horn Filho (1987) (Figura 4; Quadro 3). As rochas das formações Botucatu e Serra Geral constituem o embasamento na área mapeada. A formação Botucatu caracteriza a unidade mais antiga (neotriássica/eojurássica) da área de estudo e foi originada por deposição eólica em um ambiente de clima seco e desértico. Essa formação é composta por arenito de coloração rosa-alaranjada a esbranquiçada e encontra-se sotoposta ou intercalada às lavas básicas da Formação da Serra Geral. A formação Serra Geral é formada por rochas ígneas vulcânicas originadas de lavas basálticas que se manifestaram durante o neojurássico/eocretáceo, há cerca de 120-140 milhões de anos. Essas rochas ocupam aproximadamente metade da área do Estado e apresentam espessura máxima de cerca de 1000 m. Essas formações de embasamento geológico ocorrem principalmente no setor oeste da área mapeada onde formam o Planalto da Serra Geral. Na direção leste, elas avançam sobre a planície costeira na forma de esporões limitados pelos vales de rios, ou constituem montanhas isoladas, tendo como últimos representantes as antigas ilhotas que dão nome a Torres e, por fim, são representadas pela Ilha dos Lobos, a única ilha oceânica ao longo de toda a Província Costeira do Rio Grande do Sul, localizada a cerca de dois quilômetros da linha de costa atual.

Se os depósitos superficiais pleistocênicos e holocênicos. O sistema de leques aluviais é uma dessas formações, sendo composto pelas deposições holocênicas próximas às

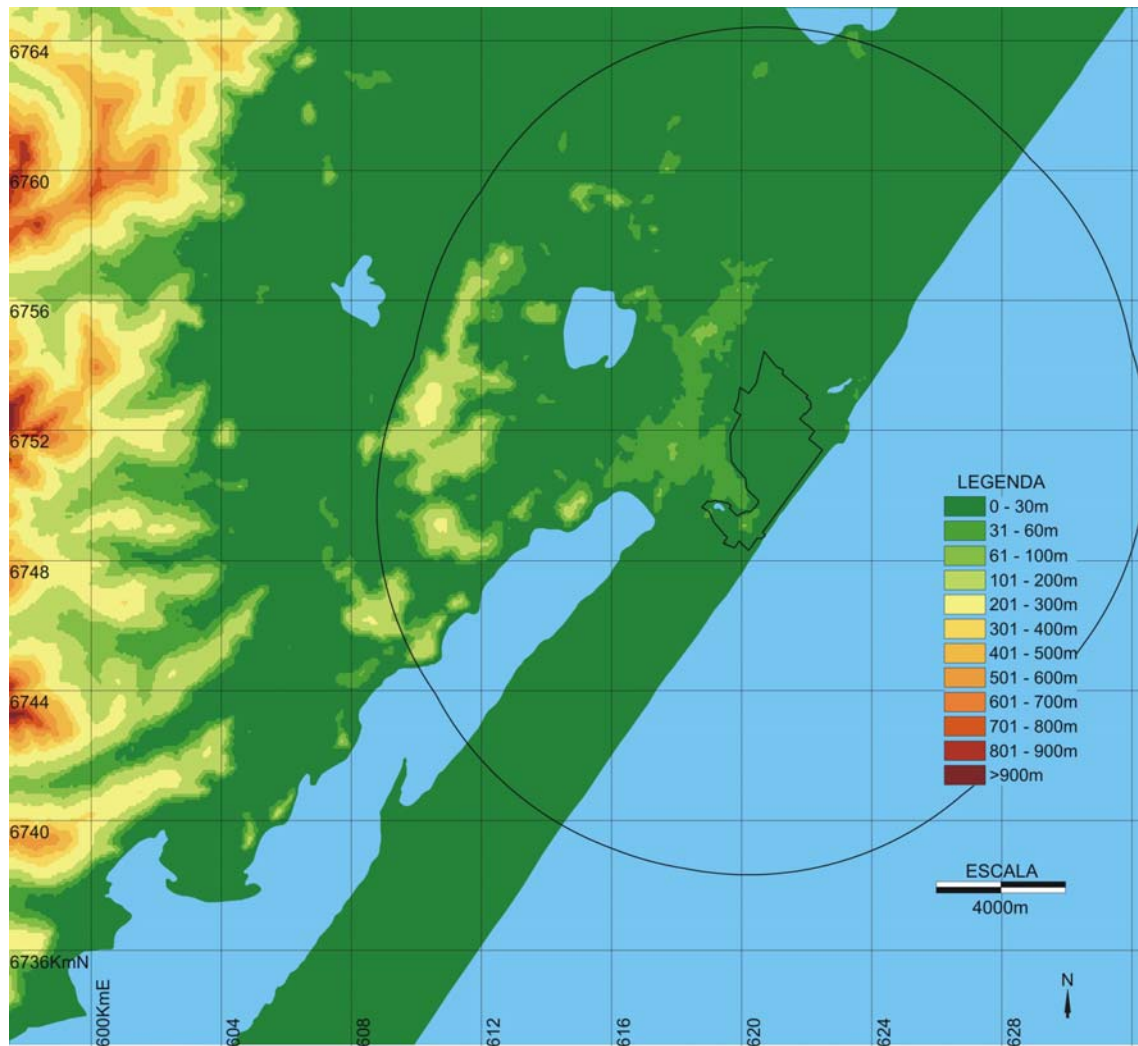


Figura 5. Mapa de altimetria da área de estudo. As altitudes variam entre 0 e 938 m. Também estão representadas o limite do PEI e do seu entorno (10km), assim como o oceano e as principais lagoas (azul). Coordenadas UTM, Zona 22, SAD69.

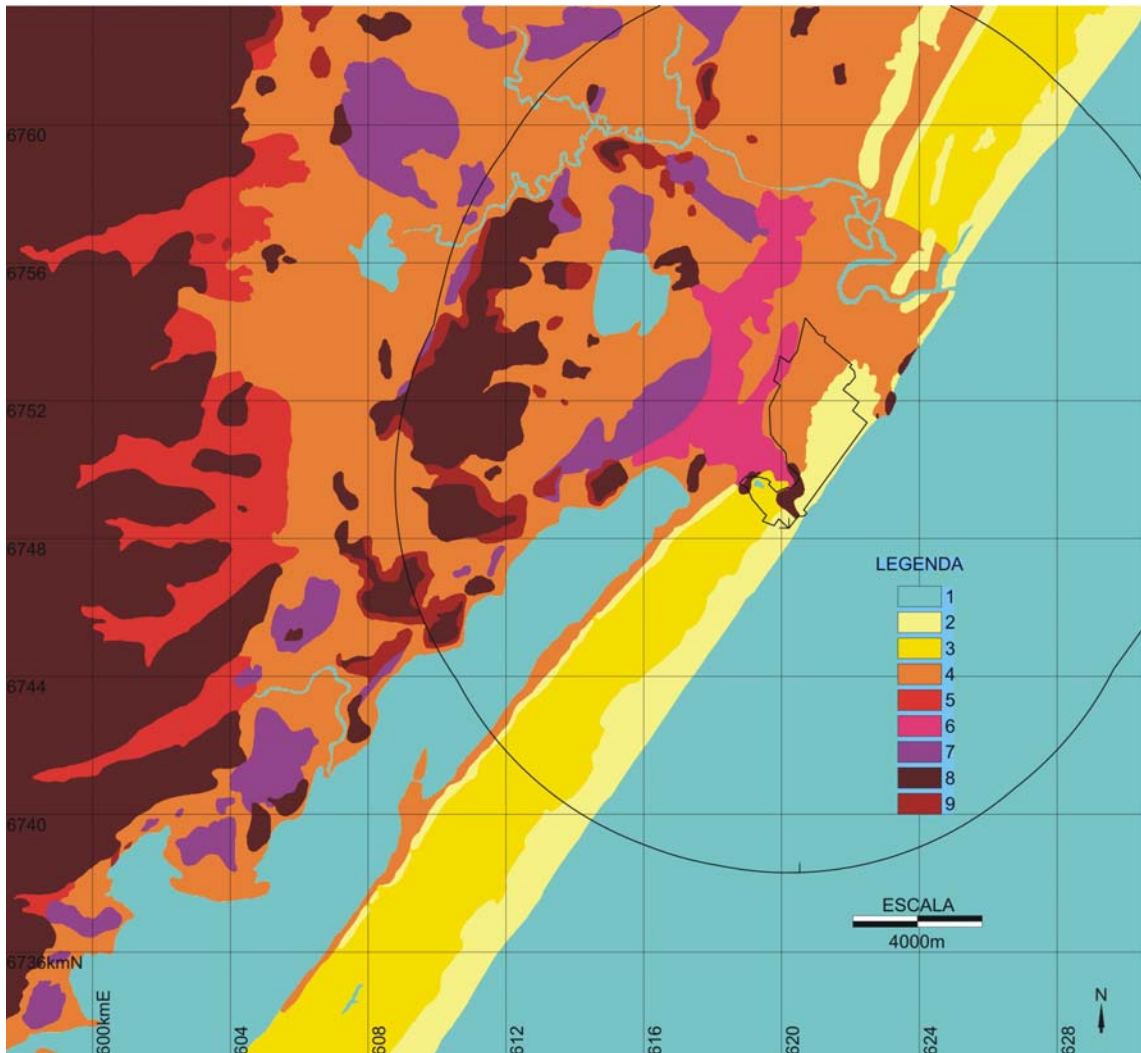


Figura 6: Mapa de Geologia da área de estudo (parcial) (CECO, 1984). Além da classe corpos de água (1), estão representadas as classes demonstradas na Quadro 3 (N). Coordenadas UTM, Zona 22, SAD 69.

Quadro 3. Formações geológicas presentes na área de estudo e suas respectivas datações (Horn Filho, 1987).

<i>Era</i>	<i>Período</i>	<i>Época</i>	<i>N</i>	<i>Formação</i>
Cenozóico	Quaternário	Holoceno	2	Depósitos eólicos de dunas litorâneas. Incluem retrabalhamento eólico atual de depósitos mais antigos.
			3	Depósitos marinhos praias. Cristas de praia parcialmente retrabalhadas pelo vento.
			4	Depósitos lagunares. Incluem depósitos fluviais e de retrabalhamento fluvial.
			5	Depósitos de encosta. Incluem tálus e leques aluviais antigos e atuais.
		Pleistoceno	6	Depósitos eólicos de dunas litorâneas.
			7	Depósitos marinhos praias.
			8	Formação Serra Geral
Mesozóico	Jurássico		8	Formação Serra Geral
	Triássico		9	Formação Botucatu.

escarpas do Planalto da Serra Geral e originado principalmente por processos gravitacionais e de transporte fluvial. Esses depósitos são constituídos principalmente de blocos e seixos de natureza basáltica, imersos em matriz argilo-arenosa. Os sistemas fluviais e deltáicos, por sua vez, são originados das correntes fluviais, as quais desempenham um papel geológico importante na área mapeada, modelando a superfície terrestre e originando acumulações sedimentares expressivas. Os rios Mampituba e Cardoso são exemplos desse sistema. Na região também ocorrem depósitos de origem marinha associados ao evento transgressivo-regressivo do Pleistoceno Superior, chamada barreira III, e constituem, na área estudada, os depósitos superficiais aflorantes mais antigos da Planície Costeira. Os depósitos praias da barreira III, formados durante o Pleistoceno, devido às mudanças climáticas e flutuações do nível do mar, são compostos de areias semiconsolidadas e inconsolidadas de coloração diversa. Os depósitos eólicos de dunas litorâneas acumulados na barreira III são dunas pleistocênicas arenosas de ambientes de barreiras transicionais costeiras. Também conhecidas como paleodunas, essas formações estão associadas a arenitos e basaltos do embasamento e aos terraços marinhos pleistocênicos.

O sistema Laguna-Barreira IV é o sistema deposicional mais recente da Planície Costeira do Rio Grande do Sul, datando do holoceno. Os depósitos desse sistema, na área mapeada, incluem as areias da faixa praias, o campo de dunas atuais e o cordão de dunas subatuais, os cordões regressivos marinhos e os depósitos de planície, praias e cristas de praias lagunares.

Os depósitos eólicos de dunas litorâneas atuais e subatuais são os depósitos mais recentes da região considerada e são formados de areias quartzosas finas, amarelo-esbranquiçadas que se diferenciam das areias pleistocênicas, pois as últimas são mais consolidadas, mais avermelhadas, mais oxidadas, com maior conteúdo argiloso e maior cobertura vegetal, e situadas topograficamente em cotas mais elevadas. Os depósitos de dunas litorâneas atuais encontram-se junto à praia, enquanto os depósitos de dunas litorâneas subatuais correspondem a um cordão de dunas alinhado paralelamente à margem leste da Lagoa Itapeva, com continuação ao norte do Rio Mampituba.

Na área mapeada, os depósitos litorâneos de barreiras constituem praias atuais e cristas de praias, relacionadas ao evento transgressivo-regressivo que atingiu a Planície Costeira do Estado, durante os últimos 6.000 anos. Os depósitos praias intermarés ocupam cerca de 50 m entre o campo de dunas atuais e as águas do Atlântico. Os depósitos de cordões regressivos marinhos são uma série de feixes de restinga, constituídos de sedimentos arenosos depositados entre as dunas atuais e as dunas subatuais com uma largura entre um e quatro

quilômetros, sendo composto por uma sucessão de lombadas intercaladas com sulcos, alinhados paralelamente à costa atual.

As planícies lagunares, por sua vez, são formadas, através da progressiva colmatação dos principais corpos lagunares existentes na área. São formados por sedimentos diversos desde areias a argilas e enriquecidos de matéria orgânica e restos vegetais e possuem diversas cores, variando do creme, passando por diferentes tons de verde, cinza até a cor preta.

A região de Torres destaca-se ainda como uma importante zona de imigração de componentes biológicos tropicais e subtropicais costeiros (Rambo, 1950, 1961). Essa região compreendida entre o Oceano Atlântico e o Planalto Meridional, seria o componente oriental e mais recente das duas rotas de migração da floresta úmida para o Rio Grande do Sul, sendo o seu complementar a rota de imigração do Alto Uruguai (Rambo, 1961).

Imagens e Fotografias

As análises foram realizadas em duas escalas. A primeira refere-se ao Parque Estadual de Itapeva (PEI) e ao seu entorno próximo, distante até 500 m do parque, num total de 2500 ha. Essa área conjunta será denominada nesse trabalho de *PEI e entorno próximo*. A outra análise foi realizada na área da janela delimitada pelas coordenadas já descritas que inclui a zona de amortecimento legal (área distante até 10 km do PEI) bem como aquela definida pela SEMA (SEMA, 2006) (vide Figura 4). Nesse trabalho, essa área será denominada *PEI e entorno distante*.

No mapeamento da área de amortecimento, utilizaram-se imagens do satélite *Spot* (Figura 7) obtidas em 2002, com 5 m de resolução, fornecidas pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul (SEMA). As imagens foram georreferenciadas com base nas cartas da DSG/Ministério do Exército, em escala 1:50.000.

A cobertura da área do parque e entorno próximo foi mapeada a partir de uma imagem *Quickbird* (Figura 8) pancromática com resolução de 0,6m obtida em 6 de setembro de 2004. A imagem *Quickbird*, também fornecida pela SEMA, foi orto-retificada conforme descrito por Pinheiro e Kux (2005).

Os mapas de cobertura de 1974 foram produzidos a partir de fotografias em preto e branco, na escala 1:20.000, de junho daquele ano (Figuras 7 e 8) e adquiridas junto ao Departamento Autônomo de Estradas de Rodagem (DAER). As fotografias digitalizadas resultaram em imagens com resolução de 0,83m. Essas imagens foram utilizadas nessa

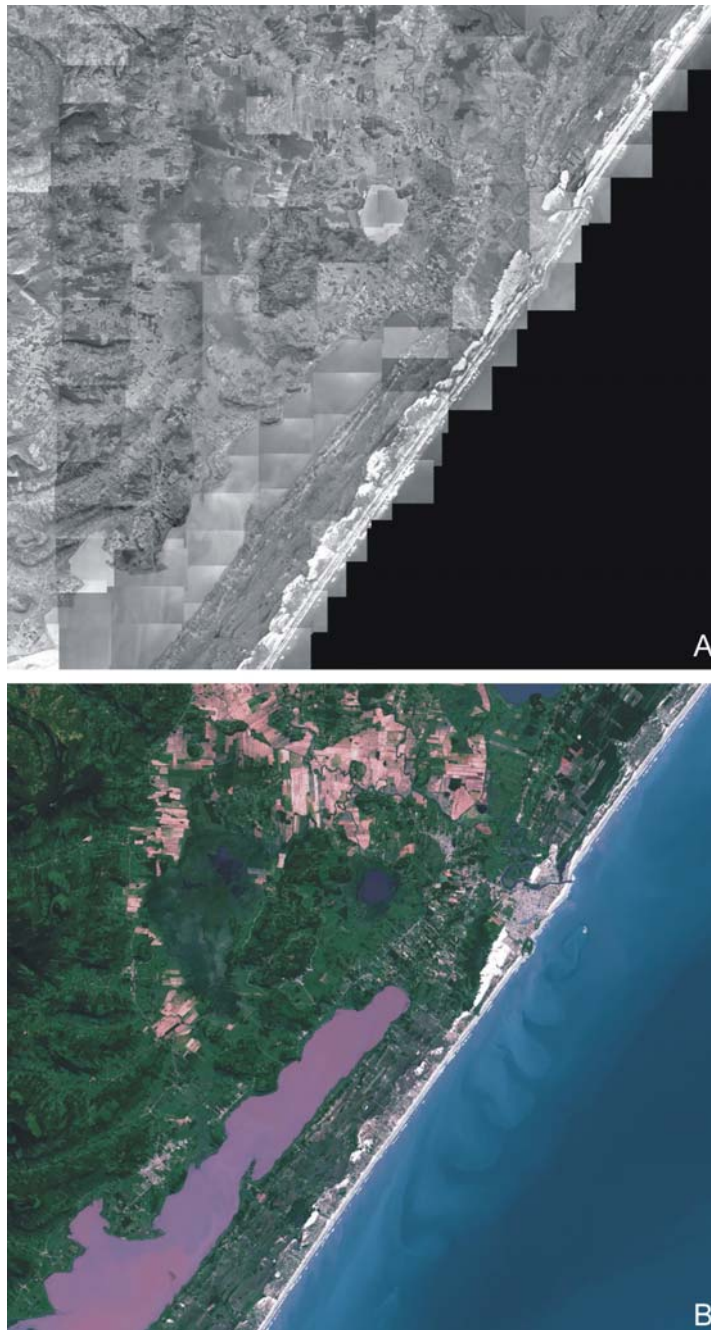


Figura 7. Mosaico de fotografias gorreferenciadas utilizado para a análise da cobertura da terra no entorno do PEI em 1974 (A) e imagem *Spot* utilizada para a análise em 2002.

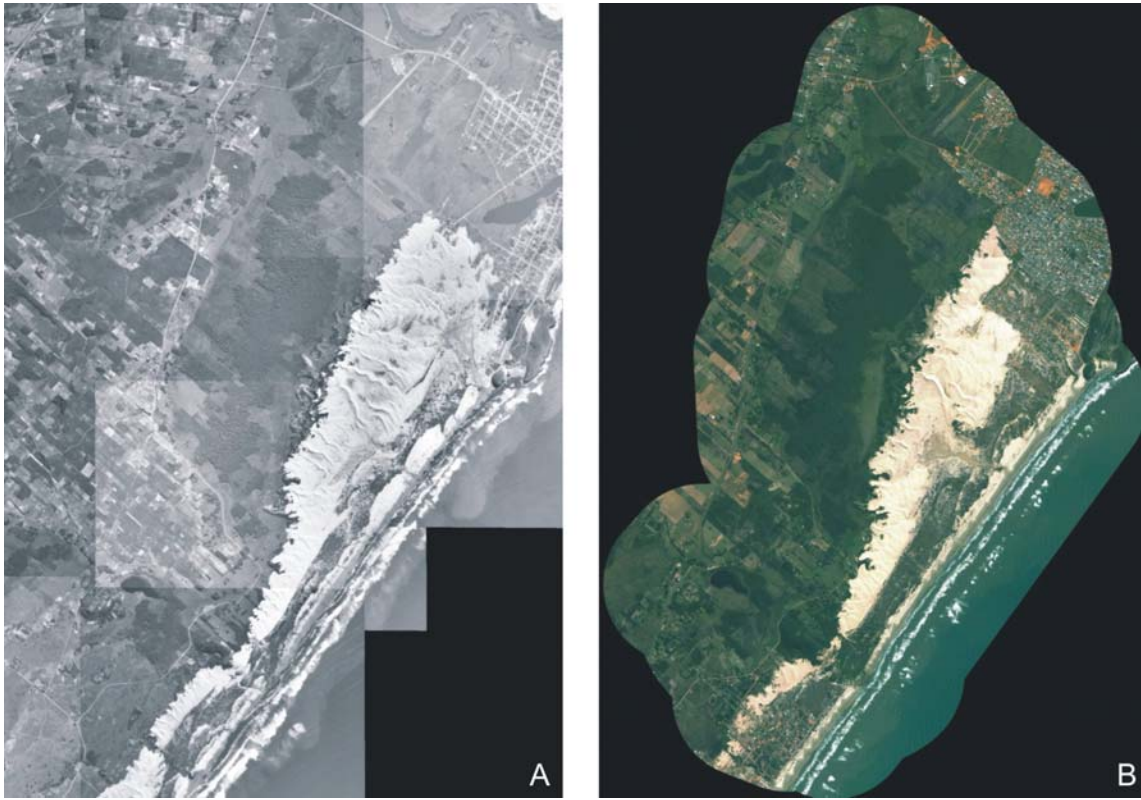


Figura 8. Mosaico de fotografias georreferenciadas utilizado para a análise da cobertura da terra na área do PEI em 1974 (A) e imagem *Quickbird* utilizada para a análise em 2004.

resolução para a interpretação da área do parque e, posteriormente, o resultado desse processo foi comparado àquele da imagem *Quickbird*.

Para a comparação com as imagens *Spot*, o mosaico resultante foi degradado para a resolução de 1,66m. Cada fotografia foi georreferenciada separadamente a partir das imagens *Spot*. Elementos notáveis na paisagem, tais como estradas, casas e árvores isoladas foram utilizados no georreferenciamento. Foram utilizados entre 30 e 40 pontos de controle por foto. Algumas fotos, no entanto, por cobrirem áreas com poucas estradas ou outros elementos identificáveis, tiveram menos pontos, chegando ao mínimo de 15. Realizado o georreferenciamento, foi composto um mosaico total com as 156 fotos que cobrem a área mapeada. Como as imagens *Quickbird* e as imagens *Spot* foram georreferenciadas por métodos diferentes, na comparação com a imagem *Quickbird* o trecho do mosaico correspondente a essa área foi separado e georreferenciado a partir da imagem com 40 pontos de controle. O georreferenciamento das fotografias foi realizado no programa Idrisi Kilimanjaro (Eastman, 2003).

Mapeamento

As imagens resultantes foram interpretadas visualmente no programa Cartalinx (Hagan *et al.* 1998). Utilizou-se a escala de interpretação de 1:10.000 para as imagens *Spot* e o fotomosaico da área do PEI e seu entorno distante, e de 1:2.000 para a imagem *Quickbird* e o mosaico de fotografias correspondente (Figuras 9 e 10).

Os arquivos vetoriais gerados foram convertidos para o sistema *raster*, com resolução de 1 m para as imagens relativas ao PEI e seu entorno próximo e de 5 m para as imagens do PEI e seu entorno distante. O programa Idrisi Kilimanjaro (Eastman, 2003) foi utilizado para a manipulação das imagens *raster*, no cruzamento das imagens e na quantificação da mudança composição da paisagem.

A aferição da classificação foi realizada através de visita em campo e por sobrevôo da área. Foram obtidas fotografias da área (Figuras 11 e 12) através das quais se verificou a exatidão temática (a correspondência entre o mapa e a verificação em campo). Contudo, nenhuma abordagem quantitativa desses dados foi utilizada na aferição.

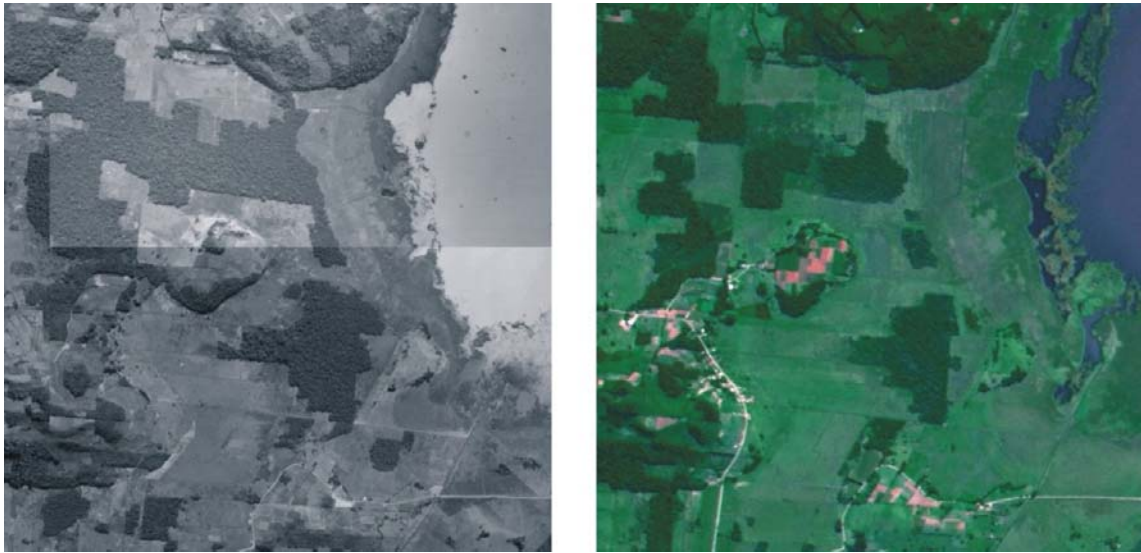


Figura 9. Comparação do mosaico de fotografias aéreas (esquerda) com a imagem *Spot* (direita). Ambas foram interpretadas por vetorização em tela na escala 1:10.000.



Figura 10. Comparação do mosaico de fotografias aéreas (esquerda) com a imagem *Quickbird* (direita). Ambas foram interpretadas por vetorização em tela na escala 1: 2.000.



Figura 11. Fotografias obtidas durante a verificação da exatidão temática por visita a campo.
Autor: Ricardo Dobrovolski.

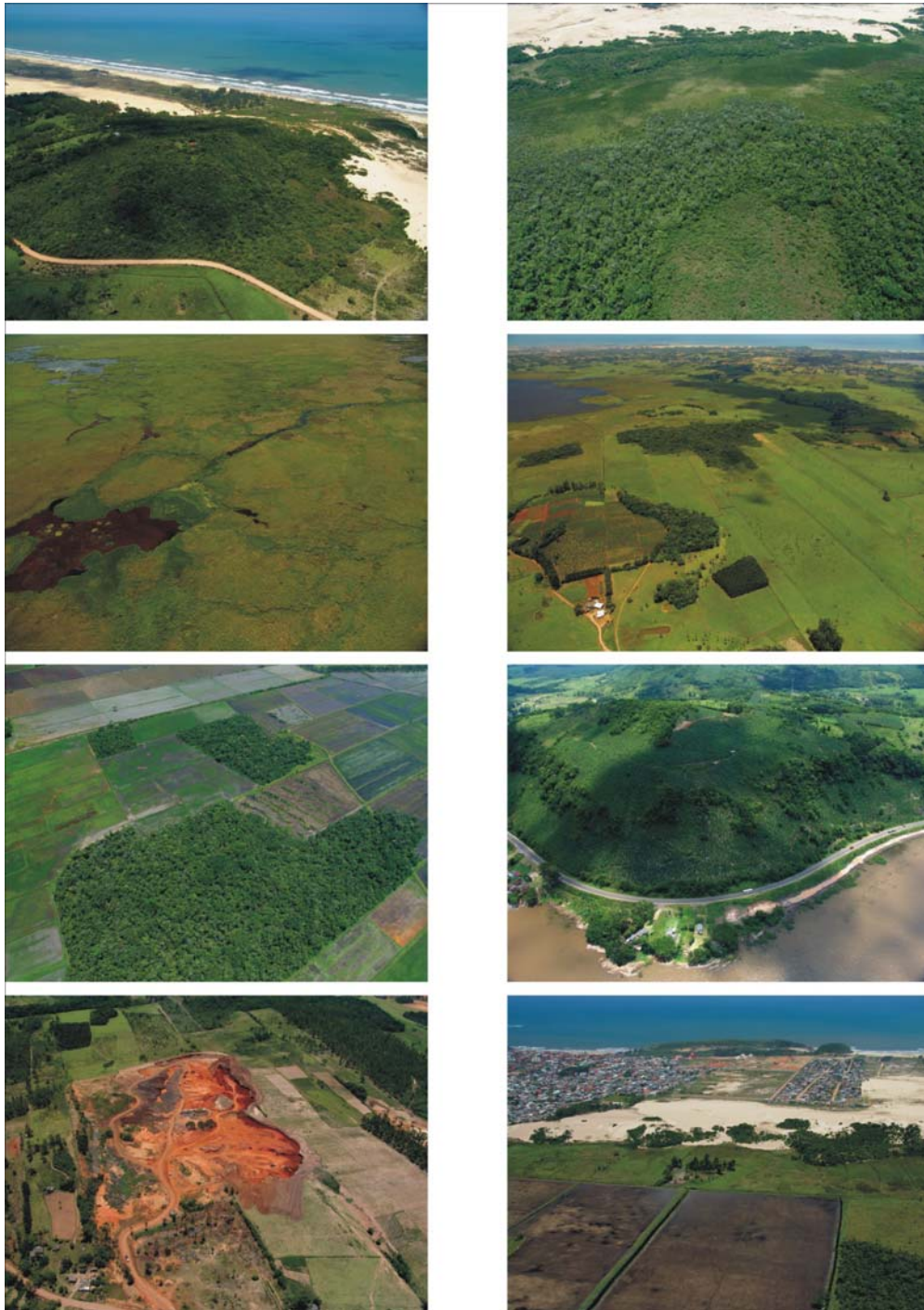


Figura 12. Fotografias obtidas durante a verificação da exatidão temática por sobrevôo da área.
Autor: Ricardo Aranha Ramos.

Legenda

Foram identificadas 13 classes de cobertura da terra (Figuras 15 e 16). Tais classes ocorriam na paisagem nas duas datas analisadas:

- corpos d'água (WAT): inclui o Oceano Atlântico, as lagoas costeiras e os rios de maior dimensão.
- florestas de encosta (FOC): são as florestas biologicamente mais desenvolvidas e mais antigas e foram caracterizadas no projeto Radambrasil como as florestas ombrófilas densas sub-montanas e montanas (Teixeira *et al*, 1986), ocorrendo especialmente sobre as formações da Serra Geral e do arenito Botucatu.
- florestas paludosas (FOP): fazem parte da floresta ombrófila densa das terras baixas, ocorrem sobre sedimentos do quaternário de origem fluvial, lacustre e marinha e tem seu solo permanentemente ou periodicamente inundados (Teixeira *et al*, 1986). Sua fisionomia é caracterizada especialmente pelas dominantes figueiras (*Ficus organensis*), um sub-bosque bastante rico e um extrato herbáceo composto por bromélias (*Nidularium spp* e *Vriesea spp*).
- florestas arenosas (FOS): ocorrem sobre os solos bem drenados de dunas arenosas, próximos à linha de costa (Dillenburg *et al*, 1992). Essas formações apresentam árvores pequenas com aspecto xeromórfico, incluindo espécies como o chá-de-bugre (*Casearia silvestris*), embaúba (*Cecropia glazioui*), tarumã (*Vitex megapotamica*), cocão (*Erythroxylum spp.*), aroeira-vermelha (*Schinus therebinthifolius*), quaresmeira (*Tibouchina sp.*), maria-mole (*Guapira opposita*), capororoca (*Myrsine coriacea*), espécies xeromórficas suculentas como a tuna (*Cereus uruguayanus*), a palma (*Opuntia vulgaris*), bromélias terrícolas (*Vriesea spp.*) e samambaias (*Polypodium sp.*).
- transição floresta/campo (TRA): é composta de formações secundárias, decorrentes de atividades humanas, tais como áreas de agricultura abandonadas onde ocorreu a regeneração parcial da vegetação. Essa classe inclui ainda os vassourais dominados pelos arbustos do gênero *Bacharis*.

- banhado (SWA): é uma formação limnófila herbácea composta especialmente por macrófitos aquáticos como *Schoenoplectus californicus* e *Tipha dominguensis*. As famílias predominantes nesses ambientes são as gramíneas, juncáceas e ciperáceas.
- campo (GRA): inclui as formações herbáceas dominadas por gramíneas que ocorrem naturalmente especialmente próximo à costa, mas que tem teve sua importância aumentada pela conversão de áreas de floresta em áreas de pastagem para a criação de gado.
- campo psamófilo (PSA): engloba a vegetação herbácea que ocorre sobre as dunas recentes vegetadas, desde as dunas primárias ou antedunas, que sofrem constante influência marinha e apresentam espécies adaptadas à alta salinidade (halófilas), como é o caso de *Blutaparon portucaloides* e *Paspalum vaginatum*, até as dunas secundárias e terciárias com condições menos adversas à vegetação e, conseqüentemente, com maior diversidade de gramíneas, compostas e ciperáceas entre outras famílias.
- dunas (DUN): são compostas pelas áreas com dunas arenosas, sejam elas frontais ou primárias até as secundárias ou terciárias quando não cobertas por vegetação. Tal condição em geral é decorrente da ação eólica constante que não permite a presença de vegetação.
- silvicultura (SIL): inclui as áreas nas quais ocorre o plantio de espécies arbóreas exóticas, especialmente *Pinus spp.* e *Eucalyptus spp.*
- agricultura (AGR): inclui áreas de cultivos perenes, como banana (*Musa spp.*), e cultivos anuais como é o caso do arroz (*Oriza sativa*), milho (*Zea mays*) e a mandioca (*Manihot esculenta*).
- solo exposto (SOI): é formado por áreas onde ocorreu um importante impacto antrópico, por exemplo, áreas de mineração. Foram excluídos os locais pertencentes à classe areia e áreas de agricultura nas quais o solo está preparado para o plantio. As áreas de solo exposto são áreas principalmente de mineração onde o impacto humano foi grande de forma a impedir o restabelecimento de cobertura vegetal.
- áreas urbanizadas (URB): são representadas por concentrações de moradias que ocorrem na região formando centros urbanos. A principal área urbanizada na região é a cidade de Torres. Ocorrem também algumas

outras áreas ao longo da costa, os balneários, e outros centros na mais ao interior da região, especialmente junto às principais rodovias, como é o caso da cidade de Três Cachoeiras.

Para a análise dos fatores direcionadores, a legenda adotada apresenta algumas modificações e apenas 9 classes, conforme o objetivo de sintetizar a análise e evidenciar apenas os processos mais importantes. As classes de floresta foram unificadas em uma única classe (FOR). As áreas de silvicultura foram unidas às classes de agricultura, formando a classe antrópica rural (ANR). As demais classes mantiveram-se iguais. Na área do PEI e no seu entorno próximo foram alterados os nomes de outras duas classes devido à diferença na escala de interpretação. As áreas de dunas foram unidas aos afloramentos rochosos que ocorrem principalmente na área do Morro de Itapeva e nos morros de Torres e constituem uma única classe (DAR). As áreas urbanizadas incluem também as estradas e prédios isolados e, por isso, foram renomeadas, nessa escala, para área antrópicas urbanas (ANU).

Análise da mudança de cobertura

Uma abordagem comparativa foi utilizada para identificar as mudanças da cobertura da terra, baseada nos parâmetros abaixo (Oliveira e Pillar, 2004). As áreas classificadas como água, nas duas datas analisadas, não foram consideradas na análise.

O mapa de estabilidade da classe de cobertura i é definido como:

$$S_i = C_{i1} \cap C_{i2}$$

onde S_i é a área coberta pela classe i em 1974 (C_{i1}) e que se mantém no mesmo estado em 2002/04 (C_{i2}).

O mapa de expansão da classe de cobertura i é obtido assim:

$$E_i = C_{i2} - S_i$$

onde E_i é a área mapeada de cobertura da classe i em 2002/04 e que não é pertence à mesma classe em 1974.

O mapa da retração da classe de cobertura i é dado por:

$$R_i = C_{i1} - S_i$$

onde R_i é a classe de cobertura mapeada em 1974 que não pertence à mesma classe em 2002/04.

O mapa de alteração da classe i para a classe j é:

$$A_{ij} = C_{i1} \cap C_{j2}$$

onde A_{ij} é a área da classe de cobertura i em 1974 que se tornou da classe j em 2004 (sendo $i \neq j$).

Baseado nesses mapas, os valores de S_i , E_i , R_i , e A_{ij} , foram obtidos para as diferentes classes de vegetação i e para as diferentes combinações ij (CS_i , CE_i , CR_i , e CA_{ij}). Dividindo esses valores pelos seus respectivos totais (CS , CE , CR , e CA) geramos valores relativos para as classes em cada parâmetro. Uma vez que a retração de uma classe é a expansão de outra, $CE = CR = CA$, por definição. Foram gerados ainda os valores relativos de estabilidade, expansão, retração e alteração dividindo CS_i , CE_i , CR_i , e CA_{ij} pela cobertura da classe i em 1974 (CC_{i1}) para cada uma das classes de cobertura da terra.

Métricas de Paisagem

Além das áreas de cobertura das diferentes classes e da sua dinâmica entre as duas datas analisadas, outras métricas foram utilizadas com o objetivo de verificar a mudança da paisagem sob outros aspectos. Essas métricas foram calculadas no programa Fragstats (Mc Garigal e Marks, 1995), que calcula tais métricas a partir de imagens do tipo *raster*. Todas as análises levaram em consideração os contatos ortogonais e diagonais entre os *pixels* (*8 cell rule*). Nessa análise, as imagens foram convertidas para a resolução de 10 m, a fim possibilitar o seu processamento nos computadores que estavam à disposição. Além da composição avaliada pela metodologia descrita na seção anterior, foram calculadas métricas de diversidade espacial, de fragmentação, de isolamento, de conectividade e de forma dos fragmentos (Metzger, 2003). As métricas foram analisadas por classe de cobertura e, tendo em vista o interesse na conservação da biodiversidade, apenas as classes de floresta, transição campo/floresta e banhado tiveram seus resultados analisados. As métricas utilizadas, devido ao seu uso comum (Hargis *et al.*, 1997, 1998; Neel *et al.*, 2004) foram: número de fragmentos, densidade de borda, área núcleo total, proporção de adjacências semelhantes, distância euclidiana média do vizinho mais próximo, índice de proximidade e dimensão fractal perímetro-área. O número de fragmentos (NP) dessas classes é o índice mais simples de fragmentação. A densidade de borda (ED) é a razão entre o comprimento total da borda

dos fragmentos e a área da paisagem e é expresso em metros por hectare. A área núcleo total (TCA) diz respeito à área de todos os fragmentos da mesma classe, descontada a área de borda. Neste estudo, consideramos um efeito de borda de 35m, de acordo com os dados encontrados por Rodrigues (2003) ao estudar variáveis climáticas e vegetacionais em fragmentos de Mata Atlântica. A proporção de adjacências semelhantes (PADJ) descreve o quanto os *pixels* da mesma classe estão agregados e é calculado como a relação entre o número de ligações entre *pixels* de classe semelhante e o número de adjacências entre *pixels* de classes diferentes. A distância euclidiana média do vizinho mais próximo (ENN) diz respeito aos fragmentos da mesma classe, é medida em metros, e independe da área dos fragmentos. O índice de proximidade (PROX), por sua vez, mede o isolamento de um fragmento em relação ao conjunto de fragmentos da mesma classe, dentro de uma distância definida (Mc Garigal e Marks, 1995). A distância utilizada foi de 100 m, pois de acordo com trabalhos sobre a movimentação de pequenos mamíferos entre fragmentos de Mata Atlântica, essa distância parece ser crítica para esse processo, porque até os 100 m todos os mamíferos analisados conseguem movimentar-se através da matriz entre diferentes fragmentos florestais (Pires *et al.*, 2002). Essa métrica relaciona a área e a distância das manchas presentes na zona de entorno de cada fragmento da classe. A dimensão fractal perímetro-área (PAFRAC) nos dá informação a respeito da irregularidade da borda dos fragmentos e seus limites estão entre 1 e 2, sendo que os maiores valores significam uma borda mais complexa. Vale ressaltar ainda que as distâncias escolhidas para análise do efeito de borda do índice de proximidade devem ser determinadas em função dos objetivos e dos organismos a serem analisados. Como não há qualquer espécie em foco, os valores foram subjetivos. Buscou-se apenas analisar distâncias com algum significado biológico.

Fatores Direcionadores

A fim de verificar se determinados elementos ou características da paisagem tiveram influência sobre as taxas de alteração da cobertura da terra, foram realizadas análises a respeito dos seguintes fatores: distância de corpos d'água, declividade, distância de rodovias e substrato geológico (Figura 13).

Com o objetivo de verificar a influência da proximidade aos corpos d'água, foram criadas áreas tampão de 250m junto à rede de rios, lagoas e oceano, obtida através das cartas 1:50.000 da DSG/Ministério do Exército. Embora a área legalmente protegida junto dos corpos d'água esteja compreendida entre os valores de 30, 50 ou 100 m, optamos por 250 m para verificarmos não apenas o impacto da proteção legal, mas também a influência de forma

mais ampla desses fatores na paisagem de forma mais ampla. A mesma análise foi aplicada à rede de estradas. Foi verificada a porcentagem de modificação da cobertura da terra na paisagem como um todo bem como nas áreas junto aos elementos estudados.

Para a análise da influência da declividade, foi criado um modelo digital de elevação do terreno a partir das curvas de nível obtidas também nas cartas 1:50.000 da DSG/Ministério do Exército. As áreas com declividade superior a 30° foram separadas e a elas foi acrescentada uma área tampão de 50 m no seu entorno. A porcentagem de modificação dessas áreas foi quantificada. Embora a proteção legal seja limitada a áreas com declividade superior a 45° ou 100%, nas cartas na escala 1:50.000, com curvas de nível de 20 em 20 metros, as declividades mais acentuadas são subestimadas. Assim, optamos por utilizar o valor de 30° mais uma zona tampão para, novamente, verificarmos uma influência mais geral na paisagem, como no caso das rodovias e dos corpos d'água.

Para verificar a influência da origem geológica do terreno sobre o uso da terra e conseqüentemente na taxa de alteração do mesmo, a área analisada foi separada conforme a sua origem geológica a partir do mapeamento do Centro de Estudos de Geologia Costeira e Oceânica da UFRGS (Horn Filho, 1987; CECO, 1984). A área foi dividida em três regiões (Figura 14). A primeira é formada por depósitos marinhos recentes, as dunas atuais e subatuais e os depósitos praias intermarés. A segunda região é formada por depósitos diversos do Pleistoceno e do Holoceno, de origem marinha, lagunar, fluvial ou gravitacional, localizados na área mais central da zona estudada. A terceira região é composta pelas regiões mais antigas, os arenitos da formação Botucatu do Jurássico e as formações basálticas da Serra Geral do Cretáceo. Mais uma vez, foi quantificada a porcentagem de mudança da cobertura da terra para cada uma dessas regiões.

Todas as taxas de modificação da cobertura da terra obtidas para cada uma das áreas sob influência dos fatores direcionadores acima referidos foram comparadas com a taxa de alteração total. No caso, a área utilizada nessa análise é menor que a janela de estudo apresentada anteriormente, pois as informações acima referidas não a cobriam completamente. Desta forma, a janela aqui é definida pelas coordenadas 597500 mE, 630500 mE, 6736200 mN, 6763400, mN (Coordenadas UTM, Zona 22, SAD69), totalizando 89760 ha. Além disso, a legenda foi simplificada em 9 classes para facilitar a análise conforme descrito anteriormente.



Figura 13. Fatores direcionadores da paisagem. A. Corpos d'água (preto) e *buffer* de 250 m (cinza). B. Rede viária (preto) e *buffer* de 250 m (cinza). C. Áreas com declividade superior a 30° (preto) e *buffer* de 50m.



Figura 14. Regiões geológicas (preto). A. Depósitos marinhos e eólicos litorâneos do holoceno. B. Depósitos interiores diversos de origem pleistocênica e holocênica. C. Formações do Mesozóico (Arenito Botucatu e Serra Geral).

RESULTADOS

Entorno

Análise da mudança de cobertura

Os mapas obtidos pelas análises de 1974 e 2002 estão representados, respectivamente, nas figuras 15 e 16.

A classe água (WAT) ocupa a maior parte da paisagem, mais de 46000 dos 112000 ha analisados, totalizando cerca de 41,3%. A estabilidade dessa classe, conforme o esperado, foi bastante alta. Mais de 99% da área coberta por água em 1974 permaneceu na mesma situação em 2002 (Tabela 1, Quadro 4). Como o foco do nosso estudo são os ambientes terrestres e a análise da dinâmica da paisagem, essa área de água que se manteve estável nos dois momentos analisados (46035 ha) foi excluída das análises de dinâmica. Desta forma, nas análises de estabilidade, expansão e retração, a classe água teve por definição os valores de 100%, 0% e 0%, respectivamente.

As classes que tiveram maior importância nos dois momentos analisados, foram as classes campo (GRA) e agricultura (AGR), sendo, em conjunto, responsáveis por cerca de 66% da paisagem terrestre. Entre as formações naturais, as florestas, entendidas de forma reunida, aquelas que tiveram a maior proporção da paisagem com cerca de 18% da paisagem, seguidas das áreas de banhado (SWA) com cerca de 6%.

Quanto à dinâmica, ocorreu uma expressiva mudança da paisagem, visto que mais de 35% dela, ou cerca de 23.500 ha, tiveram sua cobertura alterada de 1974 para 2002 (Tabela 1). Comparando a área estável de cada classe de cobertura da terra com a área estável total, as classes que contribuíram mais para a estabilidade da paisagem foram GRA (37,7%), AGR (31,8%) e FOC (12%). As classes mais estáveis no período 1974-2002 são URB (96,3%), SWA (79,2%), GRA (69,2%), FOC (66,9%) e AGR (65,6%). As classes com menor estabilidade foram SOI (0%), TRA (6%) e SIL (14,8%).

As expansões de AGR, GRA e FOC tiveram o valor respectivo de 33,2%, 24,6%, e 15,2% da expansão total. De 1974 a 2002, a área de SOI expandiu quase 25 vezes, a área de SIL expandiu mais de 16 vezes, a área de URB expandiu quase duas vezes e meia, a área de FOC expandiu 46,5% e a área de AGR expandiu 37,6%.

No que diz respeito à contribuição das diferentes classes de cobertura para a retração total, as classes mais importantes foram GRA (30,6%), AGR (30,3%), FOC (10,8%)

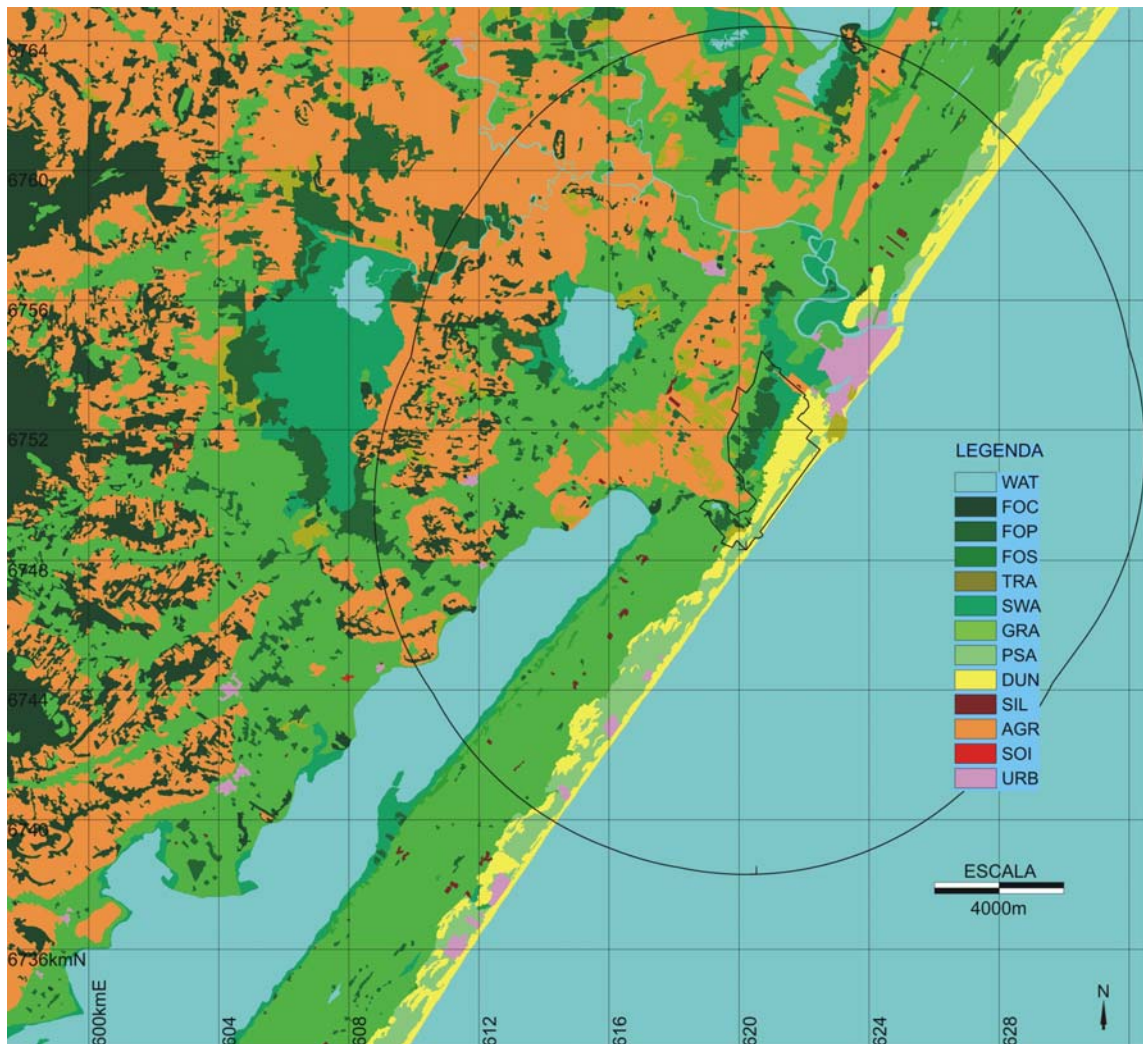


Figura 15. Mapa de cobertura da terra na área do PEI e entorno distante em 1974. As classes de cobertura são: corpos d'água (WAT), floresta de encosta (FOC), floresta paludosa (FOP), floresta arenosa (FOS), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DUN), silvicultura (SIL), agricultura (AGR), solo exposto (SOI) e áreas urbanizadas (URB). Coordenadas UTM, Zona 22, SAD 69.

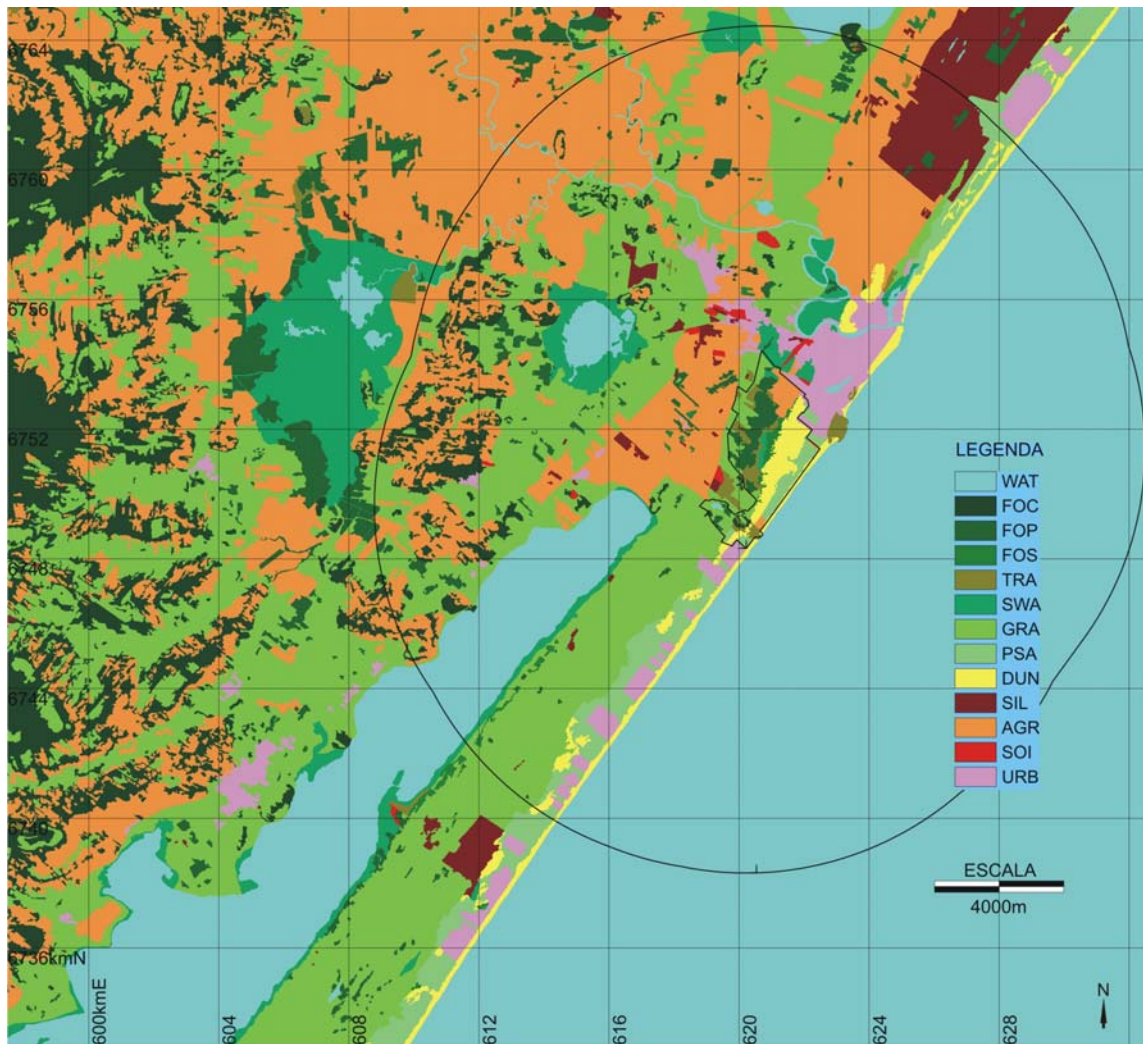


Figura 16. Mapa de cobertura da terra na área do PEI e entorno distante em 2002. As classes de cobertura são: corpos d'água (WAT), floresta de encosta (FOC), floresta paludosa (FOP), floresta arenosa (FOS), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DUN), silvicultura (SIL), agricultura (AGR), solo exposto (SOI) e áreas urbanizadas (URB). Coordenadas UTM, Zona 22, SAD 69.

Tabela 1. Classes de cobertura da terra (i) em 1974 (1) e em 2002 (2); estabilidade (CS), expansão (CE) e retração (CR) em termos absolutos e relativos. Classes de cobertura: corpos d'água (WAT), floresta de encosta (FOC), floresta paludosa (FOP), floresta arenosa (FOS), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), campo psamófilo (PSA), dunas (DUN), silvicultura (SIL), agricultura (AGR), solo exposto (SOI) e áreas urbanizadas (URB).

	CC_{i1}	CC_{i2}	CS_i (ha)	CE_i	CR_i	CS/CS	CS/CS_{i1}	CE/CE (%)	CE/CC_{i1}	CR/CR	CR/CC_{i1}
WAT	412,3	113,9	0,0	113,9	412,3	0,0	0,0	0,5	27,6	1,8	100,0
FOC	7654,5	8682,0	5124,4	3557,5	2530,0	12,0	66,9	15,2	46,5	10,8	33,1
FOP	4450,2	2773,2	2025,3	747,9	2424,9	4,8	45,5	3,2	16,8	10,4	54,5
FOS	284,0	188,5	98,2	90,3	185,8	0,2	34,6	0,4	31,8	0,8	65,4
TRA	1138,9	397,7	68,4	329,3	1070,5	0,2	6,0	1,4	28,9	4,6	94,0
SWA	4051,8	3781,6	3208,4	573,2	843,5	7,5	79,2	2,4	14,1	3,6	20,8
GRA	23185,4	21784,4	16035,4	5749,0	7150,0	37,7	69,2	24,6	24,8	30,6	30,8
PSA	1469,2	1651,9	898,9	753,0	570,2	2,1	61,2	3,2	51,3	2,4	38,8
DUN	1971,3	1119,2	990,1	129,1	981,2	2,3	50,2	0,6	6,5	4,2	49,8
SIL	127,1	2074,6	18,9	2055,7	108,2	0,0	14,8	8,8	1617,4	0,5	85,2
AGR	20635,0	21299,9	13536,4	7763,5	7098,7	31,8	65,6	33,2	37,6	30,3	34,4
SOI	4,8	117,2	0,0	117,2	4,8	0,0	0,0	0,5	2466,9	0,0	100,0
URB	580,6	1980,9	559,1	1421,9	21,5	1,3	96,3	6,1	244,9	0,1	3,7
Total	65965,0	65965,0	42563,4	23401,6	23401,6	100,0		100,0		100,0	

Quadro 4. Valores em hectares, de todos os possíveis destinos que as classes de cobertura da terra em 1974 (linhas) poderiam ter seguido em 2002 (colunas), incluindo a estabilidade (diagonal principal), ou a alteração (demais células). Em cinza escuro estão as modificações mais importantes no contexto de cada classe de cobertura da terra. Classes de cobertura: corpos d'água (WAT), floresta de encosta (FOC), floresta paludosa (FOP), floresta arenosa (FOS), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DUN), silvicultura (SIL), agricultura (AGR), solo exposto (SOI) e áreas urbanizadas (URB).

		2002													
1974		WAT	FOC	FOP	FOS	TRA	SWA	GRA	PSA	DUN	SIL	AGR	SOI	URB	Total
	WAT	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	83,2	10,6	0,3	0,0	0,0	19,7	0,0	0,1	113,9
	FOC	0,1	5124,4	39,9	0,0	84,0	2,3	494,3	0,0	0,1	5,9	2930,0	0,0	0,8	8682,0
	FOP	0,8	30,6	2025,3	42,7	112,6	91,3	317,0	0,0	0,0	9,8	142,6	0,5	0,0	2773,2
	FOS	0,0	0,0	22,8	98,2	0,7	6,0	31,7	0,5	1,9	1,6	25,0	0,0	0,0	188,5
	TRA	0,0	11,7	100,4	1,2	68,4	45,7	74,5	12,1	1,9	0,0	81,1	0,0	0,7	397,7
	SWA	275,7	1,9	146,1	3,6	10,7	3208,4	67,7	13,0	0,1	0,0	54,6	0,0	0,0	3781,6
	GRA	85,7	912,4	742,5	46,3	196,3	200,3	16035,4	20,6	5,9	42,9	3482,6	4,3	9,2	21784,4
	PSA	0,5	0,0	0,0	0,0	5,4	1,0	100,2	898,9	645,8	0,0	0,0	0,0	0,1	1651,9
	DUN	0,3	0,4	1,7	14,4	2,0	18,5	37,7	53,9	990,1	0,2	0,0	0,0	0,0	1119,2
	SIL	8,1	9,5	90,9	20,8	17,3	0,4	1667,1	49,6	30,0	18,9	162,1	0,0	0,0	2074,6
	AGR	40,1	1554,7	1270,9	56,2	637,4	290,5	3844,5	10,1	3,6	45,1	13536,4	0,0	10,6	21299,9
	SOI	0,0	3,0	0,0	0,0	1,4	14,3	43,0	0,0	0,0	0,6	54,9	0,0	0,0	117,2
	URB	1,1	5,9	9,7	0,6	2,7	90,0	461,6	410,2	292,0	2,1	146,0	0,0	559,1	1980,9
	Total	412,3	7654,5	4450,2	284,0	1138,9	4051,8	23185,4	1469,2	1971,3	127,1	20635,0	4,8	580,6	65965,0

e FOP (10,4%). Em relação à sua cobertura de 1974, as classes que tiveram maior retração foram SOI (100%), TRA (94%), SIL (85,2%), FOS (65,4%) e FOP (54,5%).

As direções de alteração são as classes nas quais se converteu a área que teve sua cobertura alterada entre 1974 e 2004. Essa área foi de mais de 23 mil hectares no período analisado. Por definição, são possíveis 156 direções de alteração (Quadro 4). Dessas, 43 não ocorreram neste estudo. Das demais 113, foram selecionadas as direções mais representativas no contexto de cada classe. Dessa seleção identificou-se 29 direções, as quais foram responsáveis por 90,4% da alteração total (Tabela 2). As áreas de floresta de encosta (FOC) deram lugar principalmente à classe AGR e à classe GRA, que avançaram sobre, respectivamente, 20,3% e 11,9% da área que era originalmente dessa classe. A classe floresta paludosa (FOP) deu lugar às classes AGR (28,6%), GRA (16,7%) e SWA (3,3%). As áreas cobertas por floresta arenosa (FOS) deram lugar às classes AGR (19,8%) e GRA (16,3%). As áreas de transição (TRA) deram lugar especialmente às classes AGR (56%), GRA (17,2%) e FOP (9,9%). Os banhados (SWA) deram lugar especialmente às áreas de AGR (7,2%), GRA (4,9%), FOP (2,3%) e URB (2,2%). Os campos (GRA) que alteraram sua cobertura transformaram-se em AGR (16,6%), SIL (7,2%) e FOC (2,1%) e URB (2%). As áreas de campo psamófilo (PSA) deram lugar às classes URB (27,9%), SAN (3,7%) e SIL (3,4%). A classe areia (SAN) foi substituída especialmente por PSA (32,8%) e URB (14,8%). A classe silvicultura (SIL) foi alterada para AGR (35,5%) e GRA (33,7%). As áreas de agricultura (AGR) foram substituídas por GRA (16,9%) e FOC (14,2%). Por fim, as áreas de solo exposto foram substituídas principalmente por campo (GRA).

Métricas de Paisagem

O número de fragmentos (NP) de todas as classes analisadas diminuiu (Tabela 3). As classes de floresta arenosa (FOS) e de transição floresta/campo (TRA) perderam mais da metade de seus fragmentos. A densidade de borda (ED) e a área núcleo total (TCA) diminuíram para todas as classes, exceto a floresta de encosta. O índice de proximidade (PROX) aumentou nas classes floresta de encosta (FOC) e floresta arenosa (FOS) e diminuiu nas demais classes analisadas. A distância euclidiana média ao vizinho mais próximo (ENN) aumentou para todas as classes, exceto para a floresta de encosta (FOC) e floresta arenosa (FOS). A dimensão fractal perímetro-área (PAFRAC) aumentou para todas as classes, exceto a transição campo/floresta (TRA). Por fim, a proporção de adjacências (PLADJ) semelhantes aumentou nas classes transição campo/floresta (TRA), e banhado (SWA) e diminuiu nas classes de floresta (FOC, FOP e FOS).

Tabela 2. Principais direções de alteração da cobertura da terra (CA) (de i para j, $i \neq j$) de 1974 para 2002, comparado com a cobertura da classe i em 1974 (CA_{i1}) e com a área total de alteração (CA). Classes de cobertura: corpos d'água (WAT), floresta de encosta (FOC), floresta paludosa (FOP), floresta arenosa (FOS), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DUN), silvicultura (SIL), agricultura (AGR), solo exposto (SOI) e áreas urbanizadas (URB).

1974	2002	$CCA_{i,j}/CA$	$CA_{i,j}/CC_{i,j}$
WAT	SWA	1.2	66.9
	GRA	0.4	20.8
	AGR	0.2	9.7
FOC	GRA	3.9	11.9
	AGR	6.6	20.3
FOP	SWA	0.6	3.3
	GRA	3.2	16.7
	AGR	5.4	28.6
FOS	GRA	0.2	16.3
	AGR	0.2	19.8
TRA	FOP	0.5	9.9
	GRA	0.8	17.2
	AGR	2.7	56.0
SWA	FOP	0.4	2.3
	GRA	0.9	4.9
	AGR	1.2	7.2
	URB	0.4	2.2
GRA	FOC	2.1	2.1
	SIL	7.1	7.2
	AGR	16.4	16.6
	URB	2.0	2.0
PSA	SAN	0.2	3.7
	SIL	0.2	3.4
	URB	1.8	27.9
SAN	PSA	2.8	32.8
	URB	1.2	14.8
SIL	GRA	0.2	33.7
	AGR	0.2	35.5
AGR	FOC	12.5	14.2
	GRA	14.9	16.9
SOI	GRA	0.0	89.6
Total		90.4	

Tabela 3. Métricas de paisagem das classes de cobertura floresta de encosta (FOC), floresta paludosa (FOP), floresta arenosa (FOS), transição campo/floresta (TRA) e banhado (SWA). As métricas são: área total (CA), número de fragmentos (NP), densidade de borda (ED), dimensão fractal perímetro-área (PAFRAC), área núcleo total (TCA), índice de proximidade (PROX), distância euclidiana ao fragmento mais próximo (ENN) e proporção de adjacências semelhantes (PLADJ).

	FOC		FOP		FOS		TRA		SWA	
	1974	2002	1974	2002	1974	2002	1974	2002	1974	2002
CA	7651,9	8680,8	4450,5	2774,5	283,8	188,3	1138,6	397,7	4051,0	3781,0
NP	622,0	472,0	404,0	321,0	51,0	23,0	78,0	36,0	33,0	27,0
ED	14,0	15,9	6,6	4,9	0,9	0,5	2,1	0,7	3,2	2,9
PAFRAC	1,506	1,555	1,336	1,356	1,564	1,839	1,369	1,256	1,473	1,485
TCA	4374,6	4920,6	2857,2	1614,0	103,1	75,1	625,0	228,4	3240,3	3061,6
PROX	595,4	1034,2	99,0	68,0	12,7	23,2	66,4	29,9	977,0	215,3
ENN	103,1	99,0	183,7	214,5	521,4	501,6	628,0	1301,1	647,3	869,1
PLADJ	94,842	94,806	95,832	95,024	91,548	92,152	94,721	94,919	97,785	97,829

Fatores direcionadores

A área total, comparada às zonas influenciadas pelos diferentes fatores, possui 89.760 ha. Como nas demais análises do entorno, a área de corpos d'água, estável entre as duas datas, foi excluída da análise. A área terrestre, efetivamente utilizada nessa análise, tem um total de 58609 hectares. A sua estabilidade teve um valor de 65%. Os mapas utilizados nessa análise referentes a 1974 e 2002, com a legenda apresentando apenas 9 classes, estão representados nas figuras 17 e 18 respectivamente.

As áreas sob influência dos diferentes elementos apresentaram padrões de cobertura diferentes da área total (Tabela 4). Por exemplo, nas áreas sob influência dos corpos d'água, a proporção de banhado (SWA) foi maior, e nas áreas sob influência das estradas, as áreas urbanizadas (URB) são mais presentes. A maior parte da área de declividade superior a 30° é ocupada por floresta (FOR).

A estabilidade da paisagem total foi de 65%. Nas áreas sob influência dos corpos d'água e da rede viária essa estabilidade foi semelhante, tendo os valores de 68,9% e 67,2%, respectivamente (Tabela 5). Portanto, esses elementos não apresentaram, no período analisado, influência sobre a taxa de alteração e não atuam, assim, como áreas preferenciais nem como barreiras para esse processo. Já nas áreas onde a declividade é superior a 30°, a taxa de modificação foi menor em relação à área total (25%).

O padrão da paisagem também foi diferente em relação às diferentes regiões geológicas (Tabela 5). A região 1 mais recente e mais próxima ao oceano, apresentou uma menor proporção de floresta (FOR) e de banhado (SWA), e uma maior proporção de campo (GRA), campo psamófilo (PSA) e de áreas urbanizadas (URB) em relação à área total. A região 2, formada predominantemente por depósitos lagunares, apresentou uma maior proporção de áreas de banhado e de campo (GRA). A região 3, formada pela Serra Geral e pelo arenito Botucatu, distinguiu-se pela maior proporção de floresta (FOR). A estabilidade da cobertura da terra para as três regiões foi muito semelhante àquela da área total (62,3%, 68,6% e 60,8%). Porém, a proporção das diferentes classes de cobertura entre as duas datas alterou-se de maneira distinta entre as três regiões. Na região 1 foi importante o aumento das áreas antrópicas rurais (ANR), que aumentaram mais de quatro vezes, e as áreas urbanizadas (URB), que aumentaram mais de seis vezes. As florestas (FOR) tiveram uma diminuição na região 1, uma redução ainda maior na região 2 e um aumento na região 3. A região 3 caracterizou-se também por um aumento da área de campo e redução da área antrópica rural (ANR), processos esses contrários ao que ocorreu nas demais regiões, onde a classe GRA foi reduzida e a ANR aumentada.

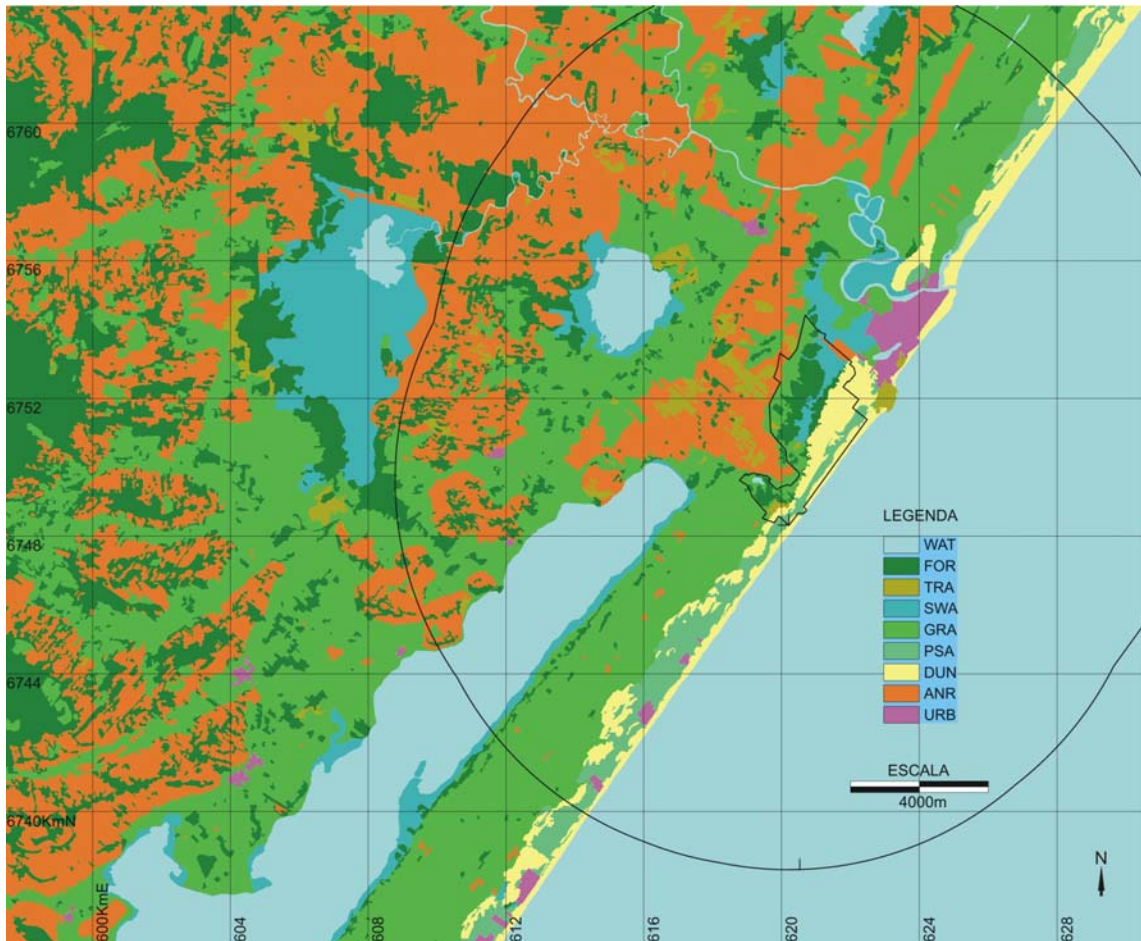


Figura 17. Mapa de cobertura da terra na área do PEI e entorno distante em 1974, simplificado. Esse mapa foi utilizado nas análises dos fatores influenciadores da paisagem. As classes de cobertura são: corpos d'água (WAT), floresta (FOR), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DUN), área antrópica rural (ANR) e áreas urbanizadas (URB). Coordenadas UTM, Zona 22, SAD 69.

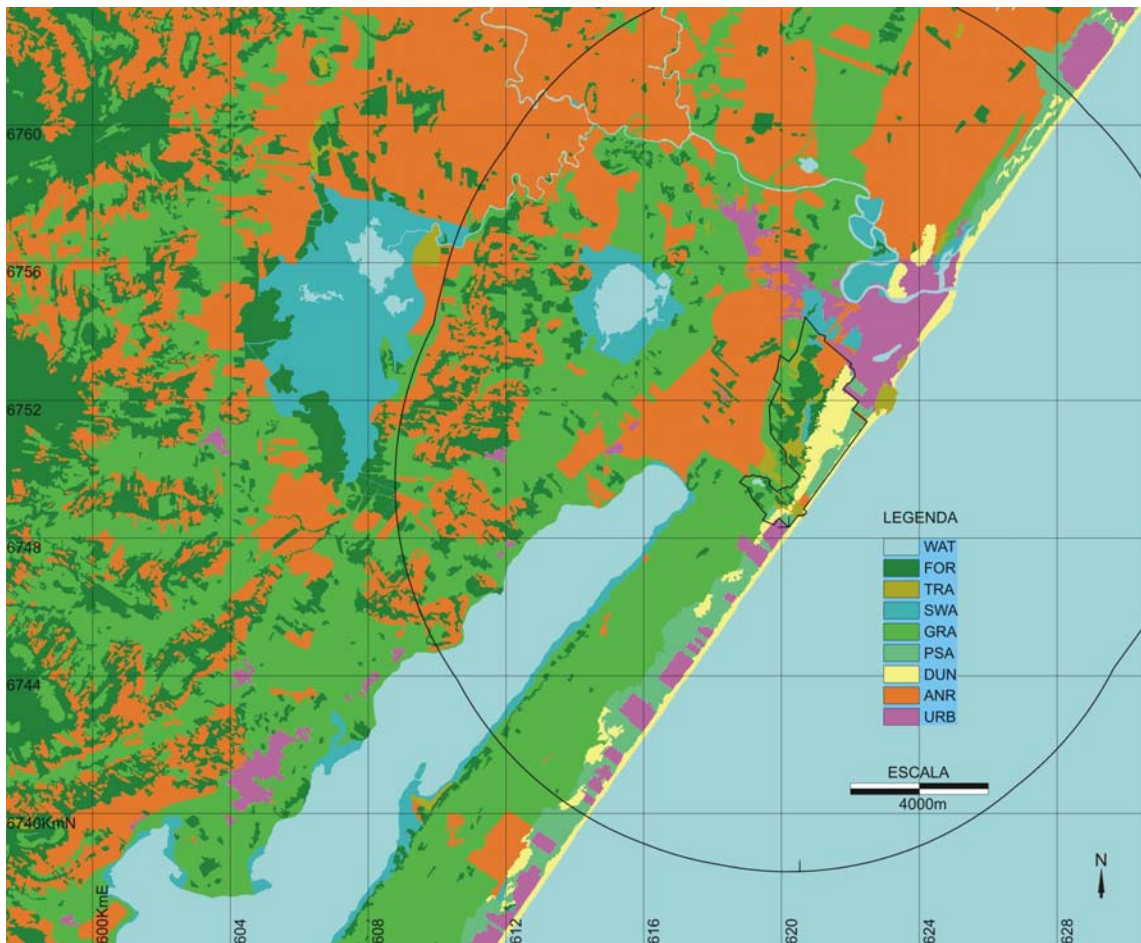


Figura 18. Mapa de cobertura da terra na área do PEI e entorno distante em 2002, simplificado. Esse mapa foi utilizado nas análises dos fatores influenciadores da paisagem. As classes de cobertura são: corpos d'água (WAT), floresta (FOR), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DUN), área antrópica rural (ANR) e áreas urbanizadas (URB). Coordenadas UTM, Zona 22, SAD 69.

Tabela 4. Proporção de cobertura da terra de cada uma das classes nos dois momentos analisados (1974 e 2002) em termos absolutos e relativos. Para a área geral e em zonas sob influência de diferentes fatores direcionadores da paisagem. Valor de estabilidade (*S*) total nas áreas sob influência dos diferentes fatores. Classes de cobertura da terra: corpos d'água (WAT), floresta (FOR), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DUN), área antrópica rural (ANR) e áreas urbanizadas (URB).

	<i>Geral</i>				<i>Corpos d'Água</i>				<i>Rede Viária</i>				<i>Declividade</i>			
	<i>1974</i>		<i>2002</i>		<i>1974</i>		<i>2002</i>		<i>1974</i>		<i>2002</i>		<i>1974</i>		<i>2002</i>	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
WAT	351.2	0.6	110.1	0.2	104.3	0.6	39.8	0.2	16.0	0.1	7.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
FOR	11631.7	19.8	10725.6	18.3	3263.7	18.7	3141.4	18.0	1894.1	9.8	1943.7	10.1	1251.8	67.8	1294.3	70.1
TRA	1047.8	1.8	382.3	0.7	298.1	1.7	123.1	0.7	307.7	1.6	45.4	0.2	13.1	0.7	6.0	0.3
SWA	3697.4	6.3	3478.5	5.9	1782.1	10.2	1763.8	10.1	163.2	0.8	158.6	0.8	0.1	0.0	0.5	0.0
GRA	20281.3	34.6	19591.7	33.4	6561.5	37.6	6493.5	37.3	9166.2	47.6	8875.5	46.1	90.5	4.9	162.0	8.8
PSA	1204.9	2.1	1259.4	2.1	51.0	0.3	51.1	0.3	477.9	2.5	374.4	1.9	0.0	0.0	0.0	0.0
DUN	1679.5	2.9	997.3	1.7	484.1	2.8	427.4	2.5	295.1	1.5	154.8	0.8	0.1	0.0	0.1	0.0
ANR	18174.6	31.0	20141.8	34.4	4686.8	26.9	4929.0	28.3	6651.8	34.6	6609.9	34.4	491.5	26.6	384.0	20.8
URB	540.9	0.9	1922.5	3.3	198.8	1.1	461.2	2.6	269.0	1.4	1071.4	5.6	0.1	0.0	0.3	0.0
Total	58609.3	100.0	58609.3	100.0	17430.4	100.0	17430.4	100.0	19241.0	100.0	19241.0	100.0	1847.1	100.0	1847.1	100.0
S	38079.9		65.0		12001.6		68.9		12930.0		67.2		1385.6		75.0	

Tabela 5. Proporção de cobertura da terra de cada uma das classes nos dois momentos analisados (1974 e 2002), em termos absolutos e relativos. Para a área geral em diferentes regiões geológicas. Região 1: depósitos marinhos e eólicos litorâneos do holoceno. Região 2: depósitos interiores diversos do Pleistoceno e do Holoceno. Região 3: Formações do Mesozóico (Arenito Botucatu e Serra Geral). Valor de estabilidade (*S*) total nas áreas sob influência dos diferentes fatores. Classes de cobertura da terra: corpos d'água (WAT), floresta (FOR), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DUN), área antrópica rural (ANR) e áreas urbanizadas (URB).

	<i>Geral</i>				<i>Região 1</i>				<i>Região 2</i>				<i>Região 3</i>			
	<i>1974</i>		<i>2002</i>		<i>1974</i>		<i>2002</i>		<i>1974</i>		<i>2002</i>		<i>1974</i>		<i>2002</i>	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
WAT	351.2	0.6	110.1	0.2	9.1	0.1	1.5	0.0	166.7	0.6	97.8	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
FOR	11631.7	19.8	10725.6	18.3	295.3	3.2	230.4	2.5	4386.4	14.5	2761.0	9.2	6919.6	37.0	7721.6	41.2
TRA	1047.8	1.8	382.3	0.7	28.4	0.3	31.3	0.3	753.4	2.5	280.7	0.9	263.3	1.4	65.0	0.3
SWA	3697.4	6.3	3478.5	5.9	21.5	0.2	26.3	0.3	3502.4	11.6	3116.7	10.3	20.0	0.1	21.7	0.1
GRA	20281.3	34.6	19591.7	33.4	5353.8	58.5	3612.9	39.5	12129.7	40.2	11532.3	38.2	2685.1	14.3	4337.3	23.2
PSA	1204.9	2.1	1259.4	2.1	1174.9	12.8	1259.0	13.8	19.7	0.1	0.1	0.0	4.1	0.0	0.3	0.0
DUN	1679.5	2.9	997.3	1.7	1623.9	17.8	930.4	10.2	17.9	0.1	29.7	0.1	20.6	0.1	20.4	0.1
ANR	18174.6	31.0	20141.8	34.4	513.6	5.6	2253.3	24.6	8787.2	29.1	11265.5	37.4	8792.9	47.0	6525.3	34.9
URB	540.9	0.9	1922.5	3.3	126.2	1.4	801.6	8.8	392.2	1.3	1071.8	3.6	15.3	0.1	29.4	0.2
Total	58609.3	100.0	58609.3	100.0	9146.7	100.0	9146.7	100.0	30155.5	100.0	30155.5	100.0	18721.0	100.0	18721.0	100.0
S	38079.9		65.0		5697.4		62.3		20697.0		68.6		11377.9		60.8	

PEI e Entorno Próximo

Análise da Mudança de Cobertura

Os mapas de cobertura da terra de 1974 e 2004, obtidos pela análise realizada, estão apresentados nas figuras 19 e 20 respectivamente. A classe água ocupa 385 ha, ou cerca de 15% da área analisada (2500 ha). Por apresentar uma estabilidade quase total entre as datas analisadas, sem aumentar ou diminuir, foi excluída das análises de dinâmica.

A paisagem terrestre do PEI sofreu uma mudança de mais de 45% da sua cobertura, ou cerca de 963 ha entre 1974 e 2004 (Tabela 6, Quadro 5). As classes cuja estabilidade mais contribuiu para a estabilidade total da paisagem foram GRA (28,9%), FOR (21,2%) e DUN (20,6%). Quanto à estabilidade de cada classe em relação à sua área de 1974, as classes que apresentaram os maiores valores foram URB (95,7%), FOR (73,6%) e GRA (72,4%), as classes DUN e PSA apresentaram uma estabilidade intermediária (57,5% e 57,9%, respectivamente) e as demais classes apresentaram um valor mais baixo, TRA (34,5%), SWA (22%) e ANR (19,7%).

As classes GRA (31,4%), ANU (21,8%) e ANR (17%) tiveram maior participação na área total de expansão. Em relação à sua própria área, estas também foram as classes com maior expansão, ANU (564%), ANR (127%) e GRA (65,8%). A classe TRA também apresentou uma expansão importante (65,8%).

Quanto à retração total, as classes com maior influência foram TRA (21%), SWA (18,8%), e DUN (17,9%). As classes com maior redução em relação à sua área em 1974 foram ANR (80,3%), SWA (78%), e TRA (65,5%), as classes PSA e DUN tiveram valores intermediários (42,5% e 42,1%, respectivamente). As classes GRA (27,6%), FOR (26,4%) e ANU (4,3%) tiveram os menores valores.

Das 56 direções de alteração de classe de cobertura possíveis (Quadro 5), retirando-se a classe água, dez não ocorreram e 21 foram realmente importantes, sendo responsáveis por 88,6% da alteração total (Tabela 7). A área pertencente à classe floresta (FOR) deu lugar principalmente às classes TRA, GRA e DAR que cobriram respectivamente 14,1%, 6,4% e 2,5% da sua área original em 1974. As áreas de transição campo/floresta (TRA) foram substituídas por GRA (41,6%), ANR (11,2%) e SWA (3,7%). Os banhados (SWA) tiveram sua área alterada para FOR (18,3%), ANR (24%) e ANU (23,5%). As áreas de campo (GRA) foram substituídas especialmente por FOR (5,9%), ANR (10,4%) e ANU (8,4%). As áreas de PSA foram alteradas para GRA (10,4%), ANR (8,3%) e ANU (16,4%). A

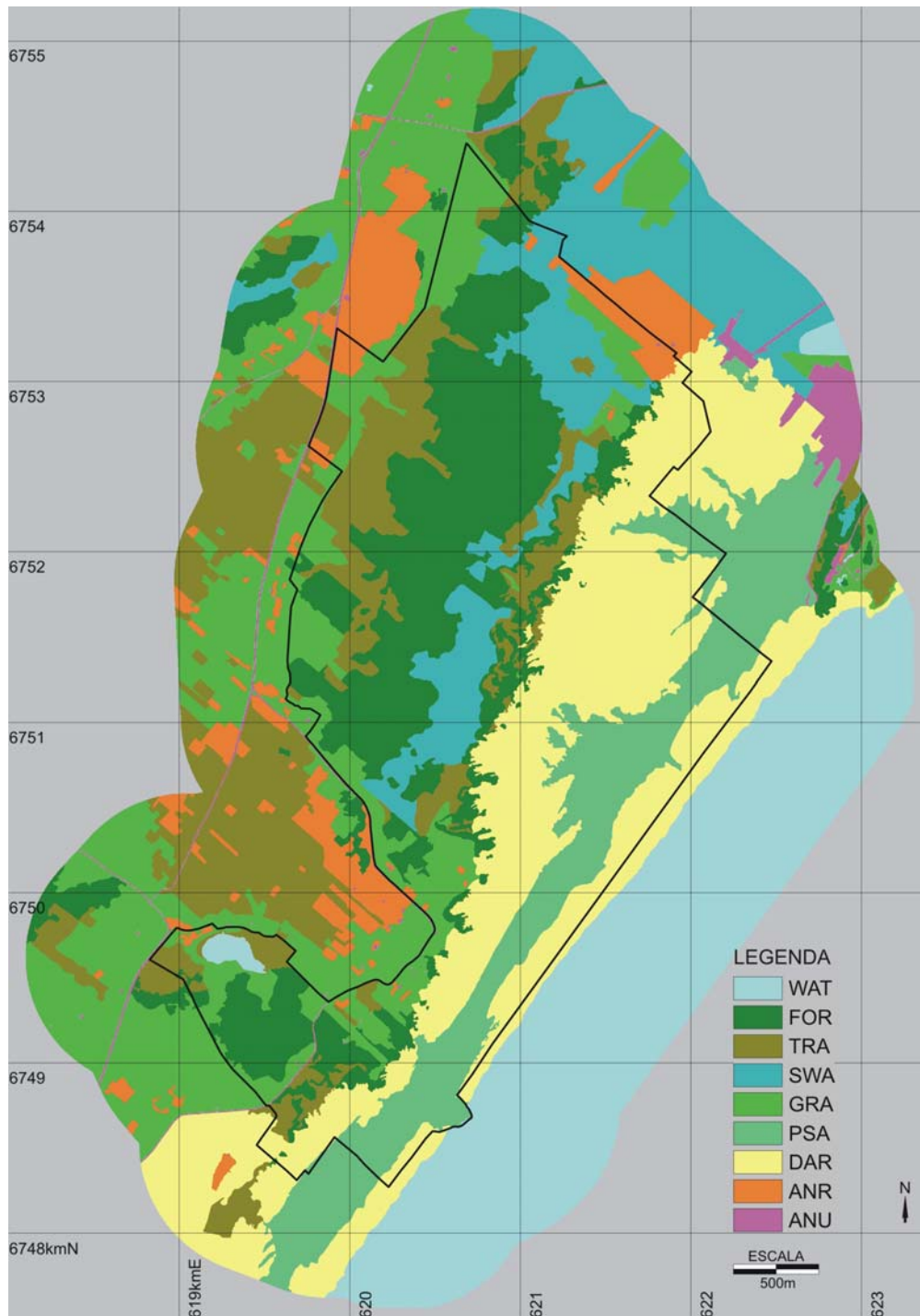


Figura 19. Mapa de cobertura da terra na área do PEI e entorno próximo em 1974. As classes de cobertura são: corpos d'água (WAT), floresta (FOR), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DAR), área antrópica rural (ANR) e área antrópica urbana (ANU). Coordenadas UTM, Zona 22, SAD 69.

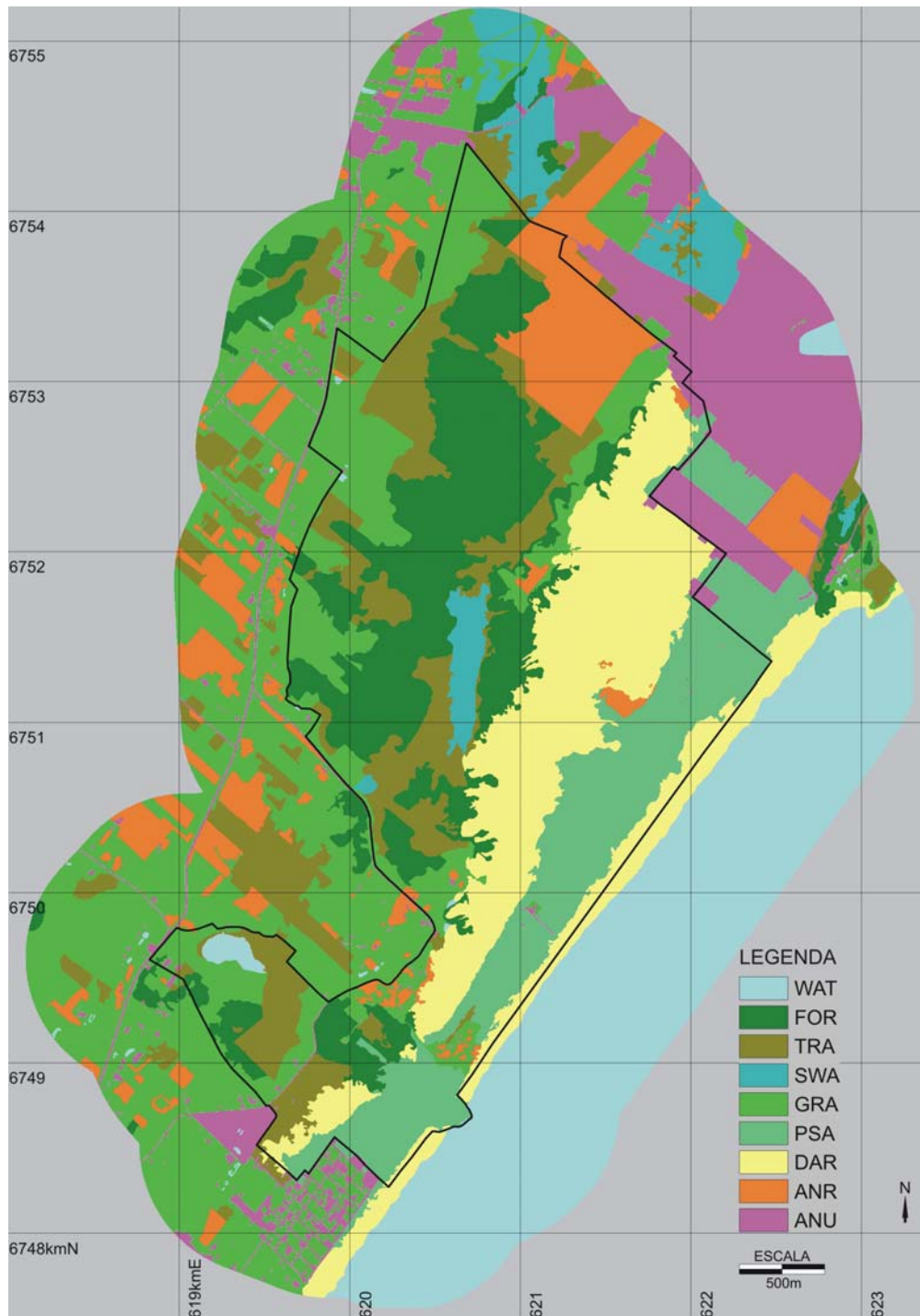


Figura 20. Mapa de cobertura da terra na área do PEI e entorno próximo em 2004. As classes de cobertura são: corpos d'água (WAT), floresta (FOR), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DAR), área antrópica rural (ANR) e área antrópica urbana (ANU). Coordenadas UTM, Zona 22, SAD 69.

Tabela 6. Classes de cobertura da terra (i) em 1974 (1) e em 2004 (2) na área do PEI e entorno próximo; estabilidade (CS), expansão (CE) e retração (CR) em termos absolutos e relativos. Classes de cobertura: corpos d'água (WAT), floresta (FOR), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DUN), áreas antrópicas rurais (ANR) e áreas antrópicas urbanas (ANU).

	CC_{i1}	CC_{i2}	CS_i (ha)	CE_i	CR_i	CS_i/CS	CS_i/CS_{i1}	CE_i/CE (%)	CE_i/CC_{i1}	CR_i/CR	CR_i/CC_{i1}
FOR	332.0	282.9	244.3444	38.5	87.7	21.2	73.6	4.0	11.6	9.1	26.4
TRA	307.8	236.6	106.0934	130.5	201.8	9.2	34.5	13.6	42.4	21.0	65.5
SWA	232.5	71.8	51.2519	20.6	181.2	4.5	22.0	2.1	8.9	18.8	78.0
GRA	459.3	634.3	332.3047	302.0	127.0	28.9	72.4	31.4	65.8	13.2	27.6
PSA	205.4	185.5	117.9893	67.5	87.4	10.3	57.5	7.0	32.9	9.1	42.5
DUN	409.9	267.1	237.2407	29.9	172.6	20.6	57.9	3.1	7.3	17.9	42.1
ANR	129.1	189.4	25.4124	164.0	103.7	2.2	19.7	17.0	127.0	10.8	80.3
ANU	37.2	245.6	35.6024	210.0	1.6	3.1	95.7	21.8	564.4	0.2	4.3
Total	2113.2	2113.2	1150.2	962.9	962.9	100.0		100.0		100.0	

Quadro 5. Valores de todos os possíveis destinos que as classes de cobertura da terra em 1974 (linhas) poderiam ter seguido em 2004 (colunas) na área do PEI e entorno próximo, incluindo a estabilidade (diagonal principal), ou a alteração (demais células). Em cinza escuro estão indicadas as modificações mais importantes no contexto de cada classe de cobertura da terra. Classes de cobertura: corpos d'água (WAT), floresta (FOR), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DUN), áreas antrópicas rurais (ANR) e áreas antrópicas urbanas (ANU).

		2004								
1974		FOR	TRA	SWA	GRA	PSA	DUN	ANR	ANU	Total
	FOR	244,3	16,7	8,0	8,9	0,0	2,7	2,2	0,0	282,9
	TRA	46,7	106,1	42,6	27,0	0,6	2,4	11,2	0,0	236,6
	SWA	6,3	11,4	51,3	2,9	0,0	0,0	0,0	0,0	71,8
	GRA	21,1	127,9	19,9	332,3	21,4	39,0	71,4	1,2	634,3
	PSA	0,3	0,0	0,0	0,8	118,0	66,4	0,0	0,1	185,5
	DUN	8,5	4,8	0,3	1,3	14,7	237,2	0,3	0,0	267,1
	ANR	4,6	34,6	55,8	47,7	17,0	3,9	25,4	0,3	189,4
	ANU	0,3	6,4	54,5	38,4	33,6	58,2	18,7	35,6	245,6
	Total	332,0	307,8	232,5	459,3	205,4	409,9	129,1	37,2	2113,2

Tabela 7. Principais direções de alteração da cobertura da terra (CA) (de i para j, $i \neq j$) de 1974 para 2004 na área do PEI, comparadas com a cobertura da classe i em 1974 (Ca_{i1}) e com a área total de alteração (CA). Classes de cobertura: corpos d'água (WAT), floresta (FOR), transição floresta/campo (TRA), banhado (SWA), campo (GRA), dunas (DUN), áreas antrópicas rurais (ANR) e áreas antrópicas urbanas (ANU).

1974	2002	$CCA_{i,j}/CA$	$CA_{i,j}/CC_{i1}$
FOR	TRA	4.8	14.1
	GRA	2.2	6.4
	DAR	0.9	2.5
TRA	SWA	1.2	3.7
	GRA	13.3	41.6
	ANR	3.6	11.2
SWA	TRA	4.4	18.3
	ANR	5.8	24.0
	ANU	5.7	23.5
GRA	TRA	2.8	5.9
	ANR	5.0	10.4
	ANU	4.0	8.4
PSA	GRA	2.2	10.4
	ANR	1.8	8.3
	ANU	3.5	16.4
DAR	GRA	4.0	9.5
	PSA	6.9	16.2
	ANU	6.0	14.2
ANR	TRA	1.2	8.7
	GRA	7.4	55.3
	ANU	1.9	14.5
Total		88.6	

classe DAR foi substituída por GRA (9,5%), PSA (16,2%) e ANU (14,2%). Por fim, as áreas da classe ANR, que tiveram sua classe alterada entre as duas datas analisadas, modificaram-se principalmente na direção de TRA (8,7%), GRA (55,3%) e ANU (14,5%).

Métricas de Paisagem

O número de fragmentos (NP) da classe floresta (FOR) diminuiu quase pela metade, teve um pequeno aumento na classe transição campo/floresta (TRA) e manteve-se igual na classe banhado (SWA) (Tabela 8). A densidade de borda (ED), a área núcleo total (TCA) e o índice de proximidade (PROX) diminuíram para todas as classes. A distância euclidiana média ao fragmento mais próximo (ENN) aumentou para todas as classes. A dimensão fractal perímetro-área (PAFRAC) aumentou para as classes FOR e SWA e diminuiu para a classe TRA. A proporção de adjacências semelhantes (PLADJ) aumentou para a classe floresta e diminuiu para a classe transição e banhado.

Tabela 8. Métricas de paisagem das classes de cobertura floresta (FOR), transição campo/floresta (TRA) e banhado (SWA). As métricas são: área total (CA), número de fragmentos (NP), densidade de borda (ED), dimensão fractal perímetro-área (PAFRAC), área núcleo total (TCA), índice de proximidade (PROX), distância euclidiana ao fragmento mais próximo (ENN) e proporção de adjacências semelhantes (PLADJ).

	FOR		TRA		SWA	
	1974	2002	1974	2002	1974	2002
CA	332,2	282,9	308,1	236,6	232,5	71,8
NP	59	30	53	59	10	10
ED	38,337	30,572	39,553	36,462	17,430	8,834
PAFRAC	1,344	1,461	1,357	1,279	1,238	1,495
TCA	166,677	139,163	127,911	77,840	134,860	27,343
PROX	3864,073	644,868	1451,881	421,322	3971,727	787,621
ENN	45,823	108,582	58,163	88,261	166,905	289,085
PLADJ	99,279	99,325	99,198	99,037	99,531	99,231

DISCUSSÃO

PEI e Entorno Distante

Mudança da Cobertura da Terra

Os métodos apresentados nesse trabalho aliam os primeiros dados utilizados nos estudos de Ecologia de Paisagem, as fotografias aéreas, aos mais recentes, as imagens de satélite de alta resolução, ambos analisados através de interpretação visual. Esses métodos foram adequados para o cumprimento dos objetivos propostos e parecem ter um grande potencial nos estudos de dinâmica de paisagem, um dos campos mais estudados nesse ramo da Ecologia e nas suas aplicações em Biologia da Conservação.

A área do Parque Estadual de Itapeva e o seu entorno distante são compostos por uma grande diversidade de ambientes naturais característicos das diferentes formações que fazem parte do Domínio Mata Atlântica. A paisagem analisada além de sua diversidade original, apresenta reflexos dos impactos humanos decorrentes das atividades realizadas nessa área, que contribuem para o aumento do número de classes de cobertura do solo.

A dominância das classes campo (GRA) e agricultura (AGR), cobrindo cerca de 67% da área terrestre, e formando uma matriz de uso agrícola e pecuário, já no ano inicial de análise, caracterizam essa área como uma paisagem sob intensa influência antrópica. Os censos agropecuários de 1974 e de 2003 confirmam a importância dessas formações antrópicas, tendo em vista as extensas áreas ocupadas pela agricultura bem como pelo grande número de reses (IBGE, 2006) (Tabela 9). Essa influência é confirmada ainda pela grande alteração da paisagem entre os anos analisados, chegando a cerca de 2/5 da área total analisada.

A pequena importância da classe floresta já em 1974, com uma cobertura total de cerca de 19% da paisagem, parece ser reflexo desse impacto humano, tendo em vista que estudos palinológicos (Lorscheitter, 2003) mostram que a Mata Atlântica já estava presente no Rio Grande do Sul há 10.000 anos e desde então vem ocorrendo uma expansão e adensamento natural dessa formação. Embora tenha ocorrido uma última transgressão marinha importante com clímax há cerca de 5000 anos, o que constituiu uma barreira para a expansão florestal, desde então tivemos a regressão marinha, com o oceano estabelecendo-se no nível atual há dois mil anos e a subsequente dessalinização dos terrenos da planície costeira, permitindo então um novo avanço florestal. Os campos atuais, classe predominante na paisagem, parecem

Tabela 9. Produção agrícola (em hectares) total e relativa e pecuária (principais produtos) no município de Torres em 1974 e nos municípios que ocupam a área correspondente em 2003. (Fonte IBGE, 1977; 1979; 2006a).

<i>Data</i>	<i>Município</i>	<i>Banana</i>	<i>Arroz</i>	<i>Milho</i>	<i>Mandioca</i>	<i>Feijão</i>	<i>Fumo</i>	<i>Cana</i>	<i>Batata-doce</i>	<i>Abacaxi</i>	<i>Total</i>	<i>Bovinos</i>	<i>Suínos</i>
1974	Torres	5200	733	1600	1000	1300	300	1313	400	500	12346	33464	13533
	%	42,1	5,9	13,0	8,1	10,5	2,4	10,6	3,2	4,0	100		
	Arroio do Sal	0	0	25	20	0	0	0	0	0	45	3250	500
	D. P. de Alcântara	650	353	76	85	38	0	100	0	2	1304	3600	500
	Mampituba	2200	1201	324	260	165	198	130	0	3	4481	3650	920
	Morrinhos do Sul	2500	1215	120	250	146	15	65	5	5	4321	5700	640
2003	Torres	167	3450	150	130	80	107	0	6	6	4096	6300	13250
	Três Cachoeiras	2600	413	180	250	115	0	35	0	64	3657	7600	1480
	Três Forquilhas	450	42	280	150	78	0	60	5	9	1074	3550	2220
	Total	8567	6674	1155	1145	622	320	390	16	89	18978	33650	19510
	%	45,1	35,2	6,1	6,0	3,3	1,7	2,1	0,1	0,5	100		

ser, em grande parte, resultado da atividade de criação de gado (Lindeman, 1975).

O estado da área estudada, apresentando uma área florestal remanescente reduzida, bastante fragmentada e em processo de redução, é um padrão encontrado para o bioma Mata Atlântica como um todo (Saatchi *et al.*, 2001). A revisão realizada pela Fundação SOS Mata Atlântica e colaboradores (1998; 2002) mostra uma importante redução da cobertura florestal nas últimas décadas em nove estados brasileiros que abrigam a Mata Atlântica, sendo que somente entre os anos de 1990 e 1995 e entre 1995 e 2000, segundo a análise realizada nos referidos trabalhos, ocorreu uma diminuição de 5,76% e 2,45%, respectivamente. Na região de Una, no estado da Bahia, as formações florestais de Mata Atlântica que cobriam cerca de 51% em 1985, estavam restritas em 1998 a apenas 12,82% (Costa *et al.*, 2005) e sujeitas a diversos impactos (Saatchi *et al.*, 2001). Em Minas Gerais a situação da Mata Atlântica também está muito ameaçada, (Fonseca, 1985), o mesmo ocorrendo em Pernambuco (Ranta *et al.*, 2001). Em uma área do Planalto de Ibiúna, estado de São Paulo, entre os anos 1982 e 2000 ocorreu também uma importante retração florestal motivada pela expansão dos sítios de lazer (Teixeira, 2005). Na região do Parque Estadual de Itapuã, município de Viamão, Rio Grande do Sul, entre os anos 1953 e 1991 as formações naturais também tiveram uma importante redução, dando lugar a classes de cobertura da terra de origem antrópica (Irgang e Oliveira, 2004). Tais resultados sugerem que a destruição das formações remanescentes para a expansão agropecuária e urbana é a principal ameaça ao Domínio Mata Atlântica.

As classes que mais contribuíram para a estabilidade da paisagem foram as classes associadas à ação antrópica (GRA, AGR e URB). Esse resultado é esperado, tendo em vista que os aspectos que determinam essas formações são: a atividade humana movida pela sua necessidade de recursos e as possibilidades físicas dos ambientes. Assim, tendo em vista que as características físicas dessa região não sofreram uma importante mudança e levando-se em consideração que as necessidades humanas só tenderam a aumentar devido ao aumento da população e ao aumento do impacto *per capita* (Diamond, 2005), espera-se a manutenção das formações de origem antrópica ou ainda a substituição dessas por classes de cobertura da terra decorrentes de usos humanos ainda mais intensivos.

Os banhados (SWA) tiveram na área uma grande estabilidade e sua perda não foi tão dramática como, aquela verificada para as florestas paludosas. A presença de grandes áreas de banhado, como aquelas junto à Lagoa do Forno, constitui uma grande oportunidade para a conservação da biodiversidade no estado do Rio Grande do Sul, dada a importância das áreas úmidas nesse processo (Gibbs, 2000).

O aumento do impacto da atividade antrópica na região do entorno do Parque Estadual de Itapeva é sugerido ainda pela expansão das classes de cobertura associadas à atividade humana. A expansão da agricultura e dos campos associados à pecuária é reflexo desse processo e tiveram importante impacto na mudança da paisagem como um todo. Quanto à sua cobertura original, as áreas de solo exposto, silvicultura e áreas urbanizadas também reforçam a importância desse processo.

A expansão da área de floresta de encosta, especialmente sobre as áreas de agricultura é um processo que vai de encontro à expansão das áreas antrópicas e à tendência de redução do conjunto de florestas como um todo. Essa expansão recente de floresta foi encontrada em outras áreas da encosta do Planalto Sul-Brasileiro no estado (Becker *et al.*, 2004) e áreas sobre o Planalto onde a atividade agropecuária foi excluída (Oliveira e Pillar, 2004). A expansão das formações lenhosas sobre áreas de vegetação herbácea parece ser uma tendência global (Bowman *et al.*, 2001; Carmel e Kadmon, 1999; Mast *et al.*, 1997; Silva *et al.*, 2001; Oliveira e Pillar, 2004), especialmente nas áreas onde ocorreu o abandono por parte da população humana (Turner e Ruscher, 1988). Tal processo parece ter ocorrido na região. A partir da década de 1970 ocorreu um abandono dos colonos que viviam da agricultura de subsistência para áreas urbanas (êxodo rural) (Tabela 10), diminuindo as áreas de agricultura junto aos morros e encostas onde a produção mecanizada em larga escala, que domina as áreas de planície atualmente, é dificultada. Além disso, parece ter ocorrido uma alteração da produção na região, produtos voltados à subsistência, como o feijão, o milho e a mandioca, foram substituídos por produtos voltados para o mercado. É o caso da banana e, especialmente, o arroz, que teve grande expansão nesse período (Tabela 9).

Tabela 10. População rural, urbana (em termos absolutos e relativos) e total do município de Torres em 1970, 1980 e dos municípios que ocupam a mesma área em 2000. (Fonte IBGE, 2006b).

Data	Município	RURAL		URBANA		TOTAL
1970	Torres	32849	80%	8280	20%	41130
1980	Torres	23216	56%	18403	44%	41619
2000	Arroio do Sal	233	4%	5040	96%	5273
	Dom Pedro de Alcântara	1935	73%	701	27%	2636
	Mampituba	2922	94%	184	6%	3106
	Morrinhos do Sul	2833	80%	700	20%	3533
	Torres	3324	10%	27556	90%	30880
	Três Cachoeiras	4792	50%	4731	50%	9523
	Três Forquilhas	2972	92%	267	8%	3239
	Total	19011	33%	39179	67%	58190

A floresta de encosta (FOC) também foi uma classe de cobertura natural com relativa estabilidade, nesse caso, contribuiu a influência das áreas íngremes que são de difícil utilização pelos seres humanos. Porém essa classe teve uma expansão e um processo de retração também importantes. O saldo dessa “troca” de expansão por retração, embora tenha sido positivo em termos quantitativos, pode não ter sido benéfico em termos de conservação da biodiversidade local, uma vez que a qualidade dessas áreas de expansão pode não ser a mesma daquelas perdidas em termos de hábitat para a biota local. A classificação realizada não permitiu uma diferenciação entre florestas em diferentes estágios de sucessão. Na região da bacia do rio Maquine, formações florestais em estágio inicial de regeneração cobrem grande parte da paisagem (Becker *et al.*, 2004) e o mesmo pode ocorrer na região estudada. Esse padrão é típico de áreas de agricultura abandonada e ocorre em outros locais do mundo (Turner *et al.*, 2001).

A floresta paludosa sofreu uma importante retração. Sem que tenha ocorrido uma expansão significativa, a área total dessa classe foi bastante diminuída durante o período analisado e parece ser a classe de cobertura natural mais ameaçada. A floresta paludosa teve uma taxa de diminuição média ao longo do período analisado de cerca de 1,26% ao ano, o que equivale às taxas encontradas para as áreas de floresta tropical com maior taxa de mudança no mundo (Achard, 2002).

É importante ressaltar a validade da abordagem de diferenciação das formações florestais em três tipos, de acordo com as suas características decorrentes especialmente das suas diferentes condições edáficas. As características diversas determinam usos diversos e em intensidades variáveis. Essa relação ficou mostrada pela dessemelhança de alteração entre as distintas formações florestais.

As alterações que ocorreram na paisagem foram predominantemente na direção de alterações promovidas diretamente pela atividade humana. Das 31 direções de alteração principais, 19 são de natureza antrópica, totalizando 59% da área alterada. As classes de cobertura campo (GRA) e agricultura (AGR) foram as principais responsáveis pela retração das classes de floresta, transição e banhado. As áreas de campo (GRA) foram suprimidas pelas classes agricultura (AGR) e silvicultura (SIL), classes de cobertura decorrentes do uso humano mais intensivo. Esse padrão de substituição dos campos por agricultura e silvicultura tem ocorrido de forma geral no estado do Rio Grande do Sul e é motivo de preocupação para a conservação dessas formações naturais no estado (Crawshaw, 2004).

A expansão da área urbanizada (URB), especialmente sobre as classes campo (GRA), campo psamófilo (PSA) e areia (SAN), reflete não apenas o aumento da população

local e o êxodo rural, mas também o aumento do uso sazonal dessa área por turistas no período do verão. Por exemplo, a cidade de Torres que apresenta cerca de 34 mil pessoas residentes, durante a temporada de veraneio chega a abrigar 300.000 pessoas (FUNDEST, 2006). O município de Arroio do Sal, por sua vez, possuía em 2004 uma população residente estimada de cerca de 6.800 habitantes, no verão, entretanto, chegava a acolher até 80.000 pessoas (Prefeitura Municipal de Arroio do Sal, 2006).

Algumas direções de alteração ocorridas na região entre os dois momentos analisados representam alterações naturais, típicos do processo de sucessão, como é o caso da expansão do campo psamófilo sobre as dunas, refletindo um processo histórico de colonização dos depósitos da planície costeira pela vegetação (Rambo, 1994). Outro processo natural detectado na análise é a colmatção, ou envelhecimento das lagoas costeiras (Schäfer, 1984; Horn Filho, 1987), que ao receberem sedimentos do entorno, tornam-se rasas e dão lugar inicialmente a uma vegetação herbácea característica das áreas de banhado e posteriormente a uma formação florestal, representada aqui pela classes transição (TRA) e floresta paludosa (FOP).

Essa dinâmica de alteração da cobertura da terra no entorno do PEI que vem ocorrendo no entorno do PEI constitui uma séria ameaça à biodiversidade e aos processos ecológicos locais. Mesmo nas áreas de encosta, onde ocorreu uma expansão da floresta, o aumento relativo da importância da monocultura de banana deve ser ponderado, devido ao grande impacto desse cultivo (Vivan, 2002). Da mesma forma, o cultivo de arroz tem tido um importante impacto nas áreas úmidas, que abrigam relevantes formações naturais remanescente na região (Donald, 2004; Primel *et al.*, 2005). Para a conservação dessa área é fundamental a mudança dessa dinâmica. Para isso, é necessário o planejamento da paisagem conforme os princípios da Ecologia de Paisagem, garantindo assim um impacto menor das atividades humanas sobre os processos ecológicos na região (Hobbs, 1997; Forman e Collinge, 1997) e promovendo a manutenção da biodiversidade, dos processos ecológicos e, conseqüentemente, do bem-estar dos seres humanos.

Métricas de Paisagem

A diminuição do número de fragmentos associada à diminuição da área reflete a perda de habitats dessas formações, que deixaram de existir em determinados locais da região analisada. Esse é o caso das classes floresta paludosa, floresta arenosa, transição campo/floresta e banhado. A diminuição do número de fragmentos da classe floresta de encosta (FOC) parece ser resultante da sua expansão, o que ocasionou a união de fragmentos

antes separados. Esse fato, associado ao aumento da área da floresta, indica uma possível melhora desse ambiente do ponto de vista do potencial fluxo dos organismos.

A densidade de borda e a área núcleo total estão associadas à área da classe (Neel *et al.*, 2004). Assim, elas diminuiriam naquelas classes nas quais a cobertura total da diminuiu, sendo o contrário também verdadeiro. O aumento na área núcleo total da floresta de encosta indica também uma melhora desse ambiente, mostrando que o aumento do mesmo também ocasionou um aumento das áreas onde o efeito de borda, definido aqui como 35m, não exerce influência. A diminuição das áreas núcleo nas demais classes, por sua vez, indica que se a área remanescente dessas classes já é reduzida, a área sem efeito de borda é ainda menor, ameaçando ainda mais a persistência das populações presentes nessas áreas e sensíveis a esse efeito.

O índice de proximidade (PROX) e a distância euclidiana média ao vizinho mais próximo (ENN) são importantes indicativos da facilidade de fluxos biológicos entre os fragmentos. O aumento de PROX e a diminuição de ENN na classe floresta de encosta (FOC) parecem ser decorrentes da expansão dessa classe entre as duas datas analisadas. Essas mesmas mudanças ocorridas também na classe floresta arenosa (FOS), que sofreu diminuição de sua área e perda de fragmentos entre as duas datas analisadas, parece ter ocorrido os fragmentos remanescentes estão agrupados, enquanto os mais isolados foram eliminados da paisagem. O aumento de ENN e a diminuição de PROX para as demais classes refletem diretamente a perda de áreas e significam uma redução do potencial de dispersão e de recolonização das manchas remanescentes.

O aumento da dimensão fractal perímetro-área (PAFRAC) em todas as classes, exceto TRA, indica um aumento de complexidade da borda dos fragmentos dessas classes, o que significa um maior efeito de borda e por consequência uma degradação maior do hábitat para aquelas espécies que sofrem o efeito proximidade das demais classes de cobertura.

O aumento da métrica PAFRAC, medida da complexidade da borda, tem também uma grande importância do ponto de vista metodológico, pois para um crítico, a comparação entre fotografias aéreas digitalizadas com um *pixel* resultante de cerca de 1,7m seriam incomparáveis com imagens de satélite com a resolução de 5m. Espera-se, caso as resoluções das imagens influam na interpretação, que o maior detalhamento e a maior complexidade sejam aquelas dos mapas originados das imagens de maior resolução. Assim, o fato de encontrarmos a maior complexidade nas bordas das formações identificadas a partir das imagens de satélite, mostra que no método, o importante é que as escalas de interpretação sejam as mesmas para que as características da paisagem prevaleçam e sejam mais

importantes que a resolução das imagens a serem interpretadas. Tal resultado contribui, portanto, para a validação do método utilizado.

A proporção de adjacências semelhantes apresentou um comportamento inesperado, pois não se relacionou com nenhuma outra métrica analisada ou com a alteração da área das classes. Por definição, as classes TRA e SWA tornaram-se mais agregadas entre as datas analisadas, sendo que o contrário ocorreu para as classes de floresta.

Fatores Direcionadores

As áreas de encosta com declividade superior a 30° apresentaram, conforme o esperado, uma maior estabilidade. Essas áreas têm seu acesso e uso dificultados e por isso tendem a manter a sua cobertura original dominada por floresta. Esse fato faz dessas áreas locais importantes para a conservação da biodiversidade. Além disso, o abandono de parte das lavouras e a recuperação das florestas nessas áreas aumentam ainda a sua importância e sugere que uma vez excluídas as forças atuantes na conversão dos habitats naturais, esses têm a capacidade de regenerar-se, pelo menos parcialmente, restabelecendo certos processos ecológicos.

A falta de influência das variáveis corpos d'água e rede viária sobre a taxa de alteração da cobertura do solo não era esperada. As rodovias são reconhecidamente eixos através dos quais os impactos humanos penetram na paisagem (Chomitz e Gray, 1996; Geist e Lambin, 2001; Kirby *et al.*, 2006), sendo esperado, portanto, uma maior taxa de alteração nessas áreas. Junto aos corpos d'água, por outro lado, espera-se uma taxa de alteração da cobertura da terra menor. Esses últimos são elementos da paisagem de grande importância para os processos ecológicos locais e cujo funcionamento depende da proteção da vegetação no seu entorno (Turner *et al.*, 2001; Lyon e Gross, 2005;). Além disso, as áreas naturais junto aos corpos d'água são legalmente protegidas (Código Florestal, Lei nº 4.777/65).

A pouca influência desses elementos na paisagem pode ser atribuída à antiguidade da ocupação da área estudada. As estradas nesse período recente, no qual foi realizada a nossa análise, não funcionaram exatamente como um eixo de promoção dos impactos, pois esses já haviam ocupado a paisagem como um todo devido à idade e à grande amplitude da rede viária na região. O mesmo vale para os corpos d'água; os impactos nas suas margens são provavelmente anteriores à conscientização da sua importância e à legislação que os evitam.

Cabe ainda ressaltar que uma das alterações da cobertura do solo mais recentes, a urbanização, foi maior junto às estradas. A agricultura e a pecuária, impactos antigos na paisagem, não foram alteradas nesse último período pela presença das estradas. Esse padrão

sustenta a idéia de que os impactos mais antigos e a taxa de alteração não sofreram influência das estradas pois já estavam presentes no momento inicial da análise.

As regiões geológicas definidas nesse trabalho, conforme o esperado, mostraram padrões de cobertura diferentes. A região 1, formada pelos depósitos marinhos e eólicos mais recentes, apresentava originalmente a menor proporção de florestas, devido à pouca idade dos terrenos e às suas características impróprias para o desenvolvimento vegetal, baixa fertilidade e baixa capacidade de retenção de água (Waechter, 1985; Dillenburg *et al.*, 1992). Essa área apresenta formações praticamente exclusivas, como é o caso dos campos psamófilos e das dunas. Nessa região 1, há uma maior proporção de áreas urbanas e houve um maior aumento dessa classe. Na região 2, ocorrem os terraços lagunares e, juntos às lagoas, os banhados que são mais importantes nessa área. A região 3, por sua vez, é formada principalmente por áreas antrópicas rurais, que em 1974 cobriam quase 50% da paisagem, e hoje cobrem cerca de 35%, por áreas de florestas de encosta, que tiveram pequena expansão e por áreas de campo.

Os diferentes destinos que a classe floresta teve em cada uma das regiões geológicas reforçam o resultado obtido na análise geral da região, quando as florestas foram diferenciadas, pois na região 1 ocorre especialmente a floresta arenosa, na região 2, a floresta paludosa e na região 3, a floresta de encosta. A classe de cobertura antrópica rural, que engloba a agricultura e a silvicultura, também teve dinâmicas diferentes entre as três regiões. Na região 1, as características do substrato determinam uma baixa representatividade dessa classe no local e a expansão da mesma se deve à expansão da silvicultura, uma vez que as espécies arbóreas utilizadas adaptam-se a esse substrato. Na região 2, a expansão está associada ao aumento das áreas de cultivo de arroz irrigado nos terrenos úmidos. Já na região 3, ocorreu uma retração da agricultura devido ao abandono dessa região por parte da população, conforme discutido anteriormente.

Inesperado foi o fato de esses diferentes padrões de cobertura entre as regiões de diferente origem geológica não refletiram diferentes taxas de alteração da paisagem. As taxas de alteração da área como um todo e de cada uma das diferentes regiões geológicas foram muito semelhantes.

PEI e entorno próximo

Mudança da Cobertura da Terra

É importante ressaltar a diversidade de formações que ocorrem na área do Parque Estadual de Itapeva e no seu entorno próximo, incluindo a maior parte das formações naturais

encontradas no seu entorno distante, especialmente aquelas típicas das áreas de restinga. Essa característica torna a área mais relevante para a conservação da biodiversidade e dos processos naturais que ocorrem na região.

A criação do Parque Estadual de Itapeva vai de encontro à tendência mundial histórica de criação de áreas protegidas em locais pouco povoados e sem importância econômica (Margules e Pressey, 2000). A área do PEI, no entanto, é altamente valiosa. O PEI encontra-se próximo a zonas urbanizadas, e representa uma barreira à expansão das mesmas. Além disso, ela está junto a um dos maiores pólos turísticos da costa do Rio Grande do Sul. A proximidade da zona urbana também representa um maior risco de ocupação irregular e uma maior frequência de pessoas e animais domésticos.

A proximidade de áreas urbanizadas, no entanto, tem um papel fundamental na conservação da biodiversidade. As áreas protegidas próximas a cidades têm um importante função de conscientização dos habitantes urbanos (Miller e Hobbs, 2002). Além disso, o desafio da conservação da biodiversidade em áreas mais populosas tem de ser enfrentado, uma vez que, com a ampla distribuição da população humana na Terra, uma conservação sistemática da biodiversidade terá de, obrigatoriamente, incluir essas áreas (Dobson *et al.*, 1997; Margules e Pressey, 1997; Cincotta *et al.*, 2000).

A paisagem do PEI e do seu entorno próximo apresentou uma importante alteração nesse período, tendo em vista que quase metade da sua cobertura foi alterada.

As classes antrópicas tiveram um importante aumento, em detrimento das formações naturais. Cerca de 67% das alterações foram promovidas pela atividade humana ao intensificar seu uso da terra. A mudança de áreas agrícolas para campo não é necessariamente a diminuição da intensidade de uso da área permanente, mas uma característica da atividade agrícola que ocasionalmente ocupa áreas novas e deixa áreas antigamente usadas em repouso, ou seja, sem cultivo para que o solo restabeleça sua fertilidade e possa ser utilizado novamente.

A expansão das áreas urbanizadas em mais de mais de cinco vezes está relacionada à expansão da cidade de Torres, ao surgimento do balneário de Itapeva e à expansão urbana junto à Estrada do Mar.

As alterações naturais também tiveram importância na área do PEI e seu entorno próximo. Ocorreu a expansão das dunas móveis sobre áreas de floresta arenosa graças à ação eólica. Áreas de transição campo/floresta expandiram-se sobre áreas de banhado, campo e agricultura, refletindo os já comentados processos de colmatação e de regeneração da vegetação nas áreas onde os impactos antrópicos cessaram.

A maioria das alterações na direção de classes de cobertura de origem antrópica sugere que essa área sofre um importante impacto e que a mudança da cobertura da terra é uma importante ameaça para a sua conservação.

Métricas de Paisagem

A diminuição do número de fragmentos da classe floresta (FOR) está diretamente associada à perda de hábitat e a eventuais fusões de fragmentos. O aumento do número de fragmentos (NP) de transição campo/floresta (TRA) associado à redução da sua área, constitui o caso típico do processo de fragmentação, onde a área remanescente além de ser menor, está dispersa em diversas manchas que sofrem um efeito de borda mais intenso e que têm o fluxo biológico dificultado. Como ocorreu a diminuição da área das três classes, é esperado que tenham ocorrido também, como de fato se deram, a diminuição da densidade de borda (ED), da área núcleo total (TCA) e do índice de proximidade (PROX). O efeito da perda de hábitat refletiu-se também no aumento da distância euclidiana média ao vizinho mais próximo (ENN). As bordas tornaram-se mais complexas, propiciando um maior efeito de borda nas classes SWA e FOR, o que não ocorreu para classe TRA. A maior agregação foi detectada para a classe floresta, mas não parece ter um importante significado em termos biológicos, tendo em vista as demais métricas.

Ao lado da diminuição da área das classes naturais em função da expansão das atividades antrópicas, detectada pela análise da mudança de cobertura da terra, o estudo da mudança do padrão da paisagem através das métricas mostrou uma diminuição da qualidade das áreas remanescentes. O efeito de borda nessas áreas é maior, a distância entre os fragmentos é maior e o fluxo entre essas áreas está mais dificultado. Essa avaliação sugere que as espécies do PEI estão ameaçadas não apenas pela perda de hábitat, mas também pela mudança do padrão da paisagem, aumentando assim a chance de ocorrência de eventos de extinção local das populações mais dependentes da integridade das áreas naturais remanescentes.

A alteração da cobertura da terra é uma importante ameaça também na área do PEI e no seu entorno próximo. A urbanização que ocorre até os limites do PEI e sua expansão que inclui projetos de rodovias passando sobre o parque e mesmo a sua redução parece ser a principal ameaça. As pressões que condicionam a existência das classes de uso antrópicas na área do parque devem ser removidas para que ocorra a recuperação da área. Além disso, o planejamento da ocupação e das ações no entorno do PEI deve levar em consideração os fluxos biológicos que ocorrem na área e que são fundamentais para a conservação dessa área.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A comparação entre fotografias aéreas e imagens de satélite de alta resolução foi uma metodologia adequada ao nosso objetivo de avaliar a mudança da paisagem.

As áreas analisadas apresentam uma grande diversidade de ambientes típicos do Domínio Mata Atlântica.

A área do PEI e seu entorno distante apresentava sua paisagem predominantemente influenciada por classes de cobertura da terra associadas à atividade humana já em 1974.

Entre 1974 e 2002, cerca de 35% da parte terrestre da área de estudo teve sua classe de cobertura alterada.

A maior parte da mudança de cobertura da terra foi no sentido de substituição de formações naturais por formações associadas à atividade humana, tais como campo associado à pecuária, áreas de agricultura, silvicultura e áreas urbanizadas. As florestas, a transição e o banhado foram substituídos por campo e agricultura. O campo, por sua vez, deu lugar a áreas de agricultura e silvicultura, formas de uso mais intensivas da terra. Esse impacto de alteração da cobertura da terra, no qual classes naturais são substituídas por classes antrópicas é padrão descrito para outras áreas do Domínio Mata Atlântica.

As formações florestais tiveram uma redução de cerca de 6% de sua área, ou 745 hectares no intervalo de tempo analisado. As diferentes formações florestais, no entanto, tiveram diferentes destinos. A floresta de encosta teve um aumento na sua área total de 1027 ha, ou 13% da sua área em 1974. Enquanto isso, a floresta paludosa teve uma redução 1677 ha (38%). A floresta arenosa, por sua vez, teve uma redução de 95 ha (34%). Essa dinâmica de perdas de áreas originais e expansão sobre áreas antes impactadas pode ter como resultado uma alteração das características dessas florestas, e o impacto sobre a biodiversidade pode ser ainda mais intenso do que aquele refletido apenas pela redução da área de florestas.

Foram detectadas alterações naturais, características do processo de sucessão, como no caso da expansão dos campos psamófilos sobre as dunas e a expansão florestal sobre os banhados.

A expansão da floresta de encosta parece ser reflexo do intenso êxodo rural ocorrido na região.

Os banhados, outra importante classe de cobertura, para a conservação também tiveram sua área reduzida em 7%, o grau de estabilidade dessa classe, no entanto, foi bastante

elevado, o que representa a manutenção de suas áreas originais. Essas áreas representam uma grande oportunidade de conservação, por exemplo, no extenso conjunto de banhados no entorno da Lagoa do Forno.

A análise com a utilização das métricas de paisagem demonstrou um prejuízo dos habitats naturais (florestas, transição e banhado). Ocorreu a diminuição da área total, da área núcleo total, do número de fragmentos, e do índice de proximidade, além disso, houve um aumento da distância entre os fragmentos e da complexidade de borda (dimensão fractal). A exceção a esse padrão foi a floresta de encosta que teve aumento da área total, da área núcleo total, do índice de proximidade e a diminuição da distância entre as manchas; a classe transição que teve uma diminuição da dimensão fractal.

A avaliação dos fatores direcionadores (proximidade de corpos da água, proximidade da rede viária, alta declividade e origem geológica) mostrou a influência deles no padrão da paisagem e na mudança de algumas classes de cobertura, embora a taxa de alteração geral tenha sido semelhante, exceto no caso das áreas com alta declividade onde a taxa de alteração foi menor.

A expansão das formações florestais onde houve o abandono do uso humano sugere a possibilidade de recuperação dessas áreas caso os impactos antrópicos sejam cessados.

O PEI e seu entorno próximo representam a diversidade de formações naturais que ocorrem na restinga, seus processos naturais e biodiversidade associados. Assim como no entorno, essa área apresentou uma grande taxa de alteração entre as duas datas analisadas (46%). A maior parte dessa alteração foi no sentido da expansão de classes de cobertura de origem antrópica e a conseqüente diminuição da cobertura original. Ocorreu grande expansão da área urbanizada nas proximidades do parque e a expansão da mesma constitui a principal ameaça nessa área.

A possibilidade de manutenção da biodiversidade no PEI e no seu entorno dada pelo padrão espacial da paisagem identificado neste trabalho deve ser interpretado com precaução, dada a questão proposta por Kent H. Redford (1997) no seu artigo intitulado “A Floresta Vazia” segundo a qual, embora a comunidade conservacionista tenha dado muita atenção à cobertura vegetal como um reflexo da condição ecológica de uma determinada área, o efeito das ações humanas sobre a fauna, especialmente através da caça, podem provocar extinção ecológica de populações animais que levem à ruptura interações ecológicas vitais à manutenção daquela formação. Esse processo pode ter um importante papel na área estudada devido à grande amplitude e à longa data de sua ocupação humana.

A alteração da cobertura da terra é uma importante ameaça à região do PEI. Para a conservação da área do PEI é necessária a remoção dos impactos antrópicos e para o seu entorno o planejamento da ocupação de acordo com os princípios da Ecologia da Paisagem.

REFERÊNCIAS

- Achard, F.; Eva, H. D.; Stibig, H. J.; Mayaux, P.; Gallego, J.; Richards, T.; Malingreau, J. P. 2002. Determination of Deforestation Rates of the World's Humid Tropical Forests. *Science*, 267: 999-1002.
- Antrop, M. and Eetvelde. 2000. Holistic aspects of suburban landscapes: visual image interpretation and landscape metrics. *Landscape and Urban Planning* 50: 43-58.
- Aplin, P., Atkinson, P.M.; Curran, P.J. 1997. Fine spatial resolution satellite sensors for the next decade. *International Journal of Remote Sensing* 18(18): 3873-3881.
- Balmford, A.; Bruner, A.; Cooper, P.; Costanza, R.; Farber, S.; Green, R. E.; Jenkins, M.; Jefferiss, P.; Jessamy, V.; Madden, J.; Munro, K.; Myers, N.; Naem, S.; Paavola, J.; Rayment, M.; Rosendo, S.; Roughgarden, J.; Trumper, K.; Turner, R. K. 2002. Economic Reasons for Conserving Wild Nature. *Science*, 297: 950-953.
- Becker, F. G.; Irgang, G. V.; Hasenack, H.; Villela, F. S.; Verani, N. F. 2004. Land cover na conservation state of a region in the southern limit of the Atlantic Forest (River Maquiné Basin, Rio Grande do Sul, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 64 (3B): 569-582.
- Bird, A.C., Taylor, J.C. and Brewer, T.R. 2000. Mapping National Park landscape from ground, air and space. *International Journal of Remote Sensing* 21(13-14): 2719-2736.
- Bouma, G. A. e Kobryn, H. T. 2004. Change in vegetation cover in East Timor, 1989-1999. *Natural Resources Forum*, 28: 1-12.
- Bowman, D. M. J. S.; Walsh, A.; Milne, D. J. 2001. Forest expansion and grassland contraction within a Eucalyptus savanna matrix between 1941 and 1994 at Litchfield National Park in the Australian monsoon tropics. *Global Ecology & Biogeography*, 10: 535-548.
- Bruner, A. G.; Gullison, R. E.; Rice, R. E.; Fonseca, G. A. B. 2001. Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity. *Science*, 291: 125-128.
- Bürgi, M., Hersperger, A.M.; Schneeberger, N. 2004. Driving forces of landscape change – current and new directions. *Landscape Ecology* 19: 857-868.
- Callicott, J. B. 1997. Conservation Values and Ethics. *In: Principles of Conservation Biology*. 2nd ed. Sunderland: Sinauer Associates.
- Câmara, I. G. 1991. Plano de Ação para a Mata Atlântica. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica.
- Carmel, Y. e Kadmon, R. 1999. Effects of grazing and topography on long-term vegetation changes in a Mediterranean ecosystem in Israel. *Plant Ecology*, 145: 243-245.
- CECO (Centro de Estudos de Geologia Costeira e Oceânica). 1984. Atlas Geológico da Província Costeira do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: CECO.
- Cerqueira, R.; Brant, A.; Nascimento, M. T.; Pardini, R. 2003. Fragmentação: alguns conceitos. *In: Rambaldi, D. M.; Oliveira, D. A. S. Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: MMA/SBF.
- Cerveira J. F. e Kindel, A. 2000a. Lista preliminar dos mamíferos de médio e grande porte da mata paludosa do faxinal e arredores, Torres-RS. *In: Livro de Resumos do XII Salão de Iniciação Científica*. Porto Alegre: PROPESQ/UFRGS.

- Cerveira, J. F. e Kindel, A. 2000b. Mastofauna de médio e grande porte da mata paludosa do Faxinal e arredores, Torres-RS. Porto Alegre: UFRGS. Dissertação de Bacharelado.
- Chapin, F. S.III; Zavaleta, E. S.; Eviner, V. T.; Naylor, R. L.; Vitousek, P. M.; Reynolds, H. L.; Hooper, D. U.; Lavorel, S.; Sala, O. E.; Hobbie, S. E.; Mack, M. C.; Díaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405: 234-242.
- Chomitz, K. M. e Gray, D. A. 1996. Roads, Land Use, and Deforestation: A Spatial Model Applied to Belize. *The World Bank Economic Review*, 10 (3): 487-512.
- Cincotta, R. P.; Wisniewski, J.; Engelman, R. 2000. Human population in the biodiversity hotspots. *Nature*, 404: 990-992.
- Coelho, I. P. 2003. Magnitude e padrão de distribuição temporal do atropelamento de mamíferos silvestres no extremo norte da planície costeira do RS, Brasil. Porto Alegre: UFRGS. Dissertação de Bacharelado.
- Colombo, P., Vinciprova, G. 2001. Distribuição espacial da anurofauna de um fragmento de mata atlântica paludosa e arredores no município de Torres, RS, Brasil. Livro de Resumos do V Congresso de Ecologia do Brasil. Porto Alegre, 2001.
- Colombo, P.; Vinciprova, G. 2003. O Sapinho-da-Barriga-Vermelha (*Melanophryniscus dorsalis*, Anura, Bufonidae), espécie ameaçada, no Parque Estadual de Itapeva. Anais do 2º Simpósio de Áreas Protegidas. Pelotas.
- Costa, K. L.; Silva Júnior, M. C.; Valladares-Pádua, C. 2005. Dinâmica da cobertura florestal na Mata Atlântica da região de Una (Bahia): 1985-1998. *Natureza e Conservação*, 3 (1): 68-72.
- Costanza, R.; D'Arge, R.; De Groot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O'Neill, R. V.; Paruelo, J.; Raskin, R. G.; Sutton, P.; Van Den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.
- Crawshaw, D. 2004. Caracterização dos campos sul-riograndenses sob a perspectiva da ecologia de paisagem. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Monografia de Conclusão de Curso.
- Curran, L. M.; Trigg, S. N.; McDonald, A. K.; Astiani, D.; Hardiono, Y. M.; Siregar, P.; Caniago, I.; Kasischke, E. 2004. Lowland Forest Loss in Protected Áreas of Indonesian Borneo. *Science*, 303: 1000-1003.
- Dean, W. 1997. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo: Companhia de Letras.
- Diamant, R. 2003. Reflections on environmental history with a human face: experiences from a new national park. *Environmental History*, 8: 628-642.
- Diamond, J. 2003. Armas, germes e aço. Rio de Janeiro: Record.
- Diamond, J. 2005. Colapso. Rio de Janeiro: Record.
- Dillenburg, L. R.; Waechter, J. L.; Porto, M. L. 1992. Species Composition and Structure of a Sandy Coastal Plain Forest in Northern Rio Grande do Sul, Brazil. In: Coastal Plant Communities of Latin América. San Diego: Academic Press.
- Dobson, A. P.; Bradshaw, A. D.; Baker, A. J. M. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science*, 277: 515-522.

- Donald, P. F. 2004. Biodiversity Impacts of Some Agricultura Commodity Production Systems. *Conservatio Biology*, 18 (1): 17-37.
- Eastman, J.R. 2003. IDRISI Kilimanjaro – Guide to GIS and Image Processing. Clark Labs. Worcester.
- Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34: 487-515.
- Falkenberg, D. B. 1999. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, sul do Brasil. *Insula* 28: 1-30.
- Farina, A. 1998. *Principles and Methods in Landscape Ecology*. University Press. Cambridge, UK.
- Ferreira, L. V.; Venticinque, E.; Almeida, S. 2005. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. *Estudos Avançados*, 19 (53): 157-166.
- Fischer, J.; Lindenmayer, D. B.; Fazey, I. 2004. Appreciating ecological complexity: habitat contours as a conceptual landscape model. *Conservation Biology*, 18 (5): 1245-1253.
- Fonseca, G.A.B. 1985. The Vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 34: 17-34.
- Fontana, C.S., Glayson, A.B., Reis, R.E (Org.). 2003. Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. Porto Alegre: EDIPUCRS.
- Forman, R. T. T. e Collinge, S. K. 1997. Nature conserved in changing landscapes with and without spatial planning. *Landscape and Urban Planning*, 37: 129-135.
- Forman, R. T. T.; Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. Nova Iorque: John Wiley & Sons.
- Foster, J. B. 1999. *The vulnerable planet – A Short Economic History of the Environment*. New York: Monthly Review Press.
- Freemark, K.; Bert, D.; Villard, M. A. 2002. Patch-, Landscape-, and Regional-Scale Effects on Biota. In: Gutzwiller, K. J. (ed.). *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*. New York: Springer-Verlag.
- Fuhro, D. 2006. O sistema *Asclepias curassavica* L., *Epidendrum fulgens* Brogn e *Lantana camara* L. constitui um complexo mimético, com borboletas como operadoras? Um estudo no Parque Estadual de Itapeva, Torres, RS. Porto Alegre: UFRGS. Dissertação de Mestrado
- Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2002. Atlas dos Remanescentes Florestais Período 1995-2000. São Paulo: SOS Mata Atlântica e INPE.
- Fundação SOS Mata Atlântica; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais; Instituto Socioambiental. 1998. Atlas de Evolução dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados no Domínio da Mata Atlântica no Período 1990-1995. São Paulo: SOS Mata Atlântica; INPE; ISA.
- FUNDEST – Fundação para o Desenvolvimento Sustentável do Município de Torres. 2006. Dados Sócio-Econômicos do Município de Torres. Disponível no sítio www.polors.com.br. Acessado em junho de 2006.
- Geist, H. J. e Lambin, E. F. What Drives Tropical Deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence – (LUCC Report Seres;4). 2001. Louvain-la-Neuve: LUCC.
- Geist, H. J. e Lambin, E. F. 2002. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *Bioscience*, 52 (2): 143-150.

- Gibbs, J. P. 2000. Wetland Loss and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*, 14 (1): 314-317.
- Gu, W.; Heikkilä, R.; Hanski, I. 2003. Estimating the consequences of habitat fragmentation on extinction risk in dynamic landscapes. *Landscape Ecology*, 17: 699-710.
- Gustafson, E. J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of art? *Ecosystems* 1: 143-156.
- Hagan, J. E.; Eastman, J. R.; Auble, J. 1998. *Cartalinx – The Spatial Data Builder User's Guide*. Worcester: Clark Labs.
- Hanski, I. e Simberloff, D. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. *In*: Hanski, I. A. e Gilpin, M. E. (eds.). *Metapopulation Biology*. New York: Academic Press.
- Hargis, C. D.; Bissonette, J. A.; David, J. L. 1997. Understanding Measures of Landscape Pattern. *In*: Bissonete, J. A. (editor). *Wildlife and Landscape Ecology*. New York: Springer Verlag.
- Hargis, C. D.; Bissonette, J. A.; David, J. L. 1998. The behavior of metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology*, 13: 167-183.
- Heglund, P. J. 2002. Foundations of Species-Environment Relations. *In*: Scott, J. M.; Heglund, P. J.; Morrison, M. L. *et al*. *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Washington: Island Press.
- Hobbs, R. 1997. Future landscapes and the future of landscape ecology. *Landscape and Urban Planning*, 37: 1-9.
- Homewood, K.; Lambin, E. F.; Coast, E.; Kariuki, A.; Kikula, I.; Kivelia, J.; Said, M.; Serneels, S.; Thompson, M. 2001. *Proceedings of the National Academy of Science*, 98 (22): 12544-12549.
- Horbach, R.; Kuck, L.; Marimon, R. G.; Moreira, H. L.; Fuck, G. F.; Moreira, M. L. O.; Marimon, M. P. C.; Pires, J. L.; Vivian, O.; Marinho, D. A.; Teixeira, W. *Geologia*. *In*: *Levantamento de Recursos Naturais*. v. 33. Rio de Janeiro: IBGE.
- Horn Filho, N. O. 1987. *Geologia das folhas de Torres, Três Cachoeiras, Arroio Teixeira e Maquine, nordeste do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: UFRGS. Dissertação de Mestrado.
- Horn, G. B. 2005. *A assembléia de pequenos mamíferos da floresta paludosa do faxinal, Torres-RS: sua relação com a borda e o roedor Akodon montensis (Rodentia, Muridae) com potencial dispersor de sementes endozoocóricas*. Porto Alegre: UFRGS. Dissertação de Mestrado.
- Hubbell, S. P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton: Princeton University Press.
- IBGE – Fundação Instituto de Geografia e Estatística. 1977. *Produção Agrícola Municipal de 1974*. v7. RS. Rio de Janeiro: IBGE.
- IBGE – Fundação Instituto de Geografia e Estatística. 1979. *Censo Agropecuário de 1975: Rio Grande do Sul*. Rio de Janeiro: IBGE.
- IBGE – Fundação Instituto de Geografia e Estatística. 2006a. *Produção Agropecuária de 2003*. Disponível em www.ibge.gov.br. Acessado em Agosto de 2006.
- IBGE – Fundação Instituto de Geografia e Estatística. 2006b. *Banco de Dados Agregados - Censos Demográficos – Tabela 202*. Disponível em www.sidra.ibge.gov.br. Acessado em Agosto de 2006.

- Irgang, G. V. e Oliveira, P. L. 2004. Análise espacial e temporal do estado da conservação ambiental do Parque Estadual de Itapuã/RS e sua zona de amortecimento: subsídios para o estabelecimento de Unidades de Conservação. *Natureza e Conservação*, 2 (2): 19-31.
- Kindel, A. 2002. Diversidade e estratégias de dispersão de plantas vasculares na floresta paludosa do Faxinal, Torres, RS. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Tese de Doutorado.
- Kirby, K. R.; Laurence, W. F.; Albernaz, A. K.; Schroth, G.; Fearnside, P. M.; Bergen, S.; Venticinque, E. M.; Costa, C. 2006. The future of deforestation in the Brazilian Amazon. *Futures*, 38: 432-453.
- Lindeman, J. C.; Baptista, L. R. M.; Irgang, B. E.; Porto, M. L.; Girardi-Deiro, A. M.; Baptista, M. L. L. Estudos botânicos no Parque Estadual de Torres, Rio Grande do Sul – Brasil. *Iheringia – Botânica*, 21: 15-52, 1975.
- Lintz Jr., J. e Simonett, D. S. (eds.). 1976. *Remote Sensing of Environment*. Massachusetts: Addison-Wesley.
- Liu, J.; Linderman, M.; Ouyang, Z.; An, L.; Yang, J.; Zhang, H. 2001. Ecological Degradation in Protected Areas: The Case of Wolong Nature Reserve for Giant Pandas. *Science*, 292: 98-101.
- Lomborg, B. 1998. *The Skeptical Environmentalist – Measuring the Real State of the World*. Cambridge: University Press.
- Longley, P. A. e Batty, M. (eds.). 2003. *Advanced Spatial Analysis*. Redlands: ESRI Press.
- Lorscheitter, M. L. 2003. Contribution to the Holocene history of Atlantic rain forest in the Rio Grande do Sul state, southern Brazil. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 5 (2): 251-271.
- Lyon, J. e Gross, N. M. 2005. Patterns of plant diversity and plant-environmental relationships across three riparian corridors. *Forest Ecology and Management*, 204: 267-278.
- MacArthur, R. H. 1972. *Geographical Ecology*. New York: Harper e Row.
- MacArthur, R. H. e Wilson, E. O. 1963. An equilibrium theory of insular biogeography. *Evolution* 17: 373-387.
- MacArthur, R. H. e Wilson, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press.
- Margules, C. R. e Pressey, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405: 243-253.
- Mast, J. N.; Veblen, T. T.; Hodgson, M. E. 1997. Tree invasion within a pine/grassland ecotone: an approach with historic aerial photography and GIS modeling. *Forest Ecology and Management*, 93: 181-194.
- McCann, K. S. The diversity-stability debate. *Nature*, 405: 228-233, 2000.
- McGarigal, K. e Marks, B. FRAGSTATS: Spatial analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. 1995.
- McIntyre, S. e Barrett, G. W. 1992. Habitat variegation, an alternative to fragmentation. *Conservation Biology*, 6 (1): 146-147.
- McIntyre, S. e Hobbs, R. 1999. A Framework for Conceptualizing Human Effects on Landscapes and Its Relevance to Management and Research Models. *Conservation Biology*, 13 (6): 1282-1292.
- Meffe, G. K.; Carroll, R. 1997. What is Conservation Biology? In: Meffe, G. K.; Carroll, R. (org.). *Principles of Conservation Biology*. 2nd ed. Sunderland: Sinauer Associates.

- Metzger, J. P. 1999. Estrutura da Paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 71 (1), 3:445-463.
- Metzger, J. P. 2003. Estrutura de paisagem: o uso adequado de métricas. In: Cullen Jr., L.; Rudran, R.; Valladares-Padua, C. (Org.). *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo de Vida Silvestre*. Curitiba: Ed. da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza.
- Miller, J. R.; Hobbs, R. J. 2002. Conservation where people live and work. *Conservation Biology*, 16(2): 330-337.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2002. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília: MMA/SBF.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. Estratégia Nacional de Diversidade Biológica. 1998. Convenção sobre a diversidade biológica – Conservação *Ex Situ*. Disponível em www.mma.gov.br. Acessado em novembro de 2003.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. Estratégia Nacional de Diversidade Biológica. 1999. Convenção sobre a diversidade biológica – Conservação *In Situ*. Disponível em www.mma.gov.br. Acessado em novembro de 2003.
- Myers, N. 1988. Threatened biotas: ‘hotspots’ in tropical forests. *Environmentalist*, 8 (3): 187-208.
- Myers, N. 1990. The biodiversity challenge: expanded hotspots analysis. *Environmentalist*, 10 (4): 243-256.
- Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B.; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-857.
- Neel, M. C.; McGarigal, K.; Cushman, S. A. 2004. Behavior of class-level landscape metrics across gradients of class aggregation and area. *Landscape Ecology* 19: 435-455.
- Nepstad, D.; Schwartzman, S.; Bamberger, B.; Santilli, M.; Ray, D.; Schlesinger, P.; Lefebvre, P.; Alencar, A.; Prinz, E.; Fiske, G.; Rolla, A. 2006. Inhibition of Amazon Deforestation and Fire by Parks and Indigenous Lands. *Conservation Biology*, 20 (1): 65-73.
- Newmark, W. D. 1996. Insularization of Tanzanian Parks and the Local Extinction of Large Mammals. *Conservation Biology*, 10 (6): 1549-1556.
- Noss, R. F.; Csuti, B. 1997. Habitat Fragmentation. In: *Principles of Conservation Biology*. 2nd ed. Sunderland: Sinauer Associates.
- Novacek, M. J.; Cleland, E. E. 2001. The current biodiversity extinction event: Scenarios for mitigation and recovery. *Proceedings of National Academy of Science*, 98 (10): 5466-5470.
- Odum, E. P. 1988. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.
- Olf, H. e Ritchie, M. E. 2002. Fragmented nature: consequences for biodiversity. *Landscape and Urban Planning* 58: 83-92.
- Oliveira Filho, A. T. e Fontes, M. A. L. 2000. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. *Biotropica* 32(4b): 793-810.
- Oliveira, J.M., e Pillar, V.D. 2004. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. *Community Ecology* 5(2):197-202.

- Pacala, S. W.; Bulte, E.; List, J. A.; Levin, S. A. 2003. False Alarm over Environmental False Alarms. *Science*, 301: 1187-1188.
- Pickett, S. T. A. ; Kolasa, J.; Jones, C. G. 1994. *Ecological Understanding*. San Diego: Academic Press.
- Pickett, S. T. A. e CanDENASSO, 1995. Landscape Ecology: Spatial Heterogeneity in Ecological Systems. *Science*, 269: 331-334.
- Pimm, S. L. 2005. *Terras da Terra*. Editora Planta. Londrina, Brazil.
- Pimm, S. L.; Russell, G. J.; Gittleman, J. L.; Brooks, T. M. 1995. The Future of Biodiversity. *Science*, 269: 347-350.
- Pinheiro, E.S. and Kux, H.J.H. 2005. Imagens *Quickbird* aplicadas ao mapeamento do uso e cobertura da terra do Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata. *In: Blaschke, T and Kux, H.J.H (Eds.). Sensoriamento Remoto e SIG avançados: novos sistemas sensores e métodos inovadores*. São Paulo: Oficina de Textos.
- Pires, A.; Lira, P. K.; Fernandez, F. A. S.; Schittini, G. M.; Oliveira, L. C. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 108: 229-237.
- Pla, R. G. e Aquino, F. E. 2004. Série anual de precipitação em Torres, RS, de 1931 a 1995. In: XVI Salão de Iniciação Científica – Livro de Resumos. Porto Alegre: UFRGS.
- Poudevigne, I.; Baudry, J. 2003. The implication of past and present landscape patterns for biodiversity research: introduction and overview. *Landscape Ecology* 18: 223-225.
- Prefeitura Municipal de Arroio do Sal. 2006. O Município de Arroio do Sal: dados gerais. Disponível em www.arroiodosal.rs.gov.br. Acessado em julho de 2006.
- Primack, R. B. e Rodrigues, E. 2001. *Biologia da Conservação*. Londrina: Midiograf.
- Primel, E. G.; Zanella, R.; Kurz, M. H. S.; Gonçalves, F. F.; Machado, S. O.; Marchezan, E. 2005. Poluição das águas por herbicidas utilizados no cultivo do arroz irrigado na região central do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil: predição teórica e monitoramento. *Química Nova*, 28 (4): 605-609.
- Purvis, A. e Hector, A. 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature*, 405: 212-219.
- Rambo, B. 1950. A Porta de Torres. *Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues*, 2 (2): 125-136.
- Rambo, B. 1961. Migration Routes of the South Brazilian Rain Forest. *Pesquisas*, 12: 5-54.
- Rambo, B. 1994. *A fisionomia do Rio Grande do Sul: ensaio de monografia natural*. 3ª ed. São Leopoldo: Unisinos.
- Ranta, P.; Blom, T.; Niemelä, J.; Joensuu, E.; Siitonen, M. 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity and Conservation*, 7: 385-403.
- Raven, P. H. 2002. Science, Sustainability, and the Human Prospect. *Science*, 297: 954-958.
- Redford, K. H. 1997. A Floresta Vazia. *In: Valladares-Pádua, C. e Bodmer, R. E. (eds.). Manejo e Conservação da Vida Silvestre no Brasil*. Belém: MCT, CNPq, Sociedade Civil Mamirauá.
- Roberts, D. A.; Keller, M.; Soares, J. V. 2003. Studies of land-cover, land-use, and biophysical properties of vegetation in the Large Scale Biosphere Atmosphere experiment in Amazônia. *Remote Sensing of Environment*, 87: 377-388.

- Rodrigues, A. S. L.; Andelman, S. J.; Bakarr, M. I.; *et al.* 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428: 640-643.
- Rodrigues, A. S. L.; Gaston, K. J. 2001. How large do reserve networks need to be? *Ecology Letters*, 4: 602-609.
- Rodrigues, E. 2003. Efeitos de Borda em Paisagens Fragmentadas. *In.*: Bager, A. (ed.). Áreas Protegidas: Conservação no Âmbito do Cone Sul. Pelotas.
- Saatchi, S.; Agosti, D.; Alger, K.; Delabie, J.; Musinsky, J. 2001. Examining Fragmentation and Loss of Primary Forest in the Southern Bahian Atlantic Forest of Brazil with Radar Imagery. *Conservation Biology*, 15 (4): 867-875.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J. *et al.* 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- Salafsky, N. e Margoluis, R. 1999. Threat Reduction Assessment: a Practical and Cost-Effective Approach to Evaluating Conservation and Development Projects. *Conservation Biology*, 13 (4): 830-841.
- Salerno, C. 2006. Distribuição e conservação do macaco-prego (*Cebus nigritus* – Goldfuss, 1809) e documentação do conhecimento ecológico local na região do Parque Estadual de Itapeva e arredores, Rio Grande do Sul e Santa Catarina, Brasil. Porto Alegre: UFRGS. Dissertação de Mestrado.
- Sánchez-Azofeifa, G. A.; Daily, G. C.; Pfaff, A. S. P.; Busch, C. 2003. Integrity and isolation of Costa Rica's national parks and biological reserves: examining the dynamics of land-cover change. *Biological Conservation*, 109: 123-135.
- Scarano, F.B. 2002. Structure, Function and Floristic Relationships of Plant Communities in Stressful Habitats Marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. *Annals of Botany* 90: 517-524.
- Schäfer, A. 1984. Fundamentos de ecologia e biogeografia de águas continentais. Porto Alegre: Editora da Universidade, UFRGS.
- Schwartzman, S; Moreira, A.; Nepstad, D. 2000. Rethinking Tropical Forest Conservation: Perils in Parks. *Conservation Biology*, 14 (5): 1351-1357.
- SEMA – Secretaria Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul. 2006. Plano de Manejo do Parque Estadual de Itapeva. Porto Alegre: SEMA.
- Silva, J. F.; Zambrano, A.; Farinas, M. R. 2001. Increase in the woody component of seasonal savannas under different fire regimes in Calabozo, Venezuela. *Journal of Biogeography*, 28: 977-983.
- Silveira, A. B. 2006. Composição, estrutura e sazonalidade dos bandos mistos de aves em um remanescente de floresta paludosa no sul do Brasil. Porto Alegre: UFRGS. Dissertação de Mestrado.
- Simon, N. 1995. Nature in danger – threatened habitats and species. New York: Oxford University.
- Skole, D. e Tucker, C. 1993. Tropical Deforestation and Habitat Fragmentation in the Amazon: Satellite Data from 1978 to 1998. *Science*, 260: 1905-1910.
- Soulé, M. E. e Sanjayan, M. A. 1998. Conservation Targets: Do They Help? *Science*, 279: 2060-2061.
- Stem, C; Margoluis, R.; Salafsky, N.; Brown, M. 2005. Monitoring and Evaluation in Conservation: a Review of Trends and Approaches. *Conservation Biology*, 19 (2): 295-309.

- Teixeira, A. M. G. 2005. Modelagem da dinâmica de uma paisagem do Planalto de Ibiúna (1962-2000) e inferências sobre a sua estrutura futura (2019). São Paulo: USP. Dissertação de Mestrado.
- Teixeira, M. B.; Coura Neto, A. B.; Pastore, U.; Rangel Filho, A. L. R. 1986. Vegetação: As regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos – Estudo fitogeográfico. In: Levantamento de Recursos Naturais. v. 33. Rio de Janeiro: IBGE.
- Thomas, C. D.; Cameron, A.; Green, R. E. *et al.* 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427: 145-148.
- Tilman, D. 2000. Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature*, 405: 208-211.
- Tonhasca Jr., A. 2005. Ecologia e História Natural da Mata Atlântica. Rio de Janeiro: Interciência.
- Toutin, T. e Cheng, P. 2002. *Quickbird* – a milestone for high resolution mapping. *Earth Observation Magazine* 11(4): 14-18.
- Turner, M. G.; Gardner, R. H.; O'Neill. 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice*. New York: Springer-Verlag.
- Turner, M.G. e Ruscher, C. L. 1988. Changes in landscape patterns in Georgia, USA. *Landscape Ecology*, 1 (4): 241-251.
- Verheyden, A., Dahdouh-Guebas, F., Thomaes, K., Genst, W., Hettiarachchi, S. and Koedam, N. 2002. High-resolution vegetation data for mangrove research as obtained from aerial photography. *Environment, Development and Sustainability* 4: 113-133.
- Vitousek, P. M.; Mooney, H. A.; Lubchenco, J.; Melillo, J. M. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277: 494-499.
- Vivan, J. L. 2002. Bananicultura em Sistemas Agroflorestais no Litoral Norte do RS. *Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável*, 3 (2): 17-26.
- Waechter, J. L. 1985. Aspectos Ecológicos da Vegetação de Restinga no Rio Grande do Sul. *Comunicação do Museu de Ciências da PUCRS, Série Botânica* 33: 49-68.
- Waechter, J. L. 1986. Epífitos vasculares da mata paludosa do Faxinal, Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia*, 34: 39 - 49.
- Waechter, J. L. 1990. Comunidades Vegetais das Restingas do Rio Grande do Sul. In: *Anais do II Simpósio sobre Ecossistemas da costa sul e sudeste Brasileira. Estrutura, função e manejo*. São Paulo: Academia de Ciências do Estado de São Paulo.
- Wilson, E. 2002. *O futuro da vida*. Rio de Janeiro: Campus.
- Worldwatch Institute. 2005. *Estado do Mundo 2005*. Salvador: Worldwatch Institute.
- Zharikov, Y.; Skilleter, G.A.; Loneragan, N.R.; Taranto, T.; Cameron, B.E. 2005. Mapping and characterizing subtropical estuarine landscapes using aerial photography and GIS for potential application in wildlife conservation and management. *Biological Conservation* 125: 87-100.