

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

Modelagem da dinâmica da paisagem do Parque Estadual da Ilha Anchieta (PEIA), Ubatuba, SP: subsídios para o Plano de Restauração

Leandro Baptista Aranha

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências. Área de concentração: Recursos Florestais, com opção em Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2011**

Leandro Baptista Aranha
Bacharel e Licenciado em Ciências Biológicas

**Modelagem da dinâmica da paisagem do Parque Estadual da Ilha Anchieta (PEIA),
Ubatuba, SP: subsídios para o Plano de Restauração**

Orientador:
Prof. Dr. **RICARDO RIBEIRO RODRIGUES**

**Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de concentração:
Recursos Florestais, com opção em Conservação
de Ecossistemas Florestais**

**Piracicaba
2011**

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

Aranha, Leandro Baptista

Modelagem da dinâmica da paisagem do Parque Estadual da Ilha Anchieta (PEIA), Ubatuba, SP: subsídios para o Plano de Restauração / Leandro Baptista Aranha. - - Piracicaba, 2011.
161 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2011.
Bibliografia.

1. Áreas de conservação 2. Geoprocessamento 3. Plantas invasoras 4. Parques Estaduais - Restauração 5. Sistemas de Informação Geográfica I. Título

CDD 333.72
A662m

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

À todos aqueles que admiram a vida em suas mais belas e diversas manifestações e que, de forma reverenciável, empenham alguma energia na tentativa de garantir sua perpetuação.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Aos **meus pais** por me incentivarem a estudar e buscar fazer o que gosto da minha vida, por me proporcionarem ajuda e suporte em todos os momentos e por serem sempre muito presentes. Obrigado por existirem e pelo carinho com que sempre me trataram e me educaram!

Ao Prof. Dr. **Ricardo Ribeiro Rodrigues** pela amizade e confiança, e pela sugestão do tema dessa pesquisa. Sou muito grato pela orientação nesse e nos vários trabalhos que desenvolvemos junto no LERF desde o fim da minha graduação até hoje, me ensinando e forçando a pensar cientificamente e proporcionado contato com a ciência e a prática da restauração.

À **Viviane Buchianeri**, ex-diretora do PEIA, que sempre acreditou na importância dessa pesquisa e apoiou e incentivou com todas as suas forças o meu projeto, até infelizmente ser destituída da diretoria. Agradeço por ter disponibilizado dados geoespaciais e o acervo fotográfico do Parque.

Ao Prof. Dr. **Silvio Ferraz** pela substancial ajuda em todas as etapas da análise da dinâmica da paisagem em ambiente SIG. Suas contribuições foram essenciais para minha dissertação. Sem elas esse trabalho seria impossível. Aprendi muito com você, Silvio. Obrigado!

Ao Prof. **João Batista** pela ajuda nas análises estatísticas, principalmente nos modelos de regressão logística para as variáveis ambientais.

Ao Prof. Dr. **Sergius Gandolfi** pela listagem sugerida de fontes de fotografias aéreas e paciência em procurar os dados e os contatos das pessoas que poderiam me ajudar na pesquisa de imagens antigas do Parque, além é claro do enorme conhecimento transmitido durante aulas e conversas, principalmente nas disciplinas de sucessão ecológica e de restauração de áreas degradadas realizada no PEIA.

Agradeço à **Carolina Franco Esteves** pelos dados disponibilizados durante as estadas no alojamento do PEIA para atividades de campo.

À **CAPES** (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela bolsa de estudos concedida durante o desenvolvimento da pesquisa.

À **ESALQ (Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”)** por toda a estrutura e apoio no trabalho, principalmente a equipe da Biblioteca Central que auxilia

muito na pesquisa e redação da dissertação e ao pessoal da secretaria do Departamento de Ciências Florestais.

À todos os **amigos do LERF** pela troca de experiências e conhecimento durante os “cafezinhos” na escada depois do almoço e nos momentos de descontração e risada. Conheci pessoas realmente interessantes durante os anos de LERF que contribuíram muito para minha formação acadêmica e profissional.

Aos amigos do LERF, agradeço em especial ao **Ricardinho** pela revisão e considerações importantes na versão inicial do projeto, ao **Ingo Isernhagen** pela amizade, aprendizagem e incentivo durante esses anos, ao **Michel (“Miguelito”)** pelas incansáveis horas de trabalho com mapas e a troca de conhecimento sobre ArcGIS muito importante para esse trabalho, ao meu xará **Leandro Tambosi** com quem tanto aprendi sobre geoprocessamento e análise da paisagem e ao Dr. **André Nave** por me incentivar a fazer o curso de SIG e Sensoriamento Remoto onde adquiri os conhecimentos básicos, sem os quais essa dissertação não seria possível.

Agradeço em especial aos meus grandes amigos “Venezianos” **Ninão, Adriana, Martinha, Allan, e Renato** pelos maravilhosos momentos que partilhamos na república, muitos deles enriquecedores para minha dissertação, mas em sua maioria para minha formação pessoal. Valeu galera!

À Profa. **Katia Ferraz** pelo convite para participar da equipe do projeto temático no qual minha pesquisa seria incluída para testar os experimentos de indução e condução da regeneração natural e à **Marina Fleury** pela revisão e ótimas sugestões incorporadas na versão final do projeto de pesquisa.

Agradeço a **toda equipe do PEIA** que sempre ajudou no que precisei para desenvolver meu trabalho, em especial a Larissa que sempre agendou o alojamento para minhas visitas com muita eficiência e aos vigias por ajudar a carregar o material de campo da escuna até o alojamento, e claro pelas “peladas” de fim de tarde na praia do Presídio e pelas rodadas noturnas de truco.

Ao meu grande amigo Prof. **David Carvalho** pela ajuda no campo. Foi o único que teve coragem de encarar a complicada tarefa de tentar controlar as enormes moitas de samambaias. Acompanhou-me no campo para, com apenas um facão na mão, tentar cortar samambaias de dois metros de altura. Valeu o esforço Sr. David!

Ao amor da minha vida, **Natália Melanas**, pela sua companhia doce, madura e serena que me ajudou a manter-me concentrado ao longo do trabalho. Ná, você foi e é meu porto seguro nos momentos em que me sento incapaz de continuar. Você mora no meu coração, te amo!

Ao meu querido cunhado **Felipe Marinho** pela ajuda com as referências bibliográficas e manipulação do EndNote, o que “quebrou um galhão”.

À minha querida irmã, **Marcela**, pela ajuda com a revisão do inglês no abstract.

MUITO OBRIGADO!



“Mas a Natureza não considera que seja problema dela facilitar para nós a descoberta de suas leis.”

Albert Einstein

“Nosso alcance é amplo, mas limitado. A ciências nos revela como a Natureza funciona e não como gostaríamos que funcionasse.”

Marcelo Gleiser

SUMÁRIO

RESUMO	11
ABSTRACT	13
LISTA DE FIGURAS	15
LISTA DE TABELAS	19
1 INTRODUÇÃO	21
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	25
2.1 Degradação ambiental: da Mata Atlântica à Ilha Anchieta	25
2.2 Restauração Ecológica: Estado da Arte	32
2.3 A Dinâmica da paisagem.....	43
3 MATERIAL E MÉTODOS	47
3.1 Área de estudo	47
3.1.1 Localização e caracterização	47
3.1.2 Clima	48
3.1.3 Relevo, Geologia e Geomorfologia	51
3.1.4 Pedologia	53
3.1.5 Hidrografia.....	54
3.1.6 Vegetação e Flora	54
3.1.7 Fauna	59
3.1.7 Histórico de ocupação	61
3.2 Análise da dinâmica da paisagem.....	63
3.2.1 Base de dados aerofotogramétricos.....	64
3.2.2 Base cartográfica	70
3.2.3 Mapeamento do uso/cobertura da terra	71
3.3 Avaliação da dinâmica do uso da terra	75
3.4 Simulação de uso da terra.....	75
3.5 Variáveis proximais	77
4 RESULTADOS	85
4.1 Dinâmica do uso/ocupação da terra.....	85
4.2 Detalhamento da dinâmica das áreas degradadas	100
4.3 Probabilidade de mudança no uso/cobertura da terra.....	107
4.3.1 Projeção para 2029	107
4.3.2 O futuro longínquo do PEIA: projeção para 2043.....	109
4.4 Influência das variáveis proximais.....	111
5 DISCUSSÃO	115
6 PLANO DE RESTAURAÇÃO DO PARQUE ESTADUAL DA ILHA ANCHIETA	125
6.1 Ações prioritárias e emergenciais	128
6.1.1 Isolamento.....	128
6.1.2 Moitas antropogênicas de samambaias	128
6.1.3 Campos de Miconia.....	131
6.2 Ações menos prioritárias e em longo prazo	132
6.3 Ações condicionadas ao monitoramento.....	133
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	135
REFERÊNCIAS	137

RESUMO

Modelagem da dinâmica da paisagem do Parque Estadual da Ilha Anchieta (PEIA), Ubatuba, SP: subsídios para o Plano de Restauração

O Parque Estadual da Ilha Anchieta – PEIA, criado em 1977 na ilha de mesmo nome, é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral muito visitada por turistas de todo o Brasil e do mundo por sua rica história e beleza cênica. Localizado no sudeste do Brasil, no município de Ubatuba, litoral norte do Estado de São Paulo, possui 828ha de área e está inserido nos domínios da Mata Atlântica. Em virtude do longo e intenso processo de ocupação humana da Ilha Anchieta que datam de tempos remotos, vastas áreas degradadas permanecem até os dias de hoje. Uma combinação de fatores históricos e características da paisagem e do relevo da ilha contribuíram para a atual situação. Através de técnicas de geoprocessamento, principalmente modelagem dinâmica da paisagem em sistemas de informação geográfica e de um banco de dados geoespaciais, analisou-se a dinâmica desses ambientes degradados a fim de entender seu comportamento nos últimos 35 anos (de 1973 até 2008) e subsidiar um plano de restauração a ser incorporado ao Plano de Manejo. Projeções de cenários futuros para os anos de 2029 e 2043 foram essenciais para mostrar que sem intervenções humanas esses ambientes degradados assim permaneceriam. Os três principais ambientes degradados são: campos de miconia, moita antropogênica de samambaia 1 (*Gleichenella pectinata*) e moita antropogênica de samambaia 2 (*Dicranopteris flexuosa*). O entendimento da dinâmica das áreas degradadas e do processo de regeneração natural foi determinante para identificar as trajetórias assumidas por esses ambientes e os fatores limitantes para o processo de sucessão secundária. Ao identificar os limiares a serem ultrapassados para desencadear os processos ecológicos que mantêm a comunidade vegetal, foi possível sugerir as estratégias de restauração florestal. Nos três ambientes degradados o processo ecológico que foi perdido e necessita ser restaurado é o estabelecimento, a regeneração natural tem um potencial enorme devido à matriz florestal da ilha, mas as plântulas não conseguem se estabelecer e desenvolver-se em novos indivíduos adultos. Nas moitas de samambaias o principal fator limitante para o estabelecimento é a barreira físico-química que as pteridófitas exercem. Além de serem alelopáticas, atingem alturas superiores a 2,0m e formam adensamentos que dificultam o desenvolvimento de outras plantas. A estratégia de restauração para esses ambientes é o controle das samambaias e condução dos regenerantes. A dinâmica da paisagem mostrou que as moitas tem comportamentos distintos, sendo a moita 1 mais agressiva. Esta se expande em taxas altas sobre os outros ambientes. O agravante é que esse é o ambiente menos permeável para a floresta. Já a moita 2 permite maiores taxas de regeneração da floresta, apesar de ser muito lento o processo. Os campos de miconia perderam a resiliência devido às péssimas condições edáficas. O solo exposto sem a proteção da vegetação foi sendo erodido, compactado e lixiviado. Atualmente apresenta altos teores de alumínio e baixa matéria orgânica, dificultando o estabelecimento dos regenerantes. Nesses ambientes a estratégia para restaurar o restabelecimento é a correção e proteção do solo.

Palavras-chave: Unidade de Conservação; Geoprocessamento; Restauração Ecológica; Sistema de Informação Geográfica; Espécies invasoras

ABSTRACT

Modelling landscape dynamics of Anchieta Island State Park (AISP), Ubatuba, SP: support for the Restoration Plan

The Anchieta Island State Park - AISP, created in 1977, on the island that carries the same name, works as a Unit of Integral Protection Conservation, visited by tourists from all over Brazil and the world for its rich historical aspects and scenic beauty. Located in Southeastern Brazil, Ubatuba, northern coast of Sao Paulo state, has 828ha in size and is inserted in the Atlantic Forest domain. Because of the long and intense process of human occupation of Anchieta Island, dating back to ancient times, large areas remain degraded until the present. A combination of historical factors and landscape features and terrain of the island contributed to the current situation. Through geoprocessing techniques, particularly modelling landscape dynamics in geographic information systems and a geospatial database, it was analysed the dynamics of degraded environments in order to understand the behaviour in the last 35 years (from 1973 to 2008) and subsidize a restoration plan to be incorporated in to the Management Plan. Projections of future scenarios for the years of 2029 and 2043 were essential to show that without human intervention these degraded areas would have remained that way. Three main degraded environments are: fields of *Miconia*, anthropogenic fern thickets 1 (*Gleichenella pectinata*) and anthropogenic fern thickets 2 (*Dicranopteris flexuosa*). Understanding the dynamics of those degraded areas and the natural regeneration process was crucial to identify the paths taken by these environments and the limiting factors for the process of secondary succession. By identifying the threshold to be exceeded to trigger the ecological processes that maintain the plant community, it was possible to suggest strategies for forest restoration. In the degraded environments, the ecological process that has been lost and needs to be restored is the establishment, the natural regeneration has enormous potential because of the natural forests matrix of the island, but seedlings are unable to establish and develop into new adults. In both fern thickets the main limiting factor for the establishment is the physical-chemical barriers that pteridophytes exercise. Besides being allelopathic, reach heights over 2.0m and form condensate which hamper the growth of other plants. The restoration strategy for these environments is to control of ferns and conduct saplings. The dynamics of the landscape showed that the thickets have different behaviour, and thickets 1 are more aggressive. This expands at high rates on the other environments. The problem is that this environment is less permeable to the forest regeneration. Since thickets 2 allows higher rates of forest regeneration, despite being very slow process. Fields of *Miconia* lost their resiliency because of poor soil conditions. The bare ground without the protection of the vegetation was being eroded, compacted and leached. Currently aluminium content is high and low organic matter, hampering the establishment of saplings. In these environments the strategy to restore the forest is to correct and protect the soil.

Keywords: Conservation Unit; Geoprocessing; Ecological Restoration; Geographic Information System; Invasive species

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização do Parque Estadual da Ilha Anchieta no litoral norte do Estado de São Paulo, município de Ubatuba, no domínio do bioma Mata Atlântica Lei 11.428/06.....	49
Figura 2 - Climograma mostrando a variação da precipitação (colunas) e temperaturas (linha) médias mensais do município de Ubatuba, São Paulo	51
Figura 3 - Mapa Geológico da Ilha Anchieta.	53
Figura 4 - Vista geral das quatro principais fisionomias vegetais mapeadas em 1989 pelo Plano de Manejo (GUILLAUMON et al.,1989) e que são encontradas até o presente. A: Floresta Densa; B: Floresta Rala; C: Gleichenial; D: Campo Antrópico.....	58
Figura 5 - Aerofotografia de 1973 (SP-02-43 225, em escala 1:25.000)	66
Figura 6 - Ortofoto Folha nº 2796-22, Código: SF.23-Y-D-VI-2-NE de 2001. Projeto de Preservação da Mata Atlântica SMA – KFW 1995-2002.....	67
Figura 7 - Aerofotografia da Ilha Anchieta de 2008, escala 1:30.000 (fornecida pela Viviane Buchianeri)	69
Figura 8 - Parte da fotografia aérea da Ilha Anchieta do Levantamento Aerofotogramétrico do Macro-Eixo Litoral Norte, 1977	69
Figura 9 - Novos mapas gerados a partir das curvas de nível digitalizadas da Carta Base do IGC. Primeiramente geram-se os MDT (TIN e GRID) e depois se extraem os mapas de declividade e aspecto (orientação das vertentes).....	71
Figura 10 - Cronossequência de dados multi-temporais do PEIA: aerofotografias de 1973 (A), 2001 (B) e 2008 (C) utilizadas para o mapeamento do uso/cobertura da terra. Sistema de Projeção UTM datum Córrego Alegre (Zona 23S).....	73
Figura 11 - Mapa de declividade do PEIA, Ubatuba, SP	77
Figura 12 - Mapa de orientação das vertentes (aspecto) do PEIA, Ubatuba, SP	78
Figura 13 - Mapa de altimetria (MDT) do PEIA, Ubatuba, SP	78
Figura 14 - Mapa de distância euclidiana da hidrografia do PEIA, Ubatuba, SP	79
Figura 15 - Mapa de distância euclidiana da costa do PEIA, Ubatuba, SP	79
Figura 16 - Mapa de distância euclidiana das trilhas do PEIA, Ubatuba, SP	80

Figura 17 - Mapa de distância euclidiana dos fragmentos de Floresta Avançada (FA) de 1973.....	80
Figura 18 - Mapa de distância-custo das trilhas do PEIA, Ubatuba.....	81
Figura 19 - Mapa de Processos Ecológicos (degradação, regeneração e manutenção) ocorridos na transição do uso/ocupação da terra entre 1973-2001 no PEIA, Ubatuba, SP e os 150 pontos de amostragem aleatória	82
Figura 20 - Mapa de uso e ocupação da terra do PEIA para o ano de 1973 com classificação detalhada (20 classes). Projeção UTM datum Córrego Alegre (Zona 23 S).....	85
Figura 21 - Mapa de uso e ocupação da terra do PEIA para o ano de 1973 com classificação agrupada. Projeção UTM datum Córrego Alegre (Zona 23 S)	86
Figura 22 - Mapa de uso e ocupação da terra do PEIA para o ano de 2001 com classificação detalhada (20 classes). Projeção UTM datum Córrego Alegre (Zona 23 S).....	87
Figura 23 - Mapa de uso e ocupação da terra do PEIA para o ano de 2001 com classificação agrupada. Projeção UTM datum Córrego Alegre (Zona 23 S)	88
Figura 24 - Mapa de uso e ocupação da terra do PEIA para o ano de 2008 com classificação detalhada (20 classes). Projeção UTM datum Córrego Alegre (Zona 23 S).....	89
Figura 25 - Mapa de uso e ocupação da terra do PEIA para o ano de 2008 com classificação agrupada. Projeção UTM datum Córrego Alegre (Zona 23 S)	90
Figura 26 - Dinâmica do uso/ocupação da terra do PEIA nos 35 anos avaliados representada pelos mapas de 1973 (A), 2001 (B) e 2008 (C) para as classes agrupadas de uso da terra. Projeção UTM datum Córrego Alegre (Zona 23 S).....	91
Figura 27 - Dinâmica do uso da terra ao longo dos 35 anos representada pela porcentagem do uso/ocupação da terra de cada grupo de classes mapeadas no PEIA, Ubatuba, SP	93
Figura 28 - Taxa anual de dinâmica entre as classes de uso da terra ao longo de 28 anos na transição 1973-2001. Valores no interior das caixas representam ausência de transição	96

- Figura 29 - Taxa anual de dinâmica entre as classes de uso da terra ao longo de 7 anos na transição 2001-2008. Valores no interior das caixas representam ausência de transição98
- Figura 30 - Taxa anual de dinâmica entre as classes de uso da terra ao longo de todo o período estudado, 35 anos na transição 1973-2008. Valores no interior das caixas representam ausência de transição 100
- Figura 31 - Dinâmica do Campo úmido antropogênico em regressão nos últimos 35 anos. Detalhe para os drenos na fotografia aérea de 1973 102
- Figura 32 – Dinâmica do uso/cobertura da terra projetada para o ano de 2029 com base nas tendências evidenciadas para o período de 28 anos da transição 1973-2001 no PEIA, Ubatuba, SP 109
- Figura 33 – Dinâmica do uso e cobertura da terra do PEIA para os 35 anos mapeados (1973-2008) e projetados para o futuro em 2029 e 2043 representada pela curva de porcentagem de cobertura de cada agrupamento de classe de uso/ocupação do solo do PEIA, Ubatuba, SP 111
- Figura 34 – Probabilidade de ocorrência do processo de regeneração natural da vegetação do PEIA, Ubatuba, SP em relação à distância dos fragmentos de floresta avançada (FA) de 1973 113
- Figura 35 – Comparação das Propostas de Zoneamento do Parque Estadual da Ilha Anchieta – PEIA, Ubatuba, SP. A: Zoneamento proposto em 1989 pelo Plano de Manejo. B: Proposta de Zoneamento revista pelo presente trabalho 127
- Figura 36 – Controle manual de samambaia (*G. pectinata*) com facão no Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, SP 130

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Relação de espécies vegetais introduzidas no Parque Estadual da Ilha Anchieta ao longo do histórico de ocupação humana.....	56
Tabela 2 - Comparação entre os três ambientes estudados quanto ao número de indivíduos, espécies e famílias; H': índice de diversidade de Shannon ($H' = \text{nats.indivíduo}^{-1}$), as dez espécies com maior número de indivíduos e as dez famílias com maior número de espécies e de indivíduos na Ilha Anchieta, Ubatuba-SP.....	59
Tabela 3 - Relação de animais introduzidos no Parque Estadual da Ilha Anchieta em 1983 pela Fundação Parque Zoológico de São Paulo	60
Tabela 4 - Lista das 20 classes de uso/ocupação da terra mapeadas no Parque Estadual da Ilha Anchieta (PEIA), Ubatuba, SP	74
Tabela 5 - Agrupamento das 20 classes de uso/ocupação da terra mapeadas no PEIA, Ubatuba, SP, e listadas na Tabela 4 desse documento.....	74
Tabela 6 - Classes de processos ecológicos determinados a partir das principais transições ocorridas no uso/ocupação da terra no PEIA, Ubatuba, SP ao longo de 35 anos de dinâmica da paisagem.....	76
Tabela 7 - Dinâmica do uso da terra ao longo dos 35 anos representada pela porcentagem e área do uso/ocupação da terra de cada grupo de classes mapeadas no PEIA, Ubatuba, SP.....	93
Tabela 8 - Matriz de transição do uso da terra, em hectares (ha), do PEIA para o período entre 1973 e 2001	95
Tabela 9 - Matriz de transição do uso da terra, em hectares (ha), do PEIA para o período entre 2001 e 2008	97
Tabela 10 - Matriz de transição do uso da terra, em hectares (ha), do PEIA para todo o período analisado, 35 anos (1973-2008)	99
Tabela 11 – Variação das áreas e porcentagens de cobertura de cada uma das cinco classes de áreas degradadas do PEIA ao longo dos três anos mapeados	107
Tabela 12 - Matriz probabilística de mudança anual gerada com base no intervalo temporal compreendido entre os anos de 1973 e 2001 no PEIA, Ubatuba, SP.....	107

Tabela 13 - Matriz de transição do uso e cobertura das terras do PEIA, Ubatuba, SP, obtida para os anos de 2001 e 2029, em hectares (ha)	108
Tabela 14 - Projeção das áreas (ha) e porcentagens de cobertura de cada um dos agrupamentos de classes para o ano de 2029 em comparação com 2001, PEIA, Ubatuba, SP	108
Tabela 15 - Matriz de transição do uso e cobertura das terras do PEIA, Ubatuba, SP, obtida para os anos de 2008 e 2043, em hectares (ha)	110
Tabela 16 – Resumo das áreas (ha) e porcentagem de cada agrupamento de classe para todos os anos considerados para a dinâmica do uso da terra do PEIA, Ubatuba, SP	110
Tabela 17 - Resultado do modelo de regressão logística binária para as oito variáveis proximais analisadas com o AIC e valor p para o intervalo de confiança de 5%	112

1 INTRODUÇÃO

Atualmente, a Mata Atlântica é considerada o bioma mais ameaçado do mundo, “the hottest of the hotspots” (LAURANCE, 2009). Na última década, acumulou-se muito conhecimento sobre as causas e consequências da perda e fragmentação desse bioma (METZGER, 2009). No entanto, apesar da longa história de ocupação humana, sua dinâmica de perda e recuperação ainda não é totalmente compreendida (TEIXEIRA et al., 2009).

Não restam dúvidas de que a Mata Atlântica está desaparecendo, necessitando de ações urgentes de conservação e restauração (METZGER et al., 2009). Os conhecimentos que levam a um projeto de restauração bem sucedido tem aumentado muito nos último 30 anos, permitindo restaurar não somente a estrutura da floresta, mas também os processos ecológicos básicos para sua manutenção e perpetuação (RODRIGUES et al., 2009).

O Parque Estadual da Ilha Anchieta (PEIA) é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral (UCPI) do Estado de São Paulo localizada no município de Ubatuba, criado em 1977 na Ilha Anchieta, antiga Ilha dos Porcos, o PEIA está dentro dos domínios da Mata Atlântica (Lei Federal 11.428/06 da Mata Atlântica) (BRASIL, 2006). Apesar de ser decretada UC, o que propiciou a regeneração natural da floresta, em razão do antigo processo de degradação dos ecossistemas advindo das mais variadas atividades humanas desenvolvidas na ilha, principalmente desflorestamento para recursos madeireiros, agricultura e introdução de animais e plantas exóticos, esta ainda apresenta até os dias de hoje vastas áreas degradadas que necessitam de ações de restauração para cumprirem seu objetivo de conservação. O interrompimento das atividades degradantes e o simples abandono das áreas não propiciaram o retorno total da cobertura florestal naturalmente.

Praticamente toda a ilha foi degradada ao longo do processo de ocupação, restando remotos locais onde a vegetação sofreu pouca ou nenhuma influência das atividades humanas, em virtude da dificuldade de acesso e condições do relevo, que por ser muito acidentado restringe o uso. O processo de ocupação e degradação do PEIA é bem documentado no Plano de Manejo concluído em 1989. Na ocasião foi mapeada a

cobertura vegetal, para o ano de 1984, e identificaram-se duas áreas bastante degradadas, ou com cobertura vegetal bastante reduzida, denominadas “campo antrópico” e “gleichenial”. Dentre as zonas propostas para o PEIA, a de maior interesse para o presente estudo é a “Zona de Recuperação”, que por sua vez contempla os campos antrópicos e gleicheniais (GUILLAUMON et al., 1989).

No entanto, pouco se conhece sobre o processo de regeneração natural da vegetação da ilha ocorrido nos últimos 33 anos, desde que foi decretada UCPI e iniciaram-se as ações de manejo e conservação da biodiversidade. Alguns poucos trabalhos empenharam-se em elucidar esse processo. Guillaumon e Fontes (1992) realizaram um estudo nos campos antrópicos e identificaram alguns processos relacionados à sucessão da vegetação na tentativa de interpretar a dinâmica da flora e propor alternativas de manejo da área. Fleury (2009), ao avaliar as interações entre plantas e animais como fatores limitantes do processo de regeneração, concluiu que diversos efeitos gargalos atuam simultaneamente no processo de regeneração natural, e que somente o controle dos mamíferos não seria suficiente para reverter o processo de degradação. A autora sugere que além da remoção e controle das espécies antagonicas de mamíferos, medidas de manejo do solo e da vegetação devem ser adotadas para acelerar o processo de regeneração natural.

O histórico de perturbação das áreas degradadas, as comunidades colonizadoras destas após o distúrbio e a paisagem ao redor são aspectos fundamentais para determinar a trajetória do processo sucessional ou regeneração natural de determinada área. Logo, são critérios-chave na definição das estratégias de restauração (RODRIGUES E GANDOLFI, 1996, 1998, 2000, 2007). Segundo Rodrigues et al., (2009), as estratégias de restauração utilizadas e a paisagem ao redor são os fatores que mais influenciam no sucesso dos projetos de restauração ecológica. Dado o desconhecimento da dinâmica da regeneração natural nas áreas degradadas da Ilha Anchieta, não é possível saber como a sucessão secundária expressou-se nos diferentes ambientes degradados, as trajetórias sucessionais tomadas, e logo propor quais seriam as estratégias de restauração mais indicadas para cada um.

A justificativa e o principal estímulo para esse estudo foi que se sabe por mais de 25 anos que há vastas áreas degradadas no Parque Estadual da Ilha Anchieta, desde

1984 quando se mapeou a cobertura vegetal para o Plano de Manejo, mas, desde então essas áreas não foram mais mapeadas e não se sabe sua dinâmica, ou seja, se estão expandindo ou regredindo naturalmente (processo de regeneração), e se regrediram, pelo que foram ocupadas, ou então se permaneceram as mesmas ao longo do tempo. Além disso, quase 20 anos atrás já foram propostas alternativas de manejo para os campos antrópicos, mas que nunca foram colocadas em prática (GUILLAUMON E FONTES, 1992).

Diante desse contexto, o principal objetivo desse estudo foi propor um Plano de Restauração para as áreas degradadas do PEIA, definindo as estratégias de restauração mais indicadas para cada ambiente degradado baseando-se no entendimento da dinâmica da paisagem, ou seja, das trajetórias sucessionais do processo de regeneração natural da vegetação, dos limiares a serem ultrapassados e processos ecológicos a serem restaurados. Pretende-se assim colaborar para com o Plano de Manejo do Parque Estadual da Ilha Anchieta, principalmente para com as ações de restauração para a Zona de Recuperação definida no zoneamento.

Como objetivos específicos do trabalho, pode-se citar:

- entender como se deu a dinâmica da paisagem da Ilha Anchieta nos últimos 35 anos (1973-2008), com ênfase para os processos de degradação e regeneração natural da vegetação;
- avaliar cenários futuros do processo de transição do uso e ocupação da terra, principalmente o processo de regeneração natural da vegetação;
- avaliar possíveis influências de algumas variáveis proximais na dinâmica da paisagem;
- definir, com base nas etapas anteriores, as estratégias de restauração mais indicadas para as áreas degradadas do Parque Estadual da Ilha Anchieta propondo um Plano de Restauração.

Para guiar esse estudo foram formuladas quatro hipóteses:

- i.* análise da dinâmica da paisagem aliada ao conhecimento da comunidade colonizadora e características dos ambientes degradados podem servir como uma potente ferramenta para subsidiar a restauração ecológica, pois

- ajudam a elucidar o histórico de degradação e as trajetórias sucessionais assumidas pelos ecossistemas;
- ii.* o intensivo processo de ocupação humana aliado às características ambientais de solo e relevo da ilha foram determinante para a dinâmica da paisagem influenciando o processo de regeneração da vegetação;
 - iii.* as espécies de samambaias da família Gleicheniaceae que colonizaram as áreas de intensa atividade humana após seu abandono funcionam como um limiar biótico (*threshold*) que não permite a expressão da regeneração da floresta, ou seja, é uma trajetória sucessional que assumiu um estado alternativo estável e, assim sendo, esses locais perderam sua resiliência e necessitam de intervenções humanas para ultrapassar esse filtro e acelerar o processo de sucessão até a floresta; e,
 - iv.* as samambaias da espécie *Gleichenella pectinata* são mais agressivas que as *Dicranopteris flexuosa* e estão avançando sobre estas últimas e sobre os campo antrópicos dificultando ainda mais o processo de regeneração natural das florestas.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Degradação ambiental: da Mata Atlântica à Ilha Anchieta

O histórico de degradação das florestas e de desmatamento no mundo é muito antigo, datando de mais de 20.000 anos atrás e persistindo até os dias de hoje (FAO, 2007). No Brasil, a história não foi muito diferente (BROWN E BROWN, 1992). Por aqui, o histórico de desmatamento e degradação das florestas começou provavelmente a mais de 13 mil anos (DEAN, 1997) com povos antigos caçadores-coletores que se utilizavam do fogo para suas atividades. Esse processo de ocupação e degradação se intensificou com a chegada dos povos europeus a mais de 500 anos, principalmente na Floresta Atlântica (DEAN, 1995), que foi o primeiro bioma a ser afetado e praticamente desapareceu no final do século passado (FONSECA, 1985), considerado por muitos o bioma mais ameaçado do mundo (LAURANCE, 2009).

A Mata Atlântica (Floresta Atlântica Brasileira), localizada na costa leste da América do Sul, cobria originalmente cerca de 150 milhões de hectares (ha) em 17 Estados da Federação, aproximadamente 17% do território brasileiro, em uma região com extrema heterogeneidade ambiental (MORELATTO E HADDAD, 2000; RIBEIRO et al., 2009). Estendendo-se por 29° de latitude e regiões tropicais e subtropicais, interiorizava-se por cerca de 100km na região nordeste, alargando-se por 500km na costa sul do país (MMA, 2000; RIBEIRO et al., 2009). Atualmente restam apenas 11-12% da cobertura original do bioma em todo o país, sendo que a maioria dos remanescentes é pequeno, isolado, não protegido e/ou severamente alterado (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA E INPE, 2008; RIBEIRO et al., 2009). Mais de 80% dos remanescentes são menores do que 50ha e 92% são menores de 100ha (RIBEIRO et al., 2009) e apenas 1% da cobertura original está protegida em Unidades de Conservação (LAURANCE, 2009; RIBEIRO et al., 2009).

Historicamente o processo de degradação e fragmentação da Mata Atlântica esteve ligado aos ciclos econômicos do país, iniciando com a exploração de recursos madeireiros do Pau-Brasil (*Caesalpinia echinata*) no século XVI, posteriormente com o cultivo da cana-de-açúcar (século XVIII) e com a expansão da cultura do café e das

pastagens durante os séculos XIX e XX (DEAN, 1997). Mais recentemente, o desmatamento tem sido relacionado à expansão urbana e das plantações de *Eucalyptus* (DRUMMOND, 2004). Ainda hoje, apesar das restrições legais ao desmatamento, a taxa de perda florestal ainda é elevada, cerca de 0,25% ao ano (350km²/ano) (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA E INPE, 2008).

As largas extensões latitudinal, variações altitudinais e expansão em direção ao interior do país são responsáveis pela enorme heterogeneidade das condições ambientais e pela produção de diferentes tipos florestais (decídua, semi-decídua, pluviais, tropicais a subtropicais) em composição de espécies, logo pela enorme biodiversidade do bioma (RIBEIRO et al., 2009).

De acordo com a Lei da Mata Atlântica (Lei 11.428/06) (BRASIL, 2006) e a classificação da vegetação brasileira do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (IBGE, 1992), consideram-se integrantes do Bioma Mata Atlântica as seguintes formações florestais nativas e ecossistemas associados: Floresta Ombrófila Densa; Floresta Ombrófila Mista, também denominada de Mata de Araucárias; Floresta Ombrófila Aberta; Floresta Estacional Semidecidual; e Floresta Estacional Decidual, bem como os manguezais, as vegetações de restingas, campos de altitude, brejos interioranos e encaves florestais do Nordeste. Além disso, ainda existem as variações nas formações florestais para o gradiente altitudinal no caso das Florestas Ombrófilas Densas (terras baixas 0-50m; submontana 50-500m; montana 500-1.500m; alto-montana 1.500-2.000m).

Em virtude dessa larga cobertura e heterogeneidade das condições ambientais, a Mata Atlântica é um dos biomas mais biodiversos do mundo, e reconhecido internacionalmente pela alta taxa de endemismo e grande número de espécies (1-8% do total das espécies do mundo) (MYERS et al., 2000). Contém cerca de 20.000 espécies de plantas, mais de 1.400 espécies de vertebrados terrestres e milhares de espécies de invertebrados, muitos dos quais são regionalmente ou localmente endêmicas (LAURANCE, 2009).

A mais recente avaliação da biodiversidade da Mata Atlântica destaca um grande número de espécies endêmicas em vários grupos, tais como 8.000 espécies arbóreas (40% do total), 200 de aves (16%), das quais 80% estão ameaçadas de extinção

(LAURANCE, 2009), 71 de mamíferos (27%), 94 de répteis (31%), e 286 de anfíbios (60%) (MITTERMEIER et al., 2005). Apesar de sua riqueza biológica, a floresta atlântica é provavelmente uma das florestas tropicais mais altamente ameaçadas e por isso, é considerado the hottest of the hotspots (LAURANCE, 2009).

Muito conhecimento sobre a Mata Atlântica foi acumulado na última década, e a maioria dos resultados dos trabalhos voltados para conservação da Mata Atlântica foram publicados em uma edição especial do periódico **Biological Conservation** denominada Conservation Issues in the Brazilian Atlantic Forest, de junho de 2009 (volume 142, número 6), editada pelo pesquisador Jean Paul Metzger. Nessa edição foram publicados alguns dos primeiros trabalhos envolvendo vários grupos taxonômicos (*multi-taxa*) na região da floresta atlântica, bem como projetos de longa duração (*long-term*), perspectivas em grande escala (*large-scale*) e abordando o crescente tema da restauração ecológica. Antes disso, no ano 2000, havia sido publicada uma edição especial da revista **Biotropica** (volume 32, número 4b) com treze trabalhos que compilavam boa parte do conhecimento acumulado até então (MORELATTO E HADDAD, 2000).

No Estado de São Paulo, o bioma Mata Atlântica abrange 68% do total do território, aproximadamente 17 milhões de ha, segundo o Mapa da Área de Aplicação da Lei 11.428 de 2006 (IBGE, 2008). Os dados mais recentes, tendo como base o ano de 2010, apontam para um total de 14,98% de remanescente de Mata Atlântica em São Paulo (2.535.046ha), sendo que deste total 13,62% são de florestas (2.304.840ha) o restante são fragmentos de mangue e restinga (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA E INPE, 2010). Essa mesma avaliação apontou taxa de 0,11% (743ha) de desflorestamento no período de 2008-2010 em São Paulo.

O município de Ubatuba, onde se localiza a Ilha Anchieta, objeto desse estudo, está totalmente inserido no domínio da Floresta Atlântica e é o município que apresenta a maior cobertura vegetal do Estado de São Paulo, 89,9% (63.984ha), segundo o último Inventário Florestal da Cobertura Vegetal Nativa no Estado de São Paulo período 2008-2009. Desse total, 89,6% (63.773ha) são de Floresta Ombrófila Densa (KRONKA et al., 2010). E a taxa de decremento da vegetação para o período de 2005-2008 foi zero para floresta, mangue e restinga (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA E INPE, 2008).

Segundo a série histórica dos levantamentos florestais da vegetação nativa de São Paulo, realizados periodicamente pelo Instituto Florestal, Ubatuba teve um incremento de vegetação de 4,7% (2.784ha) em uma década (1991-2001), mantendo-se com a mesma cobertura no levantamento seguinte de 2004-2005 (KRONKA et al., 2007). Esse fato demonstra a preocupação do município para com a conservação, os bons resultados alcançados e ressalta a importância das iniciativas de restauração propostas aqui para o PEIA.

A Ilha Anchieta, antiga Ilha dos Porcos, localizada na costa norte do Estado de São Paulo, foi uma das ilhas desse Estado cuja cobertura vegetal predominante – a Floresta Ombrófila Densa de Encosta (IBGE, 1992) – e a fauna associada foram bastante afetadas durante o processo histórico de ocupação humana no bioma Mata Atlântica (GUILLAUMON et al., 1989), conforme descrito anteriormente.

Os primeiros registros de povoamento e ocupação efetiva da ilha pelo homem branco português são do início do século XIX, quando sua subsistência era assegurada por recursos da própria ilha através da pesca e cultivos de café, cana-de-açúcar, milho, batata, entre outras. No entanto, existem artefatos de pedra e cerâmica Tupi que datam do século XVI, por volta de 1550, evidenciando a presença indígena na ilha antes dos portugueses. Os indígenas conheciam a ilha por Tapira (GUILLAUMON et al., 1989).

Durante os séculos XVI e XVIII a Ilha dos Porcos foi ponto de parada para os navios que utilizavam a rota comercial litorânea do Estado de São Paulo em razão da baía das Palmas que, com sua enseada protegida e profundidade adequada à ancoragem de barcos de grande porte, propiciou abrigo a inúmeras embarcações que passavam pela região. Em 1803 foi o primeiro marco de efetivação de seu povoamento pelo homem branco, que se deu com a permanência de um destacamento do exército português. Por volta de 1881, já havia cerca de 200 famílias morando na ilha (GUILLAUMON et al., 1989).

No entanto, as perturbações antrópicas mais intensas ocorreram após a instalação de um presídio na ilha no ano de 1907. Nesta época, parte significativa de suas florestas foi destruída para fornecimento de lenha para a olaria e a cozinha do presídio e madeira para construção civil. Também nessa época, as florestas foram convertidas em áreas de pastagens para criação de bovinos e caprinos, cultivo de café, banana, cana-de-açúcar

e mandioca para mais de 150 famílias e 400 detentos. O presídio funcionou até meados da década de 1950, sendo desinstalado e abandonado mais especificamente no ano de 1955 (SÃO PAULO, 1955), ou seja, o intenso processo de degradação das florestas da ilha durou cerca de meio século.

Ainda no ano de 1954, a Ilha contava com um rebanho de cabras significativo, fato que segundo Guillaumon et al. (1989) explica também a interrupção do processo de regeneração em áreas que ficaram expostas a intensa lixiviação em virtude do uso como pastagem, relevo com declividade acentuada e considerando que as cabras são por excelência animais destruidores da floresta.

Ainda não fosse suficiente, a Fundação Parque Zoológico de São Paulo introduziu, em 1983, 148 animais silvestres exóticos na ilha, sendo 14 espécies de mamíferos e duas de réptil (FUNDAÇÃO PARQUE ZOOLOGICO DE SÃO PAULO, 1986). Algumas espécies foram extintas após um período. No entanto, outras se adaptaram e se reproduziram descontroladamente tornando-se superabundantes, principalmente cutia, capivara, gambá, quati e mico (BOVENDORP e GALETTI, 2007), representando um fator de degradação e dificultando o processo de regeneração das florestas do Parque (ALVAREZ e GALETTI, 2007; BOVENDORP e GALETTI, 2007; FADINI, 2005; FADINI et al., 2009; FLEURY, 2009; GUILLAUMON e FONTES, 1992).

Ainda em 1984, um ano após a introdução dos animais exóticos, a vegetação dos então denominados campo antrópicos era constituída, sobretudo de gramíneas, predominantemente de Capim-gordura (*Melinis minutiflora*) muito utilizado para pastagem dos rebanhos, mas já se iniciava o surgimento de outras espécies, principalmente da família Melastomataceae. No entanto, apenas oito anos depois, já se percebeu que as capivaras (*Hydrochoerus hydrochoeris*) podiam estar com a população em desequilíbrio e causando impactos na sucessão da vegetação. Identificou-se que as gramíneas estavam perdendo espaço para outras espécies, sobretudo Gleicheniáceas, em função da elevada palatabilidade do Capim-gordura e do pastoreio seletivo pelas capivaras que também acarretou na exposição do solo ao processo erosivo, formação de sulcos e lixiviação (GUILLAUMON e FONTES, 1992).

Não foram introduzidas apenas espécies animais na Ilha, muitas espécies de plantas foram utilizadas para diversos fins durante a ocupação, como: Amendoeira-da-

praia, Bambu, Cana-de-açúcar, Bananeira, Capim-angola, Capim-colonião, Capim-gordura, Chorão, Coco-da-praia, Goiabeira, Jambeiro, Jaqueira, Mamoeiro, Mangueira, Palmeira-leque, Sagu e Eucalipto.

Algumas dessas espécies identificadas em 1984 por Guillaumon et al. (1989) permanecem até hoje, mas sob controle populacional, como é o caso dos *Eucalyptus* e da Amendoeira-da-praia ou Chapéu-de-sol (*Terminalia catappa*). Já outras estão se espalhando, como é o caso da Palmeira-leque (*Livistonia chinensis*) que ocupa principalmente as áreas brejosas do campo úmido antropogênico atrás da restinga da Praia das Palmas e as espécies de gramíneas (capim) que se disseminaram pelas áreas abertas da ilha. Além disso, novas espécies foram introduzidas mais recentemente para paisagismo próximo da Praia do Presídio e da administração do Parque, como o Sombreiro (*Clitoria fairchildiana*).

O impacto das espécies exóticas invasoras nas nativas é razoavelmente conhecido, porém pouco entendido (STINSON et al., 2006). Atualmente consideradas como grande fator de degradação e amplamente investigadas no Brasil e no mundo, as espécies invasoras são um problema muito frequentes e preocupam os conservadores. São de difícil manejo e grandes causadoras de extinção de espécies nativas e/ou endêmicas acarretando enorme perda de biodiversidade em todo mundo (DAEHLER, 2003; DRAKE et al., 1989; HIGHT et al., 2002; HOBBS e HUENNEKE, 1992; KAGEYAMA et al., 1992; PIVELLO, 2008; PIVELLO et al., 1999 a, b; REJMÁNEK, 2000; RICHARDSON, 2000). Atualmente, invasões biológicas são consideradas a segunda maior causa de perda de biodiversidade no planeta, superada somente pela supressão de hábitat (ZILLER, 2001).

Vários são os fatores que tornam uma espécie descontrolada e com caráter invasor, mas os principais são a falta de predadores, parasitas e competidores e o elevado sucesso reprodutivo (DAEHLER, 2003; ESPÍNOLA e JULIO-JUNIOR, 2007; REJMÁNEK, 2000; REJMÁNEK e RICHARDSON, 1996). Outros fatores importantes são a taxa de crescimento das plantas, as invasoras crescem muito rápido em razão da eficiência em utilizar os recursos do ambiente (PIVELLO, 2008), e a alelopatia, processo pelo qual os compostos químicos provenientes do metabolismo secundário da planta

são liberados no ambiente agindo de forma prejudicial ou benéfica para outra planta (MOLISH, 1937; KUITERS, 1986; XUAN et al., 2002).

No caso das invasoras, as substâncias químicas alelopáticas inibem ou prejudicam o desenvolvimento de outras plantas sendo um mecanismo a mais para obterem sucesso na competição com as nativas. Esse mecanismo é bem conhecido para as samambaias, principalmente do gênero *Pteridium*, que são espécies cosmopolitas e extremamente comuns no Brasil, cuja capacidade de colonizar ambientes, impedindo o estabelecimento de outras espécies vegetais, já foi relacionada ao seu potencial alelopático (GLIESSMAN e MULLER, 1978). Normalmente o modelo de dominância é sempre muito similar, formando populações quase puras em que poucas espécies coexistem (GLIESSMAN e MULLER, 1972; GLIESMANN, 1976). Segundo Primack & Rodrigues (2001) e Keane e Crawley (2002), a toxicidade de alguns indivíduos diminui a herbivoria e pode ser um fator que leve a desequilibrar a comunidade aumentando a abundância da mesma, característico de espécies invasoras causadoras de infestação biológica.

As principais espécies de samambaias invasoras são as do gênero *Pteridium*, e vários trabalhos foram desenvolvidos na tentativa de entender melhor o processo de invasão destas e os mecanismos para sua eliminação e restauração ecológica desses ambientes no mundo e no Brasil (GHORBANI et al., 2003, 2006, 2007; GUERIN, 2010; LE DUC et al., 2000, 2007; LOWDAY e MARRS, 1992; MARRS et al., 1998, 2000; PAKEMAN et al., 2000; PAKEMAN e HAY, 1996; PAKEMAN e MARRS, 1992; PINHEIRO, 2008; PINHEIRO e DURIGAN, 2009; SILVA e MATOS, 2006; STEWART et al., 2008, entre outros).

Até pouco tempo atrás, os estudos com pteridófitas alelopáticas invasoras restringiam-se à espécie *Pteridium aquilinum*. Mais recentemente identificaram-se o problema para as espécies da família Gleicheniaceae e iniciou-se um período de estudos investigando as causas e consequências das infestações e do potencial alelopático para a conservação da biodiversidade (AOKI et al., 1997; CAMPOS, 2004; NEGISHI et al., 2006; SLOCUM et al., 2004, 2006; SOARES e VIEIRA, 2000).

No Brasil o problema da invasão biológica é frequente em todos os biomas e regiões do país, mas se tornou ainda mais preocupante recentemente, pois estão

ocorrendo em Unidades de Conservação, onde o objetivo é a conservação da biodiversidade. As principais invasoras são gramíneas e samambaias do gênero *Pteridium* (GUERIN, 2010; PINHEIRO, 2008; PINHEIRO e DURIGAN, 2009). No caso do PEIA são as samambaias da família Gleicheniaceae: *Dicranopteris flexuosa* (Schrad.) Underw. e *Gleichenella pectinata* (Willd.) Ching (GUILLAUMON et al., 1989; GUILLAUMON e FONTES, 1992; ZIPPARRO, 2008).

Essas duas espécies formam populações quase puras muito densas com mais de 2m de altura, gerando não só a barreira química alelopática como física para o estabelecimento e desenvolvimento de outras espécies vegetais, e poucas espécies conseguem coexistir, como, por exemplo, *Miconia albicans*, *Ossaea retropila*, *Rapanea ferruginea*, *Clitoria mariana*, *Rapanea umbellata*, *Baccharis dracunculifolia*, *Tibouchina clavata*, *Pera glabrata*, *Clusia criuva* e *Spermacoce verticillata*. Principalmente as espécies das famílias Melastomataceae e Asteraceae características de ambientes em estágio inicial de sucessão (ZIPPARRO, 2008). Alguns autores denominam essas áreas de moitas antropogênicas de samambaias (*anthropogenic fern thickets*) (SLOCUM et al., 2006), termos esse adotado pelo presente estudo.

2.2 Restauração Ecológica: Estado da Arte

Pretende-se aqui fazer uma revisão crítica das teorias e práticas voltadas para a restauração ecológica de ambientes degradados, seus conceitos, teorias, interações, técnicas e tendências futuras. Para isso é necessário definir área degradada, que é o objeto de estudo da restauração ecológica. Área degradada ou ecossistema degradado é aquele que perdeu a resiliência, que é a capacidade de um ecossistema absorver distúrbios ou a magnitude de perturbação que um sistema ecológico pode experimentar antes de mudar para um estado diferente, reorganizando-se e mantendo essencialmente as mesmas funções, estrutura e identidade (domínio de estabilidade) (FOLKE et al., 2004; HOLLING, 1973; WALKER et al., 2004). Ou seja, é o sistema ecológico que perdeu suas características estruturais e funcionais.

Outros conceitos ecológicos importantes relacionados aos ecossistemas degradados são a resistência, que mede a facilidade ou dificuldade de mudança de um

sistema ecológico, e a latitude, que é a quantidade máxima que um ecossistema pode ser alterado antes de perder a capacidade de se reorganizar, basicamente é a largura do domínio de estabilidade. Os ecossistemas respondem diferentemente aos distúrbios, existem ecossistemas mais resistentes e aqueles que são mais frágeis e absorvem ou toleram pouca perturbação (WALKER et al., 2004).

Quando o ecossistema se degradou, ou seja, perdeu a resiliência, é necessária a intervenção humana para restaurá-lo, aí entra a restauração ecológica. Alguns autores colocam que uma vez recuperada a resiliência, pode-se dizer que o ecossistema está restaurado e objetivo da restauração ecológica foi atingido (MILLER e HOBBS, 2007; SER, 2004; WALKER et al., 2002). Existem várias trajetórias que os ecossistemas podem assumir em resposta a um distúrbio ao longo do tempo e isso está diretamente ligado ao tamanho do distúrbio, da área afetada, frequência com que ocorre e aos filtros ecológicos do ecossistema e da comunidade perturbada (BRADSHAW, 1984; HOBBS e NORTON, 2004; HOBBS e SUDING, 2009; JENTSCH, 2007; van ANDEL e GROOTJANS, 2005). E entender o processo de degradação, a trajetória e as regras de montagem (*assembly rules*) assumidas pela comunidade e/ou ecossistema após o distúrbio, bem como os filtros (*thresholds*) bióticos e abióticos a serem vencidos são essenciais para a definição do projeto de restauração ecológica (GANDOLFI et al., 2007; HOBBS e NORTON, 2004; HOBBS e SUDING, 2009; PARKER e PICKETT, 1997; PALMER et al., 1997; RODRIGUES et al., 2009).

A Ecologia da Restauração é a disciplina que investiga cientificamente a restauração de ecossistemas, gerando conceitos claros, modelos, metodologias, ferramentas, generalizações e predições, que podem proporcionar avanços na prática da restauração ecológica. É o processo científico de desenvolvimento teórico para guiar a restauração e que se utiliza da restauração para proporcionar avanços na ecologia (PALMER et al., 2006). Alguns autores a classificam como uma subárea da Biologia da Conservação, mais especificamente, como uma abordagem para resolver problemas de conservação (PRIMARK e RODRIGUES, 2001; PRIMAK, 2006; GROOM et al., 2006). Só recentemente a Ecologia da Restauração foi considerada como uma disciplina científica independente (PALMER et al., 1997).

Young (2000) fez um estudo comparando as duas disciplinas, Ecologia da Restauração e Biologia da Conservação, e documentou que a segunda tem abordado mais zoologia, e sido mais descritiva e teórica, e mais centrada em estudos populacionais e genéticos. Já a Restauração Ecológica é mais botânica, mais experimental, e mais centrada na comunidade, na população e estudos do ecossistema.

O mesmo autor verificou que as abordagens diferentes tem dificultado uma melhor integração entre essas duas disciplinas. Talvez ao reconhecer estas diferenças explicitamente, esses dois campos possam tomar medidas mais conscientes para colaborar de forma mais produtiva. A crise da biodiversidade representa o maior desafio que os seres humanos que já enfrentaram, e é quem acaba perdendo com essas divergências desnecessárias.

Já a Restauração Ecológica é a pratica de restaurar sistemas ecológicos degradados. Vem sendo praticada de certa forma por séculos, por exemplo, por povos indígenas que visavam a manter serviços de ecossistemas naturais, tais como a produção de material para vestimentas, casas e utensílios em geral, alimentos ou forragem para os animais. (STEVENS, 1997). Frequentemente, a restauração ecológica é vista apenas como uma prática agrônômica sem respaldo conceitual adequado de uma disciplina científica (ALLEN, 1997).

Jordan et al. (1987) advertiram que a pesquisa em restauração poderia contribuir para o entendimento ecológico da estrutura básica e funcionamento dos ecossistemas, afirmando que uma forma poderosa e válida de se estudar alguma coisa é através da tentativa de reconstruí-lo ou reabilitá-lo. Neste sentido, seria interessante que a prática da restauração fosse concebida como experimentação, para o teste de ideias básicas sobre porque algumas técnicas funcionam e como a comunidade funciona sobre determinadas condições.

A histórica contradição entre teoria e prática na ecologia da restauração aponta para problemas centrais que vão desde os entraves na construção de uma base conceitual adequada até as frequentes utilizações de conceitos inadequados para análise de sistemas ecológicos (CHAZDON, 2008).

De acordo com a definição proposta pela Society for Ecological Restoration – SER, “*Restauração Ecológica é o processo de assistência da recuperação de ecossistemas que têm sido degradados, danificados ou destruídos*” (SER, 2004).

A definição parece um tanto quanto vaga, pois não esclarece como essa assistência deve ser prestada, que tipo de ações e mecanismos são mais apropriados para assistir a recuperação e também não menciona os objetivos que devem ser alcançados, que é um assunto gerador de discussão e controvérsia.

Desde seu início, a prática da restauração evoluiu muito a partir de práticas não-científicas, tentativa e erro e plantações florestais para projetos baseados em muitos conceitos e teorias ecológicas que estão agora sendo colocados à prova (PLAMER et al., 1997; YOUNG et al., 2005). Dessa forma, fica claro que há uma interação entre as Teorias Ecológicas, a ciência da Ecologia da Restauração e a prática da Restauração Ecológica (PLAMER et al., 1997, 2006; GANDOLFI et al., 2007).

Essa relação é muito benéfica, pois se pode utilizar a prática da restauração para testar as teorias ecológicas e gerar novos conhecimentos, reformulando a ciência da ecologia da restauração e as teorias ecológicas, através de estudos manipulativos, da possibilidade do entendimento e das interações múltiplas em um único projeto de restauração. É uma oportunidade para que os ecólogos contribuam em esforços reais de restauração e serve de alicerce intelectual para a restauração ecológica (PALMER et al., 2006; TEMPERTON, 2007).

A base teórica e científica principal para a restauração ecológica é a sucessão ecológica (PARKER, 1997). O conceito de sucessão foi desenvolvido nas primeiras duas décadas do século XX. Embora Cowles (1899) fosse um pioneiro na pesquisa de sequências sucessionais ainda no final do século XIX, foi Clements (1916) quem ofereceu uma teoria compreensiva e lógica sobre sucessão em plantas, a qual dominou o campo científico na primeira metade do século XX.

A teoria de Clements envolve conceitos como previsibilidade, convergência e equilíbrio, apresentando um teor altamente determinístico ao postular que as mudanças na vegetação acontecem de modo ordenado e previsível em direção ao clímax, condição de estabilidade no qual a vegetação alcançaria o equilíbrio que seria controlado apenas por condições climáticas. Nesta teoria a comunidade de plantas é

concebida como um super-organismo integrado em que fatores externos como imigração de plantas e variações nas condições físicas do meio são consideradas irrelevantes para a trajetória do desenvolvimento sucessional. Essas ideias foram defendidas até recentemente por autores como Odum (1959, 1969) e Margalef (1963, 1968).

Apesar disso, esse ponto de vista já havia sido questionado nas primeiras décadas do século XX por Gleason (1926), que enfatizou a importância de processos estocásticos no estabelecimento e manutenção de uma comunidade de plantas. O autor questionou, também, a afirmação de que comunidades de plantas eram entidades orgânicas altamente integradas, chamando atenção para a unidade e comportamento individualístico das espécies de plantas em oposição aos padrões generalistas utilizados nas classificações de associações de plantas.

Seguindo a mesma linha de questionamento da teoria Clementisiana, Tansley (1935) criticou fortemente a hipótese de que todas as mudanças na vegetação de uma região particular iriam convergir para o mesmo tipo de clímax, propondo a existência de diferentes tipos de clímax associados a condições climáticas regionais e também a fatores locais do ambiente físico.

No sentido de romper com o paradigma determinístico de sucessão, defendido pelas ideias Clementisianas, Watt (1947) fez uma síntese sobre padrões e processos em comunidade de plantas e propôs que as comunidades de plantas devem ser mais bem concebidas como mosaicos de fases estruturais que estão sempre em mudança. E Whittaker (1953) faz a junção das visões de Gleason e Tansley para descrever a vegetação clímax em constante mudança ao longo de uma paisagem de variação contínua.

Toda essa linha de trabalhos e questionamentos ao conceito de sucessão de Clements constitui a base precursora do Paradigma Contemporâneo ou Paradigma do Não-Equilíbrio, que rompe com a visão de desenvolvimento direcional e previsível da vegetação e considera a presença de distúrbios como fatores constantes que contribuem para a dinâmica da vegetação (PICKETT E WHITE, 1985). Esse novo conceito aceita a teoria de que as mudanças sucessionais na comunidade vegetal

podem ocorrer em múltiplas direções (BRADSHAW, 1984; PICKETT et al., 1987, 1992; PARKER e PICKETT, 1997, ZEDLER e CALLAWAY, 1999).

Com isso, novas referências teóricas passaram a embasar a Ecologia da Restauração (van ANDEL E ARONSON, 2005; PICKETT et al., 1992; PICKETT E OSTFELD, 1995; PICKETT E CADENASSO, 2005; SUDING et al., 2004; YOUNG et al., 2005; ZEDLER E CALLAWAY, 1999). Admite-se que nas comunidades naturais o clímax está em constante fluxo e que existam muitos “clímaxes” e diversos “caminhos” para atingi-los, introduzindo o conceito de múltiplos estados ou estados alternativos estáveis (*multiple stable states*) (HOBBS, 1994; HOBBS e SUDING, 2009; LOCKWOOD E SAMUELS, 2004; NAEEM, 2006; NOBLE E SLATYER, 1980).

Mais recentemente foi introduzido o conceito de neoecossistemas ou ecossistemas emergentes (*novel ecosystem* ou *emerging ecosystem*), que são aqueles ecossistemas formados por conjuntos de espécies que não evoluíram juntas e em abundâncias diferentes dos ecossistemas originais, mas que interagem e proporcionam processos ecológicos semelhantes. Esses ecossistemas são resultados de ações humanas muitas vezes deliberadas, mas normalmente inadvertidas. Com o aumento da transformação dos ecossistemas terrestres, os neoecossistemas ganham importância, mas são ainda muito pouco estudados (MILTON, 2003; HOBBS et al., 2006).

Degradação ou invasão biológica de ecossistemas naturais ou abandono de sistemas intensivamente manejados pelo homem podem resultar na formação desses neoecossistemas. O importante é saber se esses ecossistemas são persistentes ou declinarão com o tempo e o valor que eles têm para a conservação da biodiversidade. É muito provável que seja extremamente oneroso retorná-los ao seu estado anterior, portanto devem ser desenvolvidas abordagens de manejo adequadas com objetivos bem definidos para cada caso (HOBBS et al., 2006).

Idealmente seria esperado que as ações de restauração fossem formuladas com base no conhecimento científico disponível sobre o funcionamento de ecossistemas, porém na prática essa forma de atuação é mais uma exceção do que uma regra (van DIGGELENS, 2001). Muitas premissas e princípios que fundamentam projetos de restauração têm suas raízes em conceitos ultrapassados de como os ecossistemas funcionam (PARKER E PICKETT, 1997; CHAZDON, 2008). A maneira como

concebemos os processos ecológicos, de acordo com os princípios e teorias ecológicas consideradas, pode resultar em práticas de restauração com diferentes enfoques e objetivos. Esse fato torna necessário buscar uma base conceitual consistente (CHAZDON, 2008; HOBBS E NORTON, 1996; HOBBS E HARRIS, 2001).

Atualmente muitos projetos de restauração estão sendo conduzidos em todo o mundo (RUIZ-JAEN E AIDE, 2005; SAYER et al., 2004), e muito conhecimento científico tem sido produzido e publicado em veículos especializados. Além disso, houve grande evolução e progresso nas técnicas de restauração (ASHTON et al., 2001; MANSOURIAN et al., 2005). No entanto, ainda há muito trabalho a fazer, especialmente no que diz respeito ao desenvolvimento de uma base teórica forte para ecológica restauração (PALMER et al., 2006), embora não seja tão fácil como parece.

Restauração leva tempo, os custos de monitoramento são altos e o sucesso de seus métodos é frequentemente difícil de avaliar (PARKER, 1997; RUIZ-JAEN E AIDE, 2005; WHITE E WALKER, 1997). Não obstante, poucos são os projetos bem conduzidos que tem idade suficiente para auxiliar no entendimento da necessária sintonia fina entre a teoria ecológica e a prática da restauração (TEMPERTON, 2007; WEIHER, 2007). Portanto, algumas questões importantes ainda estão à espera de respostas (EHRENFELD E TOTH, 1997; PALMER et al., 1997; YOUNG et al., 2005). Segundo Rodrigues et al. (2009), dentre outras áreas de floresta, a Mata Atlântica brasileira representa uma desafiadora oportunidade para encontrar algumas dessas respostas.

A restauração ecológica e o reparo aos ecossistemas globais já haviam sido reconhecidos como parte essencial da nossa estratégia de sobrevivência futura no início do século XXI. E isso exigia que a ecologia da restauração provesse efetiva base conceitual e ferramentas práticas para essa tarefa (HOBBS E HARRIS, 2001). Os mesmos autores argumentavam que a ecologia da restauração tinha de ser uma componente integrante da gestão da terra no mundo de hoje, com estratégias e metas claramente definidas e muito bem articuladas.

Atualmente, a prática da restauração ecológica vem recebendo imensa atenção em razão da esperança que proporciona na recuperação dos muitos ambientes degradados por desvio ou má gestão dos recursos naturais da Terra, especialmente por sociedades

tecnologicamente avançadas (BENAYAS et al., 2009; THE ECONOMIST, 2002; MALAKOFF, 2004).

Segundo relatório publicado pela FAO em 2007 sobre o estado das florestas do mundo (FAO, 2007), existe uma Parceria Global sobre Restauração Florestal da Paisagem, que é uma rede mundial de mais de 25 governos e organizações que trabalham para fortalecer esforços de restauração florestal da paisagem a nível mundial. Parceiros compartilham seus conhecimentos com outros profissionais, governos, comunidades e empresas. Restauração florestal da paisagem pode ser, então, considerado um veículo para atingir compromissos em relação à floresta, a biodiversidade, mudanças climáticas e desertificação, bem como contribuir para atingir as Metas do Milênio.

Segundo Harris et al. (2006), a restauração ecológica pode e deve ser encarada como uma ótima alternativa para tentar reverter o processo de mudanças climáticas globais causados pelo aquecimento global. Além disso, atualmente a restauração ecológica é encarada como grande possibilidade de melhoria para a biodiversidade e os serviços dos ecossistemas do mundo (BENAYAS et al., 2009).

Diante disso, outra tarefa muito importante é o desenvolvimento de critérios efetivos e de fácil mensuração para o sucesso da restauração. Muitos parâmetros podem ser considerados para a inclusão em critérios de sucesso da restauração, mas estes são frequentemente ambíguos ou difíceis de medir (HOBBS E HARRIS, 2001).

Sendo assim, os critérios de sucesso a serem medidos necessitam relacionar-se claramente com os objetivos específicos da restauração (HOBBS e HARRIS, 2001; RUIZ-JAEN E AIDE, 2005). Ruiz-Jaen e Aide (2005) levantaram uma série de trabalhos de restauração a fim de verificar os critérios utilizados para mensurar o sucesso e identificaram que a maioria dos estudos inclui pelo menos uma medida dentre as três categorias gerais dos atributos dos ecossistemas: diversidade, estrutura da vegetação, e os processos ecológicos. E sugerem que futuros projetos incluam pelo menos duas variáveis dentre os atributos dos ecossistemas relacionados ao seu funcionamento e pelo menos dois pontos de referência para captar a variação que existe nos ecossistemas.

No Brasil, os projetos de restauração ganharam grande importância na década de 1980, quando várias iniciativas foram conduzidas principalmente em áreas de reservatórios para abastecimento público e geração de energia. Aquela época ficou marcada pelo início da introdução de conceitos ecológicos de sucessão natural de florestas e a escolha das espécies e modelos de plantio era baseada nos grupos ecológicos de Budowski (1965) (KAGEYAMA E CASTRO, 1989).

Eram projetos que tentavam copiar a estrutura e composição das florestas de referência, conhecidas através de estudos fitossociológicos, de alto custo de implantação e longos períodos de manutenção e com pouca diversidade de espécies plantadas em alta densidade, em média 30 espécies. A grande maioria dessas iniciativas declinava em 10-15 anos (BARBOSA et al., 2003).

Esse modelo de projetos de restauração se seguiu até o ano de 2000, com poucas alterações significativas além da introdução do conceito de alta diversidade, que ocorreu a partir do final da década de 1980 e início da década de 1990 (RODRIGUES et al., 2009), quando passaram-se a utilizar grande diversidade de espécies (VIEIRA E GANDOLFI, 2006). Nesse período voltou-se a atenção para as florestas ripárias em virtude da sua importância na manutenção dos recursos hídricos (RODRIGUES E GANDOLFI, 2000) e para questões genéticas que, apesar de não aplicados os conceitos, já se questionava a importância e a possibilidade de os projetos de restauração contribuírem para a conservação da diversidade genética (KAGEYAMA E CASTRO, 1986).

Somente após o ano 2000 os projetos de restauração abandonaram a ideia de copiar a estrutura das florestas de referência, tentativa essa fundamentada no paradigma do equilíbrio, e passaram a direcionar a atenção para os processos ecológicos básicos da floresta, através da estimulação e aceleração da sucessão natural, visando a recuperar a capacidade da floresta se perpetuar (RODRIGUES et al., 2009). Portanto, a restauração agora passou a ser vista como um processo não-determinista e aberto para eventos estocásticos, que não pode levar a um clímax único pré-definido, mas sim a estados alternativos estáveis (HOBBS, 1994; LOCKWOOD E SAMUELS, 2004, SUDING et al., 2004).

Essa mudança de paradigma acarretou enorme transformação na forma de se fazer restauração no Brasil, pois abriu novas frentes de trabalho com diferentes metodologias e técnicas empregadas, diferentemente do período anterior, no qual, para copiar estruturalmente a floresta de referência, só se podia utilizar do método de plantio total com mudas (RODRIGUES et al., 2009; RODRIGUES E GANDOLFI, 2000). Agora é possível utilizar uma enorme gama de técnicas (MANSOURIAN et al., 2005), como: a indução e condução do potencial de auto-recuperação ou regeneração natural das áreas e do contexto paisagístico (RODRIGUES E GANDOLFI, 2000), do banco de sementes autóctone e alóctone (NAVE, 2005), de transposição de *topsoil* (JACOVAK, 2007), de plântulas resgatadas no sub-bosque (VIANI et al., 2007), de semeadura direta (ARAKI, 2005; ISERNHAGEN, 2010), de hidrossemeadura (BASSO, 2008), de técnicas de nucleação (BECHARA, 2006; REIS, et al., 2003), entre outras técnicas.

Nessa fase dos projetos de restauração no Brasil, que durou até meados de 2003, mantiveram-se os ganhos das fases anteriores, principalmente a utilização de alta diversidade de espécies, tornando-se uma exigência legal (Resolução SMA 08/08). E foram incorporados novos conceitos para nortear a escolha das espécies, que passou a ser baseada nos novos conhecimentos sobre a biologia das espécies, como síndrome de polinização e dispersão. Só mais recentemente, de 2003 em diante, é que foram incorporados os conceitos de diversidade genética, com maior atenção para a coleta de sementes regionais e com diversidade genética (RODRIGUES et al., 2009).

Atualmente, um dos principais problemas a se enfrentar nos projetos de restauração ecológica no mundo, mas particularmente no Brasil e no caso dessa pesquisa, é a invasão biológica, que funciona como um filtro biológico (*threshold*) muito difícil de superar (HOBBS E NORTON, 2004). O controle de competidores, consideradas as plantas invasoras agressivas que competem com as nativas no processo de sucessão secundária, é prática essencial e prioritária dos projetos de restauração ecológica e grande causa de insucesso se mal conduzido (RODRIGUES et al., 2009; RODRIGUES E GANDOLFI, 2007). Essa prática é inclusive exigida na execução de projetos de restauração pela Resolução SMA 08/08, que fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas.

Normalmente seu controle necessita de produtos químicos prejudiciais ao ecossistema, mas o problema é tão grave que recentemente foi publicada uma Portaria do IBAMA que registrou uma série de agrotóxicos ativos permitindo uso emergencial no controle de espécies vegetais invasoras em áreas de florestas nativas (Portaria N° 14 de 26 de maio de 2010).

Mais recentemente, como grande tendência global na última década, os projetos de restauração ecológica transcenderam a visão ecossistêmica (EHRENFELD e TOTH, 1997; PARKER E PICKETT, 1997) para abordagens em larga escala, para a restauração de paisagens como um todo (ITTO/IUCN, 2005; LAMB et al., 2005; METZGER, 2003; 2009; van DIGGELEN, 2006). Essa mudança de abordagem aconteceu principalmente em razão da percepção de que os ecossistemas não funcionam de maneira independente da sua vizinhança e de que as interações espaciais são muito importantes para o seu funcionamento, de que mudanças de uso da terra estão ocorrendo em uma escala de tempo muito rápida acarretando degradação do solo e recursos hídricos, perda de biodiversidade e fragmentação e destruição de habitats.

No Brasil, alguns projetos estão sendo desenvolvidos em larga escala (FERRAZ et al., 2005, 2009; GALETTI et al., 2009; METZGER et al., 2009; SOARES-FILHO et al., 2006; TEIXEIRA et al., 2009) visando à conservação e restauração da biodiversidade, inclusive com políticas públicas em escala estadual (RODRIGUES e BONONI, 2008) e federal (MMA, 2002). E um projeto em escala continental, que visa à restauração de um bioma inteiro, o PACTO pela Restauração da Mata Atlântica (PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA, 2009).

Em escala global existe a Parceria Global sobre a Restauração Florestal da Paisagem (*Global Partnership on Forest Landscape Restoration* (GPFLR) (www.ideastransformlandscapes.org), que é uma rede pró-ativa que une governos, organizações, comunidades e indivíduos com um objetivo comum, o de restaurar as paisagens degradadas do mundo.

2.3 A Dinâmica da paisagem

Existem várias definições para paisagem. A definição é ampla e dinâmica, e varia dependendo das escalas temporal e espacial e de acordo com o fenômeno de interesse (WIENS, 1989). Turner (1989) define paisagem como um mosaico espacial de limites arbitrários que contém áreas distintas que interagem funcionalmente. Essas áreas distintas são denominadas “manchas” (*patches*), que é uma unidade espacial, representando uma área contígua, espacialmente definida, que tenha características espaciais e não-espaciais distintas de suas vizinhas. Segundo Forman & Godron (1986), a paisagem é uma extensa área onde um aglomerado de ecossistemas que interagem repetem-se de forma similar.

As paisagens ao redor do mundo vem sofrendo drásticas modificações desde a revolução industrial, principalmente através da conversão das áreas naturais em áreas urbanas e rurais, acarretando problemas ecológicos e sociais (MAGRO, 1997). Os problemas ecológicos gerados pelas modificações na paisagem são o objeto de estudo da Ecologia da Paisagem, disciplina que enfoca três características principais das paisagens: a estrutura, a função e as mudanças. A estrutura é a relação espacial entre os ecossistemas; a função é a interações entre os elementos espaciais; e a mudança é a alteração nas outras duas características anteriores, estrutura e função, do mosaico ecológico ao longo do tempo (FORMAN E GODRON, 1986).

O entendimento da estrutura da paisagem é determinante em estudos de simulações de mudanças temporais (TURNER, 1989). A estrutura da paisagem observada em um determinado momento representa, estaticamente, apenas parte de um processo dinâmico maior. O fato das paisagens serem dinâmicas requer que as mudanças temporais sejam consideradas em trabalhos de quantificação e modelagem das mesmas (DUNN et al., 1991).

A avaliação da dinâmica temporal da paisagem tem como etapa inicial a caracterização da variação no uso/ocupação da terra ao longo dos anos (AGUIAR, 2006; ALENCAR et al., 1996; ANDRADE et al., 1998; CAMPOS, 2005; CHEN et al., 2001; ESCADA e ALVES, 2003; FERRAZ, 2004; FERRAZ et al., 2005, 2009; FIORIO et al., 2000; SOARES-FILHO et al., 2006; TEIXEIRA, 2005; TEIXEIRA et al., 2009). Os

resultados desse tipo de estudo auxiliam na compreensão das alterações na área ocupada por cada classe de uso/ocupação da terra durante o período analisado, evidenciando as mudanças no uso da terra (*land use change*) e os processos de expansão e retração de cada categoria de uso/ocupação, possibilitando ainda o relacionamento desses processos com fatores de interesse do estudo, normalmente socioeconômicos ou variáveis ambientais (BATISTELLA E SOARES-FILHO, 1999).

As atuais técnicas de geoprocessamento, como Sensoriamento Remoto e os Sistemas de Informações Geográficas (SIG), vem sendo cada vez mais utilizados em estudos dessa natureza em razão das facilidades que oferecem para processamento e análise de dados espaciais, tornando essas tecnologias fundamentais para o diagnóstico, a análise e a modelagem da paisagem (LACHOWSKI, 1994; LUCIER, 1994; OLIVER, 1992). Os avanços recentes dessas técnicas e das tecnologias na área de informática, com equipamentos mais potentes e capazes de processar grande quantidade de informação, tem tornado possível o processamento de dados para grandes áreas e, por isso, tem sido amplamente utilizadas em estudos de paisagens florestais (SACHS et al., 1998), principalmente na Amazônia brasileira (ALENCAR et al., 1996; ALMEIDA FILHO et al., 1998; ALVES, 2002; ALVES et al., 1999; BATISTELLA E SOARES-FILHO, 1999; CAMARA et al., 2005; CARDILLE E FOLLEY, 2003; FERRAZ, 2004; FERRAZ et al., 2005, 2009; LAURANCE et al., 2001, 2002, 2004; METZGER, 2001, 2002, 2003; NEPSTAD et al., 1999; ROBERTS et al., 2002; SHIMABUKURO et al., 1999; SOARES-FILHO et al., 2006; STONE et al, 1991, entre outros).

Ainda no caso da Amazônia, existem os estudos de dinâmica da paisagem voltados para o monitoramento do desflorestamento realizados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), como os projetos PRODES, que desde 1988 vem produzindo as taxas anuais de desflorestamento da Amazônia, e o DETER, que é o sistema de detecção de desmatamento em tempo real. É um levantamento rápido feito mensalmente pelo INPE, desde maio de 2004, e foi desenvolvido como um sistema de alerta para suporte à fiscalização e controle de desmatamento. Além desses dois projetos, recentemente o INPE desenvolveu o sistema DEGRAD, em função das indicações do crescimento da degradação florestal da Amazônia obtidas a partir dos dados do DETER. Trata-se de um novo sistema destinado a mapear áreas em processo

de desmatamento onde a cobertura florestal ainda não foi totalmente removida, como atividades de corte seletivo antes não detectadas.

O desmatamento crescente na região amazônica é um processo dinâmico e muito complexo que envolve análises socioeconômicas multicriteriais voltadas principalmente para as recentes mudanças na atividade produtiva do país como um todo. Não adianta olhar só para a dinâmica da alteração do uso da terra na região, o problema é bem mais complexo e tem sido relacionado, principalmente, ao recente avanço de áreas de pastagens e plantações de soja que migraram da região Sudeste do Brasil (FEARNSIDE, 2005; SOARES-FILHO et al., 2006).

Vários trabalhos que monitoram as mudanças no uso da terra no Estado de São Paulo para verificar a expansão da cana-de-açúcar através das técnicas de dinâmica de paisagem evidenciaram a expansão principalmente sobre áreas de pastagens e culturas anuais, e fizeram uma análise das consequências dessa dinâmica para o meio ambiente (COELHO et al., 2007; CRISCUOLO et al., 2006; FISCHER et al., 2008; MIRANDA, 2010; NASSAR et al., 2008; RUDORFF et al., 2010). A União da Indústria da Cana-de-Açúcar (UNICA) em colaboração com o INPE e FUNCATE realiza um monitoramento via satélite exclusivo das áreas cultivadas com cana-de-açúcar, denominado Canasat.

Todos esses são exemplos da utilização da modelagem da dinâmica de paisagens com enfoque na mudança do uso da terra (*land use change*) como ferramenta para ações de conservação e restauração da biodiversidade no Brasil. Esse tipo de estudo segue uma forte tendência mundial para tentar entender as pressões socioculturais e econômicas que afetam o meio ambiente nos países tropicais em desenvolvimento, que é onde restou a maioria das florestas do mundo, e buscar modelos de desenvolvimento que preservem a floresta, principalmente a amazônica.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

3.1.1 Localização e caracterização

O estudo foi conduzido no Parque Estadual da Ilha Anchieta (PEIA) (45°02' a 45°04' W, 23°27' e 23°34' S) criado oficialmente em 1977 pelo Decreto Estadual nº 9.629/77 (SÃO PAULO, 1977), localizado no litoral norte do Estado de São Paulo, na costa do município de Ubatuba, distando aproximadamente 500m do continente (**Figura 1**). O PEIA, conforme o próprio nome diz foi criado na Ilha Anchieta, antigamente chamada Ilha dos Porcos que recebeu esse nome oficialmente apenas em 1934 (SÃO PAULO, 1934), possui 828ha, sendo a segunda maior ilha do litoral norte paulista. Toda sua área é atualmente administrada pela Fundação para a Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo (Fundação Florestal) e faz parte do Sistema Estadual de Florestas (SISFLOR) desde 2006 (SÃO PAULO, 2009).

A Ilha Anchieta é um dos pontos turísticos de maior atração na região, recebendo inúmeros visitantes ao longo do ano, principalmente nos meses de verão. No ano de 2009 o PEIA recebeu aproximadamente 51 mil turistas, segundo dados da administração do Parque. Estes vão em busca não só da sua beleza cênica e aspectos históricos (presídio desativado e rebelião histórica) como ecológicos e para lazer e fazer caminhadas nas cinco trilhas terrestres e mergulho na trilha subaquática. Todas essas atividades são controladas pela administração da Unidade. Ilha Anchieta é um dos maiores atrativos turísticos de Ubatuba, correspondendo a um dos cinco Parques Estaduais mais visitados de todo o Estado, recebendo aproximadamente 90 mil turistas/ano (ROBIM, 1999).

O acesso à ilha se dá por embarcações, na maioria das vezes por escunas de turismo, mas os barcos particulares são muito frequentes, que saem do píer do Saco da Ribeira, no continente, e percorrem um trecho de 8km até o atracarem no píer da Enseada das Palmas, onde o local de desembarque, a entrada e a permanência dos visitantes são controlados (SÃO PAULO, 1998a, 2002).

3.1.2 Clima

Foram encontradas várias fontes de dados para períodos diferentes que variaram pouco em alguns índices climáticos. Mas, no geral o clima da região é tipicamente tropical úmido sem estação seca (NIMER, 1977). Segundo a classificação Köppen-Geiger, o clima na região é do tipo *Af*, ou seja, tropical úmido sem estação seca definida e chuvas distribuídas ao longo do ano (KOTTEK et al., 2006). A forte presença da radiação solar e maritimidade influenciam o clima favorecendo os processos de evaporação e condensação, havendo elevada temperatura e precipitação ao longo de todo o ano (GUILLAUMON et al., 1989).

Dados de precipitação e temperatura para o período 1956-1985 indicam a presença de dois períodos distintos dentro de um ano, um super-úmido a partir de maio a setembro com chuvas acima de 100mm/mês, e os outros menos úmido a partir de junho a agosto quando a chuva é abaixo de 100mm/mês. Não existe déficit de chuva na área de estudo (WALTER, 1986).

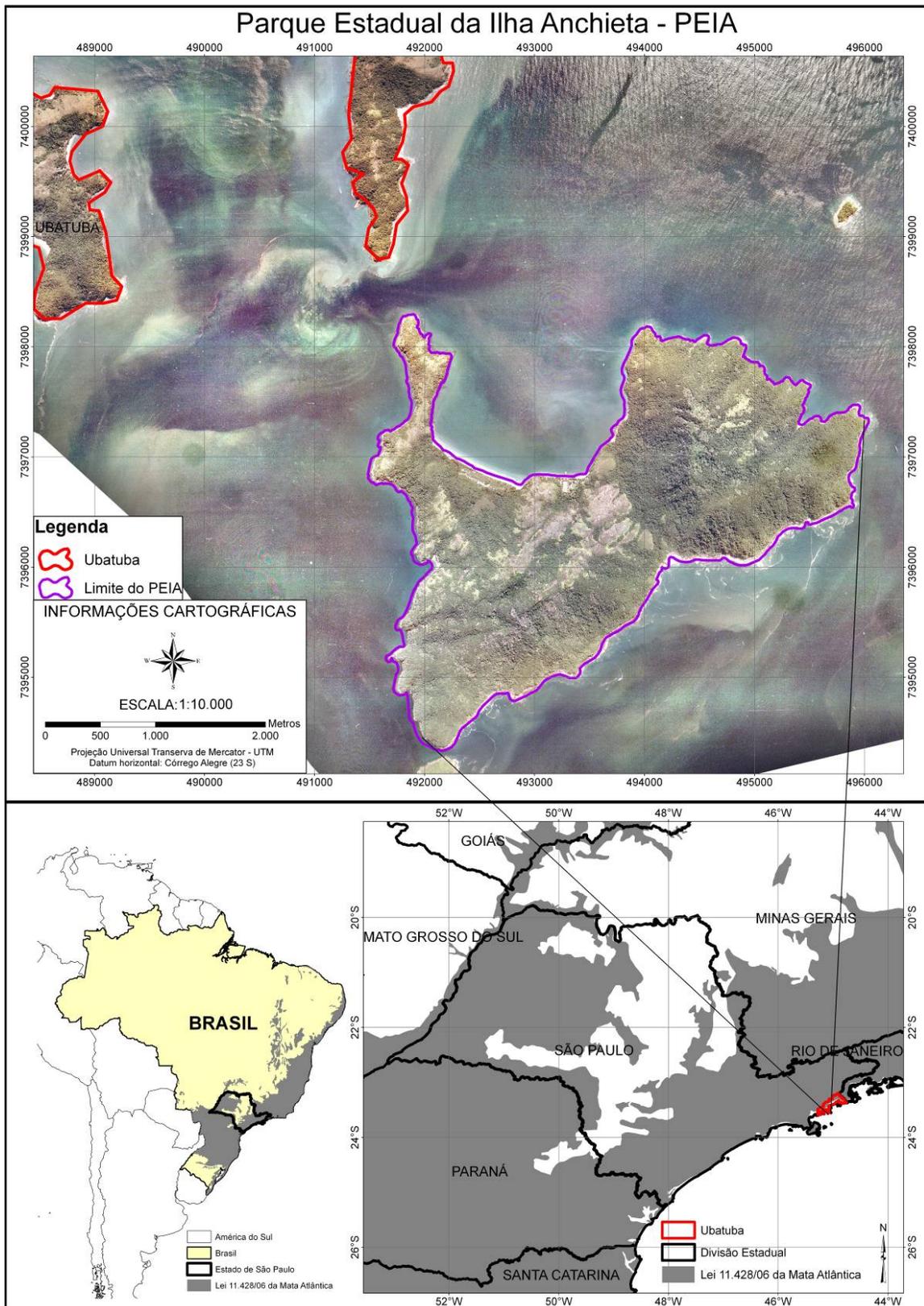


Figura 1 - Localização do Parque Estadual da Ilha Anchieta no litoral norte do Estado de São Paulo, município de Ubatuba, no domínio do bioma Mata Atlântica Lei 11.428/06
 Fonte: elaborado pelo autor.

Os dados do Plano de Manejo do PEIA mostram que a temperatura média anual é de 24°C e o total de precipitação no ano é 2.104mm. O verão é tipicamente chuvoso, em consequência da presença da massa de ar tropical e da temperatura elevada que causam precipitações intensas caracterizando altos índices pluviométricos nessa estação. Os meses mais quentes e chuvosos (verão) possuem médias máximas de 30°C a 33°C, e os mais frios (inverno), com menos chuvas, temperaturas mínimas absolutas entre 4°C e 8°C. A umidade relativa média anual é de 84,8% (GUILLAUMON et al., 1989).

Segundo dados da FUNCATE (Fundação de Ciência, Aplicações e Tecnologia Espaciais) de 2009 analisados por Esteves (2010), a temperatura média anual encontrada foi de 22,5°C, com média mensal mais alta ocorrendo em fevereiro (25,4°C) e média mensal mais baixa em junho (19,7°C). Para o mesmo período, a precipitação anual foi de 1573,5mm, com o valor máximo mensal ocorrendo em abril (265,8mm), e o valor mínimo em março (0,2 mm). Esses dados evidenciam grande irregularidade na precipitação para o ano de 2009, com pouca chuva ao longo do ano, principalmente em virtude da seca excepcional em março, quando chove normalmente bem acima de 100mm.

Já o CEPAGRI (Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura), caracteriza Ubatuba pelo clima tropical chuvoso, sem estação seca com a precipitação média do mês mais seco superior a 60mm. A temperatura média anual é de 22,6°C, sendo a mínima média 17,8°C e a máxima média 27,3°C. Os meses mais quentes são janeiro e fevereiro com temperatura de 26°C e o mais frio é o mês de julho com 19°C. A precipitação total anual é de 2.154,2mm, sendo fevereiro o mês mais chuvoso (281,4mm) e agosto o mês mais seco (80,7mm) (**Figura 2**).

A insolação teórica ou astronômica anual média é de aproximadamente 11,9h/dia, enquanto a insolação anual média é de 3,8h/dia. O regime dos ventos é o quadrante Leste, predominando a direção Sudeste (GUILLAUMON et al., 1989).

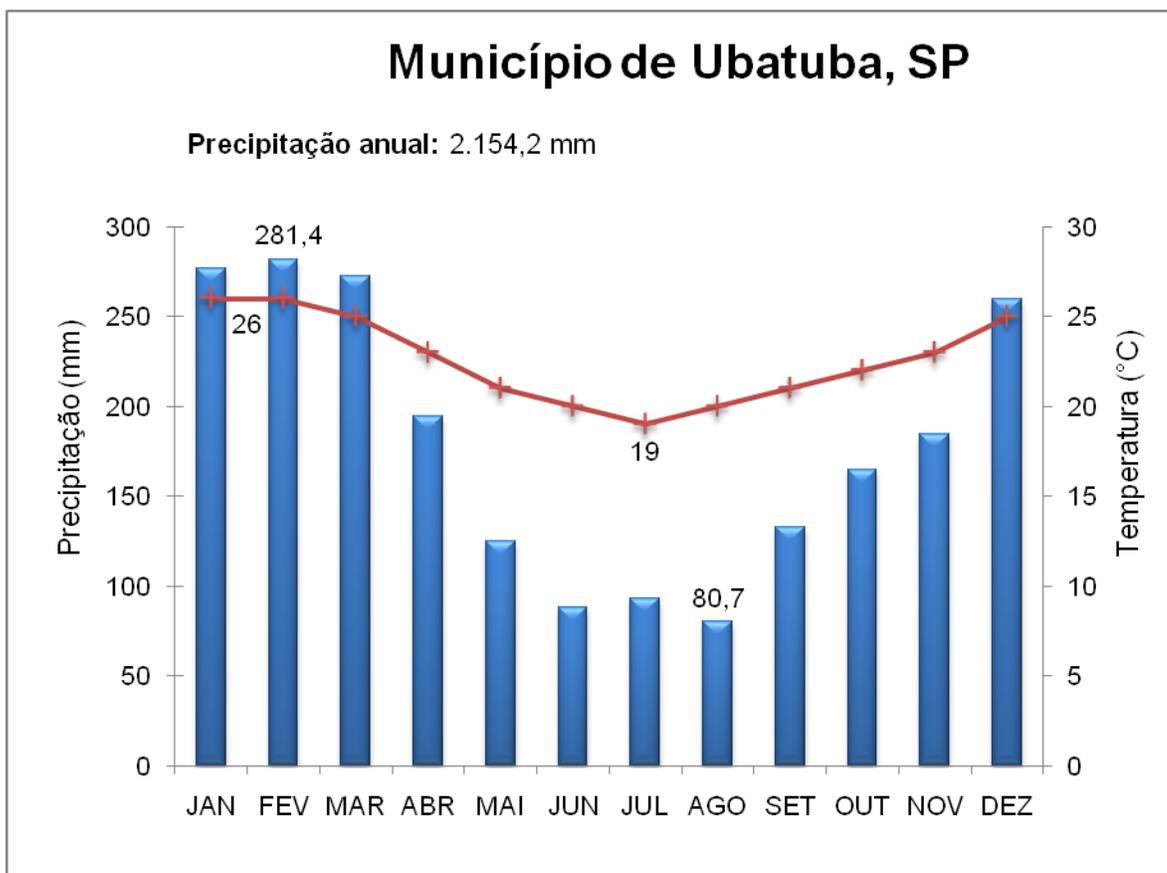


Figura 2 - Climograma mostrando a variação da precipitação (colunas) e temperaturas (linha) médias mensais do município de Ubatuba, São Paulo

Fonte: CEPAGRI.

3.1.3 Relevo, Geologia e Geomorfologia

A Ilha Anchieta situa-se na Província Costeira, subdividida em Serrania Costeira (montanhosa) e Baixada Litorânea (planície). A Serrania Costeira abrange a Serra de Paranapiacaba e a Serra do Mar (ALMEIDA, 1974). A região do litoral norte do Estado é formada por baías e enseadas que surgem entre escarpas e esporões florestados da Serra do Mar. Esta região é caracteristicamente recortada com orientação NE-SW e apresenta escarpas da Serra do Mar próximas ao oceano, separando o Planalto Atlântico das pequenas planícies costeiras. Este litoral é considerado o mais recortado do país, e é estabelecido em rochas cristalinas decompostas (AB´SABER, 2007). Parte da Serra adentra o oceano e os trechos submersos dão origem, principalmente, a cabos

e ilhas tendo, assim, a Ilha Anchieta a mesma gênese geológica do continente (CRUZ et al., 1985).

A região também é caracterizada pela grande extensão da plataforma continental que, ao largo de Ubatuba, tem 110 quilômetros de largura e a profundidade da quebra é de aproximadamente 65 metros. A Ilha Anchieta localiza-se na parte interna da plataforma e é separada do continente por um estreito canal chamado “Boqueirão”, de 500m de largura e 35m de profundidade. (ZEMBRUSCKI, 1979). Segundo o mesmo autor, essa região da costa brasileira permanece com o atual nível do mar inalterado por mais de 6.000 anos.

A gênese geológica da Ilha Anchieta está relacionada com os esporões da escarpa da Serra do Mar próximas ao oceano, formada por um rebaixamento que foi posteriormente preenchido pelo mar, com idade pós-cretácea. É classificada como ilha continental, pois está ligada ao continente por meio da plataforma continental. É formada por um bloco de rochas graníticas, atravessadas por diques de diabásio, que se apresentam cortando verticalmente as encaixantes. Pequenas planícies costeiras constituídas por material clástico formam depósitos recentes, com material dendrítico de praia, restinga e depósito de torrentes (ALMEIDA, 1974; CRUZ, 1974).

Um corpo de biotita-hornblenda granito porfirítico com foliação de fluxo magmático do período Cambriano Médio a Superior constitui a maior parte da Ilha Anchieta. Há ocorrência intrusiva em charnockitos e granitos félsicos, com foliação tectônica bem desenvolvida, correlacionáveis ao Charnockito Ubatuba, do período Neoproterozóico, na porção mais a oeste, desde o sul da Praia do Sul até a ponta do “Boqueirão”, passando pelo Saco da Aroeira, e uma pequena porção no extremo sul da ilha (Ponta do Ilhote). Os sedimentos quaternários indiferenciados, do período Cenozóico, ocorrem nas praias, onde se encontram as restingas, principalmente na Praia das Palmas e do Presídio (Praia do Sapateiro) (SOBRINHO et al., 2008) (**Figura 3**).

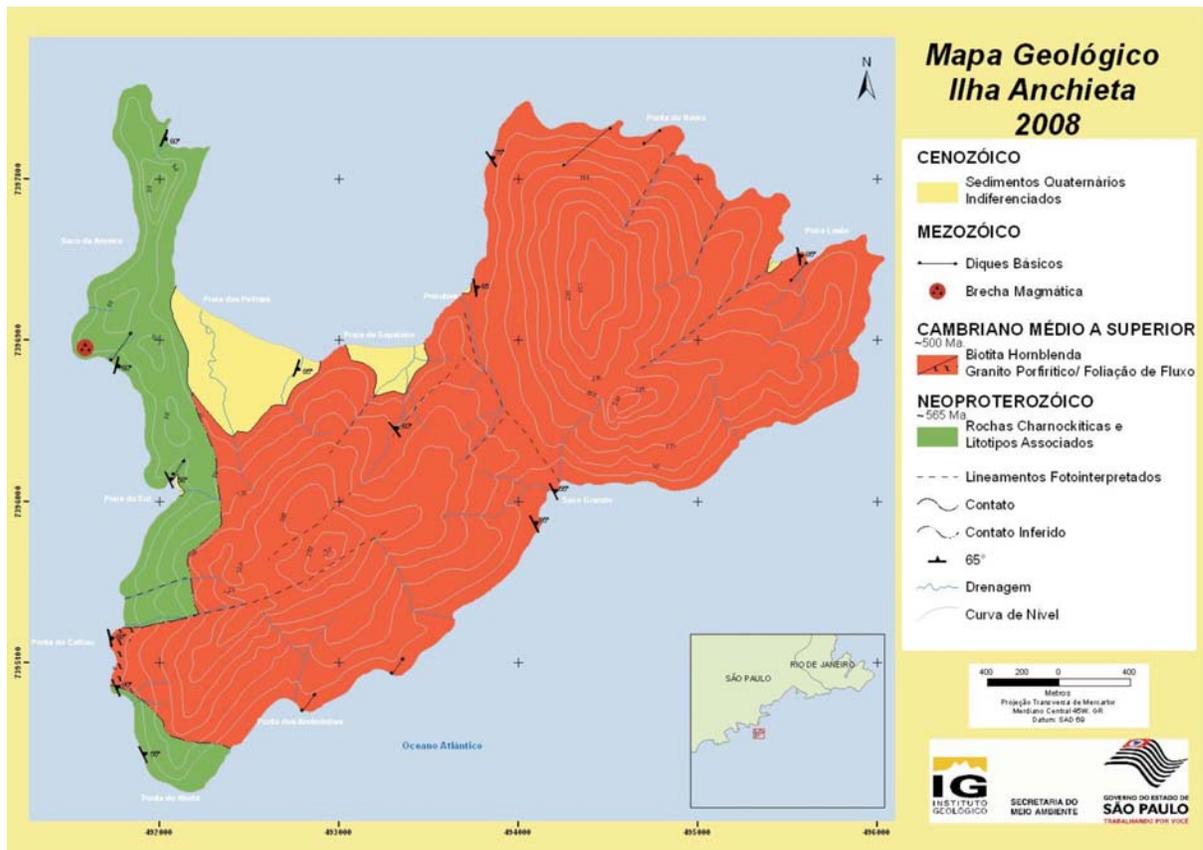


Figura 3 - Mapa Geológico da Ilha Anchieta
Fonte: extraído de SOBRINHO et al., 2008.

A topografia da Ilha Anchieta é montanhosa com relevo bastante acidentado, predominando declividades superiores a 24°, constituído de rochas graníticas laminadas, atravessadas por diques de diabásio e falhas. As altitudes superiores a 300m estão restritas aos picos que dividem os setores setentrionais (Pico do Papagaio, com 339m) e o meridional, com 319m (Morro do Farol). A grande maioria da ilha apresenta altitude média entre 25m e 150m. As altitudes inferiores a 25m corresponde à planície costeira, como costões rochosos e pequenas praias. As declividades inferiores a 6° prevalecem principalmente junto às Praias do Presídio e Praia Grande, na Restinga das Palmas (GUILLAUMON et al., 1989).

3.1.4 Pedologia

A Ilha Anchieta está sujeita aos mesmos processos morfogenéticos dominantes no continente. Guillaumon et al. (1989) apresentam três unidades taxonômicas de solo

mapeadas na região: Latossolo vermelho-amarelo, nas áreas de relevo suave ondulado e ondulado que predominam na ilha; Litossolo fase substrato granito-gnaise, em relevos mais acidentados; e Solos hidromórficos, nas áreas planas.

As duas últimas classes tem influência direta e considerável na cobertura vegetal encontrada e nos processos de regeneração natural da floresta. Os solos mais rasos e pobres em matéria orgânica e argila são encontrados em declividades mais acentuadas, o que dificulta o retorno da cobertura florestal em razão da lixiviação e perda da pouca matéria orgânica natural desses solos e à dificuldade de estabelecimento das sementes propagadas. Já os solos hidromórficos restringem a ocupação às espécies tolerantes a ambientes de estresse hídrico (encharcamento permanente), dificultando e selecionando as espécies colonizadoras.

3.1.5 Hidrografia

A superfície da ilha apresenta inúmeros divisores de águas em razão do relevo muito acentuado, de forma que não possui cursos de grande volume. Um curso, que pode ser considerado o maior do Parque, alcança o extremo oeste da Praia das Palmas, formando um estuário de pequenas dimensões, isolado do mar na época de seca. Sua drenagem superficial é constituída por cerca de 12 rios perenes, além de inúmeros canais temporários. O regime desses riachos é tipicamente tropical austral, com vazão máxima de dezembro a março e mínima de julho a setembro, quando se reduzem há pequenos filetes de água. Todos os canais de drenagem apresentam aspectos torrenciais (FUMEST, 1974).

3.1.6 Vegetação e Flora

O Parque Estadual da Ilha Anchieta está localizado na faixa de Mata Pluvial Costeira Tropical das regiões montanhosas, no domínio da Floresta Atlântica (HUECK, 1972), guardando características particulares em função de sua condição insular e da grande exposição aos aerossóis provenientes da arrebentação das ondas em seus costões rochosos, condicionando o estabelecimento de uma vegetação saxícola e halófila, que pode resistir à intensa exposição à alta salinidade. Além disso, possui

características de florestas secundárias, sendo possível diferenciar estágios de sucessão (GUILLAUMON et al. 1989).

A vegetação se encontra bastante alterada, especialmente em consequência do desflorestamento para fornecimento de lenha para olaria e para as construções naval e civil e manutenção de pastagens para os rebanhos de cabras durante o período de funcionamento do presídio na Ilha (1907-1955) (ROBIM, 1999), restando poucos locais onde a degradação humana da cobertura florestal foi pouco intensa não havendo corte raso, apenas seletivo.

Na parte coberta por floresta há um predomínio de espécies arbóreas típicas de áreas secundárias, com troncos finos, dossel baixo e muitas vezes dominado por lianas, especialmente próximo às trilhas. Poucos indivíduos apresentam troncos grossos, à exceção do Guapuruvu (*Schyzolobium parahybum*) e de algumas espécies de figueiras (*Ficus* sp.).

As palmeiras encontradas na ilha são de grande destaque pela sua importância alimentar para os mamíferos roedores. O Pati (*Syagrus pseudococcus*) é muito abundante nas encostas, assim como o Jerivá (*Syagrus rommanzoffiana*), o Tucum (*Bactris setosa*), a Palmeira-indaiá (*Attalea humilis*), a Brejaúva (*Astrocaryum aculeatissimum*) e o Palmito-juçara (*Euterpe edulis*). O Coqueiro (*Cocos nucifera*) e o Açaí (*Euterpe oleracea*) ocorrem apenas nas proximidades das instalações humanas (FADINI, 2005).

Genini (2006) observou que ainda existem marcas nas paisagens da ação antrópica pela introdução de muitos exemplares de espécies vegetais exóticas. Na Enseada das Palmas, as praias são arborizadas por Amendoeira-da-praia (*Terminalia catappa*) e por Sombreiro (*Clitoria fairchildiana*) e parte frontal do conjunto arquitetônico do Presídio é ornamentada pelo Coco-da-baia (*Cocos nucifera*). Por toda a Ilha se encontra a Palmeira-leque (*Livistonia chinensis*) e muitas árvores frutíferas, como Jaqueira (*Artocarpus integrifolia*), Mangueira (*Mangifera indica*), Jambeiro (*Eugenia jambo*) e Goiabeira (*Psidium guajava*) que servem de alimento para fauna. A **Tabela 1** apresenta a relação de espécies introduzidas no PEIA durante a ocupação humana.

Tabela 1 - Relação de espécies vegetais introduzidas no Parque Estadual da Ilha Anchieta ao longo do histórico de ocupação humana

Nome popular	Nome científico	Família	Estrato
Amendoeira-da-praia	<i>Terminalia catappa</i>	Combretaceae	Arbóreo
Bambu	<i>Bambusa vulgaris</i>	Gramineae	Arbóreo
Bananeira	<i>Musa sp.</i>	Musaceae	Arbóreo
Cana	<i>Saccharum officinarum</i>	Gramineae	Herbáceo
Capim-angola	-	Gramineae	Herbáceo
Capim-colonião	<i>Panicum maximum</i>	Gramineae	Herbáceo
Capim-gordura	<i>Melinis minutiflora</i>	Gramineae	Herbáceo
Chorão	<i>Casuarina sp.</i>	Casuarinaceae	Arbóreo
Coco-da-praia	<i>Cocos nucifera</i>	Palmae	Arbóreo
Eucalipto	<i>Eucalyptus sp.</i>	Myrtaceae	Arbóreo
Goiabeira	<i>Psidium guajaba</i>	Myrtaceae	Arbóreo
Jambeiro	<i>Eugenia jambo</i>	Myrtaceae	Arbóreo
Jaqueira	<i>Artocarpus integrifolia</i>	Moraceae	Arbóreo
Mamoeiro	<i>Caryca papaya</i>	Carycaceae	Arbóreo
Mangueira	<i>Mangifera indica</i>	Anacardiaceae	Arbóreo
Palmeira-leque	<i>Livistonia chinensis</i>	Palmae	Arbóreo
Sagu	<i>Cica circinalis</i>	Cicadaceae	Arbustivo
Sombreiro	<i>Clitoria fairchildiana</i>	Fabaceae	Arbóreo

Fonte: modificado de GUILLAUMON et al., 1989.

Em 1984, para o Plano de Manejo do PEIA, foi realizado mapeamento da cobertura vegetal e identificadas seis unidades fisionômicas de vegetação: mata latifoliada densa, mata latifoliada rala, restinga, gleichenial, campo antrópico e vegetação saxícola (GUILLAUMON et al., 1989). As florestas rala e densa são compostas por espécies vegetais típicas de florestas secundárias, em estágios sucessionais inicial e tardio respectivamente. O campo antrópico e o gleichenial correspondem às áreas altamente perturbadas, consequência do intenso pastoreio de cabras ao qual foi submetido durante os anos de sua exploração (**Figura 4**).

Alguns autores seguiram a classificação fisionômica de 1989 para seus trabalhos realizados na Ilha (CICCHI, 2007; REIS-DUARTE, 2004), enquanto outros usaram uma classificação derivada, juntando campos antrópicos e gleicheniais em uma única classe denominada “campo aberto” (ALVES, 2008; FLEURY, 2009; ZIPPARRO, 2008). O presente trabalho propôs uma nova classificação fisionômica mais para a cobertura vegetal do PEIA baseada no mapeamento detalhado da ilha, na classificação da vegetação brasileira do IBGE, em dados da literatura e dados secundários sobre a

comunidade vegetal dos ambientes (GUILLAUMON et al., 1989; IBGE, 1992; SLOCUM et al., 2006; ZIPPARRO, 2008).

No campo antrópico havia, na ocasião do primeiro mapeamento da cobertura vegetal (1984), predominância de gramíneas em virtude do uso para pastagem, mas já eram encontrados indivíduos de outras espécies, como *Miconia* sp., *Tibouchina* sp. e *Imperata brasiliensis*. No entanto outras espécies da mata ocorriam de forma muito esparsa e pouco significativa. Os gleicheniais ocorriam entremeando as áreas de florestas, no setor oeste da Ilha, embora às vezes bordejassem áreas de campo antrópico (GUILLAUMON et al., 1989). Predominavam indivíduos de *Gleichenia* sp., formando manchas quase puras. Poucas espécies como *Tibouchina* sp., *Croton florinbundus* e *Miconia* sp. colonizavam as áreas.

Segundo Guillaumon e Fontes (1992), estudos realizados sobre a vegetação dos campos antrópicos demonstraram a reduzida diversidade florística e apresentaram uma relação de 41 espécies, restritas a 17 famílias taxonômicas com a predominância das Compositae, Melastomataceae e Gramineae, evidenciando além da pobreza o domínio de famílias de pouca importância ecológica para conservação, características de estágio inicial de sucessão secundária. Já nesse trabalho, os autores identificam a maior presença de samambaias da família Gleicheniaceae ocorrendo nos campos antrópicos em relação ao primeiro levantamento. Ao que parece, desde 1984 quando apenas os margeavam, estes gleicheniais avançaram sobre os campos antrópicos.

ZIPPARRO (2008) fez um levantamento florístico e fitossociológico comparando os três ambientes mais importantes quanto à representatividade e diferença marcante no estágio sucessional (floresta densa, floresta rala e campo aberto) e evidenciou grande diferença na flora desses ambientes. Segundo os dados, foram amostrados 2.164 indivíduos no total (648 na floresta densa, 664 na floresta rala e 852 no campo aberto). A floresta densa apresentou o maior número de indivíduos e espécies arbóreas, enquanto no campo aberto ocorreu o menor número.

Por outro lado, a floresta rala destaca-se pelos elevado número de plântulas e regenerantes em razão de muitas espécies de lianas e agrupamentos de Piperaceae no estrato herbáceo. Ocorreu também um grande número de indivíduos de plântulas e

regenerantes no campo aberto, que pode ser explicado pelos densos agrupamentos de *Miconia albicans* (Melastomataceae) que ocorrem nesse ambiente (**Figura 4d**).

Foram registradas 228 espécies (arbóreas, arbustivas e herbáceas), sendo 98 espécies na floresta densa, 120 espécies na floresta rala e 66 no campo aberto (**Tabela 2**). As famílias Rubiaceae, Fabaceae, Asteraceae, Myrtaceae e Poaceae se destacam pelo número de espécies amostradas. Esses dados secundários bastante atuais foram utilizados como base para a classificação do estágio sucessional das florestas mapeadas pelo presente estudo, bem como para caracterizar as populações colonizadoras dos diferentes ambientes degradados.

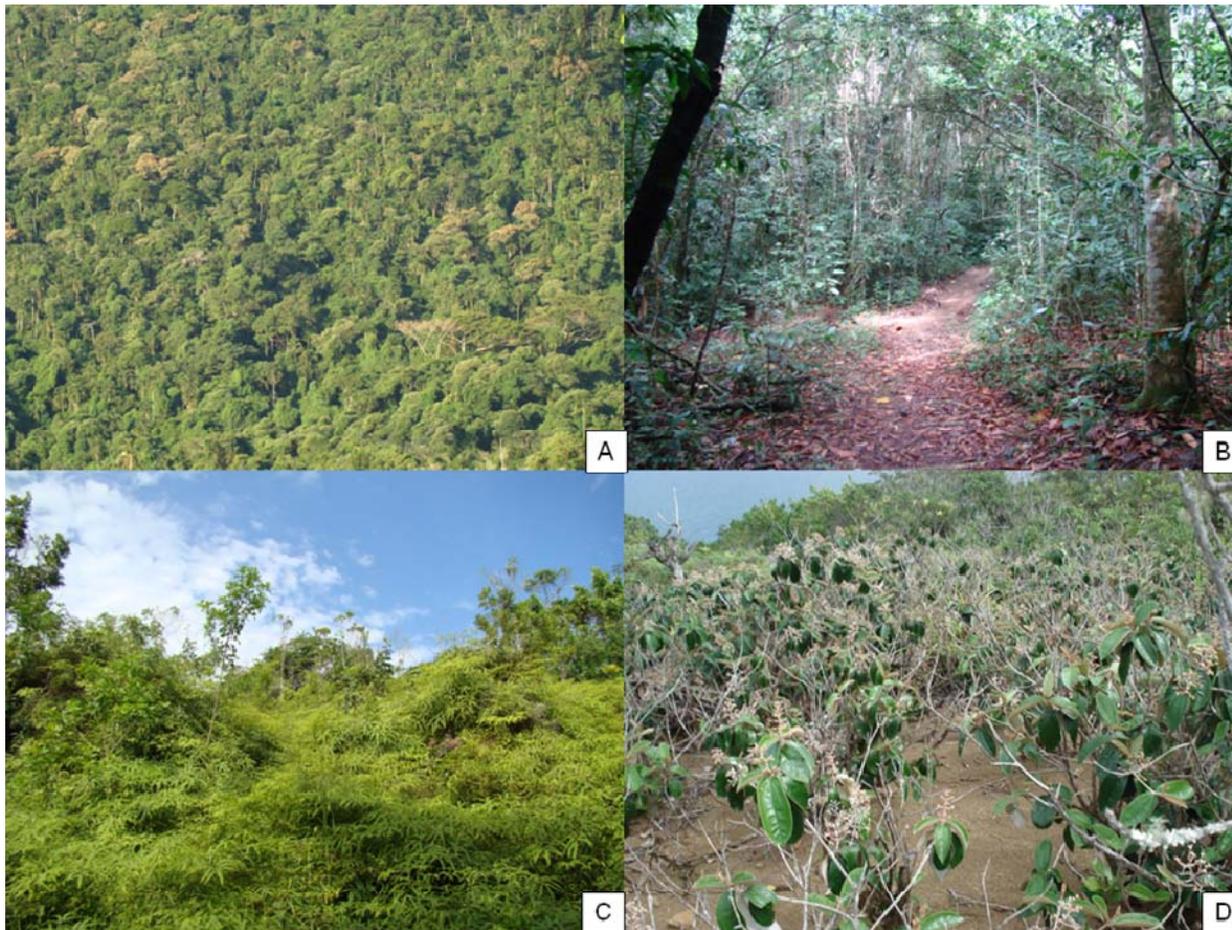


Figura 4 - Vista geral das quatro principais fisionomias vegetais mapeadas em 1989 pelo Plano de Manejo (GUILLAUMON et al., 1989) e que são encontradas até o presente. A: Floresta Densa; B: Floresta Rala; C: Gleichenial; D: Campo Antrópico

Fonte: Fotos: Leandro B. Aranha.

Tabela 2 - Comparação entre os três ambientes estudados quanto ao número de indivíduos, espécies e famílias; H': índice de diversidade de Shannon ($H' = \text{nats.indivíduo}^{-1}$), as dez espécies com maior número de indivíduos e as dez famílias com maior número de espécies e de indivíduos na Ilha Anchieta, Ubatuba-SP

	Campo Aberto	Floresta Ombrófila Rala	Floresta Ombrófila Densa
Indivíduos	852	664 (8 mortos)	648 (21 mortos)
Espécies	66	120	98
Famílias	25	38	33
H'(nats.indivíduo ⁻¹)	2,66	4,08	3,76
Espécies (número de indivíduos)	<i>Miconia albicans</i> (332) <i>Ossaea retropila</i> (85) <i>Rapanea ferruginea</i> (57) <i>Clitoria cf. mariana</i> (54) <i>Rapanea umbellata</i> (31) <i>Baccharis dracunculifolia</i> (25) <i>Tibouchina clavata</i> (22) <i>Pera glabrata</i> (21) <i>Clusia criuva</i> (19) <i>Spermacoce cf. verticillata</i> (18)	<i>Ottonia cf. leptostachya</i> (58) <i>Myrcia splendens</i> (30) <i>Pera glabrata</i> (28) <i>Guapira opposita</i> (28) <i>Erythroxylum pulchrum</i> (27) <i>Guarea macrophylla</i> (27) <i>Croton floribundus</i> (24) <i>Casearia sylvestris</i> (24) <i>Psychotria deflexa</i> (20) <i>Psychotria nuda</i> (20)	<i>Piper</i> sp. 1 (74) <i>Syagrus</i> sp. (44) <i>Euterpe edulis</i> (41) <i>Croton floribundus</i> (35) <i>Allophylus petiolulatus</i> (32) <i>Myrcia splendens</i> (31) <i>Pera glabrata</i> (20) <i>Psychotria nuda</i> (20) <i>Casearia sylvestris</i> (20) <i>Ottonia cf. leptostachya</i> (16)
Famílias (número de espécies)	Asteraceae (12) Poaceae (10) Fabaceae (7) Rubiaceae (4) Melastomataceae (3) Myrtaceae (3) Bromeliaceae (2) Cyperaceae (2) Myrsinaceae (2)	Rubiaceae (12) Fabaceae (11) Melastomataceae (5) Myrtaceae (5) Sapindaceae (5) Arecaceae (4) Bignoniaceae (4) Myrsinaceae (4) Piperaceae (4) Apocynaceae (3) Clusiaceae (3) Euphorbiaceae (3) Marantaceae (3) Moraceae (3)	Rubiaceae (10) Fabaceae (8) Arecaceae (6) Myrtaceae (6) Solanaceae (6) Bignoniaceae (5) Euphorbiaceae (4) Sapindaceae (4) Araceae (3) Lauraceae (3) Melastomataceae (3) Piperaceae (3)
Famílias (número de indivíduos)	Melastomataceae (439) Myrsinaceae (88) Asteraceae (74) Fabaceae (72) Poaceae (50) Rubiaceae (37) Euphorbiaceae (21) Clusiaceae (19) Aquifoliaceae (8) Myrtaceae (5)	Piperaceae (89) Rubiaceae (81) Euphorbiaceae (53) Fabaceae (42) Nyctaginaceae (41) Myrtaceae (39) Bignoniaceae (28) Erythroxylaceae (27) Meliaceae (27) Sapindaceae (27)	Arecaceae (121) Piperaceae (93) Euphorbiaceae (59) Rubiaceae (41) Myrtaceae (39) Sapindaceae (38) Fabaceae (31) Araceae (25) Salicaceae (20) Bignoniaceae (18) Solanaceae (18)

Fonte: ZIPPARRO, 2008.

3.1.7 Fauna

A fauna terrestre da Ilha Anchieta é relativamente bem estudada, com trabalhos para a maioria dos grupos, insetos, moluscos, mastofauna, avifauna e herpetofauna. Um estudo recente sobre riqueza de avifauna registrou 75 espécies de aves no PEIA, porém com poucos representantes florestais (apenas 15 espécies). As maiores ocorrências

foram detectadas para as famílias Thraupidae, Tyrannidae e Vireonidae (ALVES, 2008). Considerando a herpetofauna da Ilha Anchieta, Cicchi (2007) registrou, em seu estudo, 17 espécies de anfíbios e oito espécies de répteis.

Já a fauna de mamíferos é constituída praticamente de animais introduzidos. A **Tabela 3** relaciona as 16 espécies de animais introduzidos em 1983 pela Fundação Parque Zoológico de São Paulo, que não possuía prévio levantamento da fauna da ilha e introduziu os animais exóticos sem conhecimento e planejamento algum para as populações. Introduzir animais exóticos é considerado fator de degradação para as florestas (BARRETT E STILING, 2006).

No caso da Ilha Anchieta, muitas das espécies introduzidas se extinguíram, mas algumas se reproduziram descontroladamente, como saguis, macacos prego, capivaras e cutias. Essas populações animais afetam diretamente a regeneração natural da Ilha, em virtude da predação excessiva das sementes propagadas bem como populações de aves por predação de ninhos, que auxiliam na dispersão das sementes (ALVAREZ E GALETTI, 2007; BOVENDORP E GALETTI, 2007; FADINI et al., 2009; FLEURY, 2009; GUILLAUMON E FONTES, 1992).

Tabela 3 - Relação de animais introduzidos no Parque Estadual da Ilha Anchieta em 1983 pela Fundação Parque Zoológico de São Paulo

Nº de indivíduos	Nome popular	Nome científico
8	Cagado	-
7	Capivara	<i>Hydrochoerus hydrochoeris</i>
8	Cutia	<i>Dasyprocta sp.</i>
40	Jabuti	-
33	Macaco-prego	<i>Cebus apella</i>
7	Ouriço-cacheiro	<i>Coendou villosus</i>
6	Paca	<i>Cuniculus paca</i>
1	Preguiça	<i>Bradypus sp.</i>
13	Quati	<i>Nasua nasua</i>
11	Ratão-do-banhado	<i>Myocastor coypus</i>
5	Sagüi tufo preto	<i>Calithrix penicillata</i>
1	Tamanduá-mirim	<i>Tamandua tetradactyla</i>
1	Tatu-galinha	<i>Dasyopus novemcinctus</i>
2	Tatu-peba	<i>Euphractus sexcinctus</i>
2	Tatu-de-rabo-mole	<i>Cabassous chacoensis</i>
3	Veado catingueiro	<i>Mazana gouazoubira</i>

Fonte: FUNDAÇÃO PARQUE ZOOLOGICO, 1986.

3.1.7 Histórico de ocupação

Os primeiros registros de povoamento e ocupação efetiva da ilha pelo homem branco português são do início do século XIX, quando sua subsistência era assegurada por recursos da própria ilha através da pesca e cultivos de café, cana-de-açúcar, milho, batata, entre outras. No entanto, existem artefatos de pedra e cerâmica Tupi que datam do século XVI, por volta de 1550, evidenciando a presença indígena na ilha antes dos portugueses. Os indígenas conheciam a ilha por Tapira (GUILLAUMON et al., 1989).

A Ilha tem seu nome derivado de várias versões quanto à sua origem. Uma delas corresponde à abundância em suas águas do que os caiçaras chamavam de “peixe porco”, pela sua analogia com o suíno. Ou ainda por ter sido imensa a criação de porcos para o abastecimento dos barcos que aportavam na região. Outra versão baseia-se na nomenclatura geográfica tupi Pó-qua (pontuda) correspondente aos dois principais picos existentes na Ilha (SÃO PAULO, 1998b).

Há poucos registros sobre a Ilha entre séculos XVII e XVIII. Sabe-se que durante os séculos XVI e XVIII a Ilha dos Porcos foi ponto de parada para os navios da rota comercial litorânea da Capitania de São Paulo em virtude da baía das Palmas que, com sua enseada protegida e profundidade adequada à ancoragem de barcos de grande porte, propiciou abrigo a inúmeras embarcações que passavam pela região. No século XIX, o aumento da população da Ilha levou a criação da Freguesia do Senhor Bom Jesus da Ilha dos Porcos ligada a Capela da Santa Cruz da Exaltação de Ubatuba. Com a criação da freguesia houve maior incremento da população e a Ilha sofreu alterações em sua paisagem natural, principalmente, nas áreas mais planas e de fácil acesso. Nestes locais, as matas nativas foram substituídas pelo cultivo de cana-de-açúcar, milho, feijão e café (GUILLAUMON et al., 1989; ROBIM, 1999). Em 1803 foi o primeiro marco de efetivação de seu povoamento pelo homem branco, que se deu com a permanência de um destacamento do exército português. Por volta de 1881, já havia cerca de 200 famílias morando na ilha (GUILLAUMON et al., 1989).

A maior parte dos levantamentos históricos da Ilha Anchieta concentra-se no período da segunda metade do século XIX e no século XX. Em 10 de outubro de 1902 foi promulgada a Lei Estadual nº 844 (SÃO PAULO, 1902) autorizando o Governo a

fundar um Instituto Disciplinar e uma Colônia Correccional, subordinados à Secretaria do Estado de Negócios do Interior e da Justiça. A Ilha dos Porcos foi considerada ponto ideal para instalação da referida Colônia e, a partir de 1904, foi totalmente desapropriada pelo Estado. Nesta fase de desapropriação, havia um total de 96 proprietários, com diversos imóveis e benfeitorias distribuídos pela Ilha, demonstrando uma ocupação bastante diversificada.

No entanto, as perturbações antrópicas mais intensas ocorreram após a instalação de um presídio na ilha no ano de 1907. Nesta época, parte significativa de suas florestas foi destruída para fornecimento de lenha para a olaria e a cozinha do presídio e madeira para construção civil. Também nessa época, as florestas foram convertidas em áreas de pastagens para criação de bovinos e caprinos, cultivo de café, banana, cana-de-açúcar e mandioca para mais de 150 famílias e 400 detentos.

Das atividades dos detentos, nesta época, constavam, principalmente, o cultivo de produtos agrícolas, a extração de lenha e a fabricação de vassouras. A pecuária era incipiente. Em virtude da dificuldade de cultivo (terreno acidentado) e às enormes despesas, a partir de 1914, a Ilha dos Porcos permaneceu semi-abandonada. Em 1926, foram introduzidos dois mil colonos russos (bessarábios ou romenos) na Ilha, que ficou então, conhecida como “Hospedaria de Imigrantes”. Enquanto aguardavam repatriação, muitos russos (cerca de 100) morreram no mesmo ano por causa da ingestão da mandioca brava e os que sobreviveram, foram devolvidos ao continente e repatriados. Nesta época, a Colônia foi transformada em fazenda para criação de gado. Somente em 1928, com a Lei nº 2347 (SÃO PAULO, 1929), a Colônia Correccional do Estado de São Paulo foi reativada (SÃO PAULO, 1998b).

Em 1934, a Ilha dos Porcos passa a se denominar Ilha Anchieta, em homenagem ao IV centenário de nascimento do Padre José de Anchieta, através do Decreto nº 6.349/34 (SÃO PAULO, 1934). Entre 1930 e 1942, durante o governo de Getúlio, a Ilha funcionou como Presídio Político. Depois disso, passou a se chamar Instituto Correccional da Ilha Anchieta (GUILLAUMON et al., 1989). No entanto, sua existência foi relativamente curta, aproximadamente 10 anos, quando, em consequência de uma grande rebelião, em 1952, o Instituto foi extinto em 1955, por meio do Decreto nº 24.906 (SÃO PAULO, 1955).

Ainda no ano de 1954, a Ilha contava com um rebanho de cabras significativo, fato que segundo Guillaumon et al. (1989) explica também a interrupção do processo de regeneração em áreas que ficaram expostas a intensa lixiviação em razão do uso como pastagem, relevo com declividade acentuada e considerando que as cabras são por excelência animais destruidores da floresta.

Após a extinção do presídio, a Ilha ficou praticamente abandonada, com sua administração sendo transferida para vários órgãos do Estado, até ser transformada em Parque Estadual da Ilha Anchieta (PEIA) por meio do Decreto nº 9.629/77 (SÃO PAULO, 1977). O objetivo era conter o avanço imobiliário na região e preservar os remanescentes de Mata Atlântica. Após a criação do PEIA, foram retirados os rebanhos de cabras lá existentes, introduzidos na época do presídio, o que permitiu a recomposição parcial da vegetação (GUILLAUMON et al., 1989; SÃO PAULO, 1998b).

3.2 Análise da dinâmica da paisagem

O estudo dos fatores espaciais complexos que envolvem a conversão entre tipos de uso e cobertura das terras, a influência de variáveis proximais nestas conversões que direcionam os processos de regeneração de vegetação natural em uma dada paisagem, exige a utilização de ferramentas específicas como os Sistemas de Informação Geográfica, estatísticas espaciais e modelos matemáticos (SOARES-FILHO, 1998; TEIXEIRA et al. 2009).

Historicamente, a tecnologia de Geoprocessamento enfatizou a representação de fenômenos espaciais no computador de forma estática. Isto se deve ao fato de que a principal abstração utilizada em Sistemas de Informação Geográficas (GIS) é o mapa. No entanto, um significativo conjunto de fenômenos espaciais, tais como escoamento de água da chuva, planejamento urbano e ambiental, dispersão de sementes, a regeneração natural da vegetação, o desmatamento, entre outros, são inerentemente dinâmicos e as representações estáticas comumente utilizadas em GIS não os capturam de forma adequada. Deste modo, um dos grandes desafios da Ciência da Informação Espacial é o desenvolvimento de técnicas e abstrações que sejam capazes de representar adequadamente fenômenos espaço-temporais dinâmicos. O uso de

modelos temporais em GIS vem sendo investigado com afinco na literatura recente (WORBOYS, 1995).

Os modelos de mudanças de paisagens vêm sendo utilizados com o intuito de quantificar e localizar espacialmente as transições de uso e cobertura das terras ao longo de um determinado período de tempo, além de verificar as influências de variáveis proximais e causais nessas transições. Esses modelos exibem um longo histórico evolutivo, envolvendo a sua utilização e conseqüente modificação a fim de atender aos pressupostos exigidos pelas análises estatísticas espaciais (BAKER, 1989; PEDROSA E CÂMARA, 2003; SOARES-FILHO, 1998).

Para a quantificação de mudanças em um dado período de tempo, por exemplo, a metodologia utilizada relaciona-se principalmente à álgebra cartográfica, através da tabulação cruzada de mapas de uso/cobertura da terra de diferentes anos, os quais representam as chamadas séries temporais, onde, a partir de então, tem-se a base para a elaboração das matrizes de mudança ou transição (MULLER E MIDDLETON, 1994). Porém, para a verificação da influência de variáveis proximais nas conversões entre os diferentes tipos de uso e cobertura das terras, utiliza-se de índices de paisagens (NAGENDRA et al., 2003), regressões logísticas (SOARES-FILHO et al., 2002) e pesos de evidência (ALMEIDA et al., 2002; FELICÍSSIMO et al., 2002; SOARES-FILHO et al., 2004).

No presente estudo utilizou-se das soluções Desktop da ESRI, o SIG computacional ArcGIS versão 9.2 (ESRI, 2006), para confeccionar os mapas de uso/cobertura da terra e fazer as tabulações cruzadas entre a série temporal de 35 anos para gerar as matrizes de transição. E para verificar a influência das variáveis ambientais utilizou-se de regressão logística que será mais bem explicada posteriormente.

3.2.1 Base de dados aerofotogramétricos

Para a geração dos mapas temáticos de Uso e Cobertura da Terra do Parque Estadual da Ilha Anchieta, foi utilizada uma série de dados multi-temporais com 35 anos de diferença, três aerofotografias tomadas nos anos de 1973, 2001 e 2008. Todas as

fotografias aéreas foram fornecidas pela Viviane Buchianeri, administradora do Parque até então, em formato digital e algumas em projeção UTM datum SAD-69 outras sem informação espacial. Cada uma das fotografias tem origens diferentes e foram tomadas para objetivos e com tecnologias diferentes, apresentando características distintas quanto à resolução espacial, número de bandas, escala, referência espacial e sistema de projeção, cobertura e ângulo de tomada. Todas essas variações dificultam o trabalho e podem prejudicar a qualidade dos resultados sendo determinante para os mesmos. Mas, a última variação foi determinante nesse caso, pois em razão do relevo muito acentuado da Ilha Anchieta, diferentes ângulos de visada (tomada da fotografia) resultam em enormes distorções, principalmente de área, impossibilitando o registro e uso de alguns dos dados históricos disponíveis.

Esse é um grande complicador de se trabalhar com séries temporais de imagens de aerofotogrametria no Brasil, a falta de padrão na tomada dos dados e de informação sobre as imagens e os métodos e tecnologias da época, bem como a enorme variedade de referências espaciais e escalas dos levantamentos. O pesquisador ou usuário que não possuir um bom conhecimento sobre sensoriamento remoto e principalmente aerofotogrametria e cartografia não consegue lidar com essas discrepâncias de forma coerente, e pode gerar produtos de baixa qualidade. Esse foi uma das grandes dificuldades enfrentadas nesse trabalho.

As principais empresas de aerolevantamentos de São Paulo eram a Terrafoto e Aeromapa, que fecharam em meados da década de 1970. Hoje em dia, seu acervo fotogramétrico de filmes está sob domínio da BASE Aerofotogrametria S.A. O que é outro grande problema a se enfrentar e transcender no Brasil, a detenção desses dados históricos nas mãos de poucas empresas e o alto valor cobrado pelos dados e informações.

Sendo assim, todas as imagens fotogramétricas precisaram de pré-processamento para padronizar os dados e garantir uma boa qualidade no mapeamento. A principal padronização necessária foi a reamostragem das imagens para uma mesma resolução espacial para padronizar a escala de mapeamento. Está foi definida usando como base a pior resolução dentre as três fotografias (maior tamanho de pixel), que foi a de 2008 (1m x 1m). O método de reamostragem foi o do vizinho mais próximo (*Nearest*

neighbor). As vantagens desse método são seu rápido processamento e fácil implementação. Além disso, esta reamostragem não altera os valores radiométricos da imagem original (NOVO, 1989).

A fotografia aérea de 1973 (SP-02-43 225) foi tomada em sobrevoo em 09 de janeiro de 1973 pela empresa Terrafoto atendendo ao pedido da Secretaria da Agricultura. A escala é 1:25.000, em preto e branco (1 banda de 8 bits) com resolução espacial 0,84m x 0,84m (tamanho do pixel), e estava sem referências espaciais. No entanto a Ilha Anchieta não foi totalmente coberta por essa fotografia, ficando parte do extremo sul da ilha sem imagem (**Figura 5**).

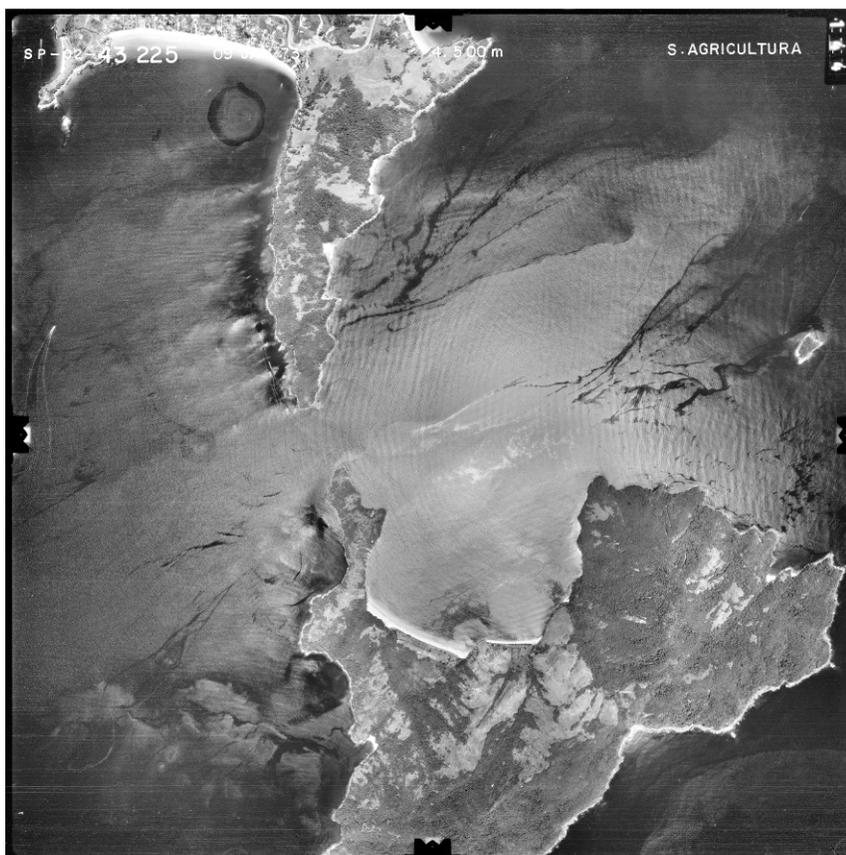


Figura 5 - Aerofotografia de 1973 (SP-02-43 225, em escala 1:25.000)
Fonte: BASE Aerofotogrametria S.A. (fornecida pela Viviane Buchianeri).

A fotografia aérea de 2001 é uma ortofoto (Mapa Índice IBGE: Folha nº 2796-22, Código: SF.23-Y-D-VI-2-NE) foi tomada em sobrevoo abril de 2001 pelo consórcio AEROCARTA/BASE/ENGEFOTO atendendo ao Projeto de Preservação da Mata Atlântica SMA – KFW 1995-2002, da Secretaria do Meio Ambiente em cooperação

financeira com o governo da Alemanha. A escala é 1:25.000, colorida (3 bandas RGB de 8 bits) com resolução espacial 0,98m x 0,98m (tamanho do pixel). O levantamento aerofotogramétrico foi realizado em projeção UTM datum horizontal SAD-69 (Chuíá, MG) e datum vertical Marégrafo de Imbituba (**Figura 6**).

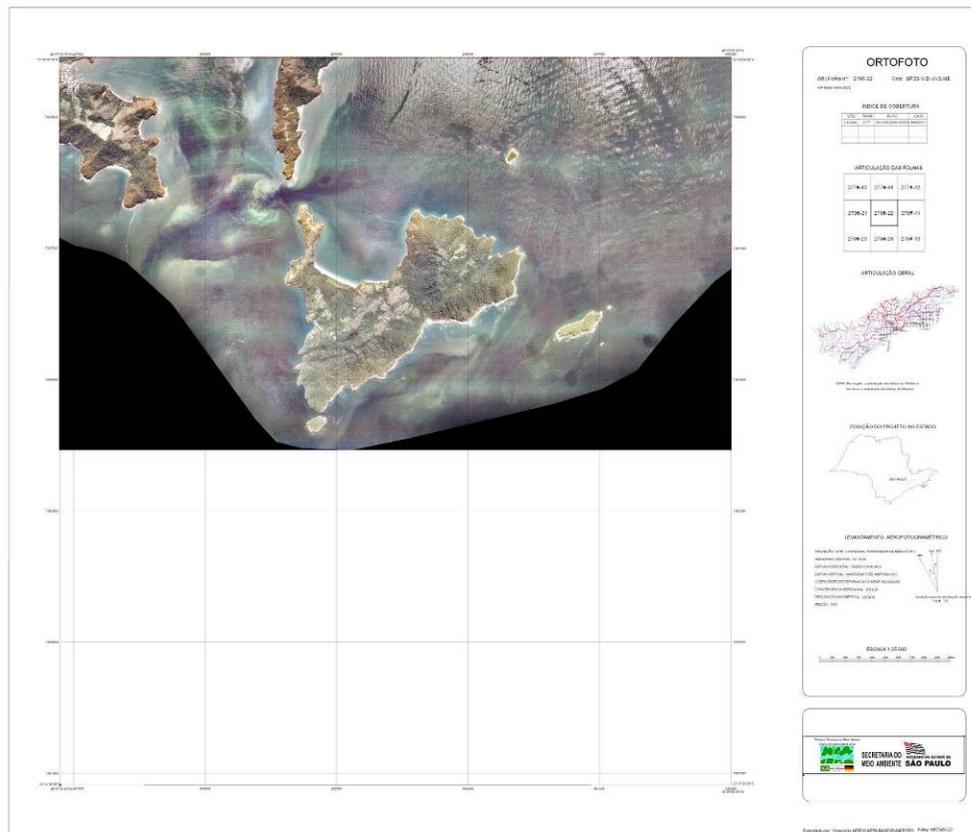


Figura 6 - Ortofoto Folha nº 2796-22, Código: SF.23-Y-D-VI-2-NE de 2001. Projeto de Preservação da Mata Atlântica SMA – KFW 1995-2002

Fonte: Secretaria do Meio Ambiente – SMA, 2001. (fornecida pela Viviane Buchianeri).

A última aerofotografia utilizada foi tomada em 2008 por um amigo da Viviane Buchianeri, Sr. Olavo Simões. A escala é 1:30.000, colorida (3 bandas RGB de 8 bits) com resolução espacial de 1m x 1m. A fotografia foi fornecida em meio digital sem referência espacial e maiores informações (**Figura 7**).

Uma quarta imagem aerofotogramétrica da Ilha Anchieta foi encontrada em acervos históricos, para o ano de 1977. Essa fotografia foi tomada durante o Levantamento Aerofotogramétrico do Litoral Norte executado pela Terrafoto atendendo à demanda da Secretaria de Economia e Planejamento, no ano de 1977 em escala 1:8.000 e sistema de projeção UTM datum Córrego Alegre. Esse levantamento foi

utilizada pelo Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC) para a confecção das Cartas Base do Macro-Eixo Litoral Norte em escala 1:10.000 de 1977/1978.

Mas, em razão da grande distorção de área ocasionada pelo relevo acentuado da Ilha Anchieta e pelo diferente ângulo de planejamento do voo e de tomada da fotografia, foi impossível utilizá-la nesse trabalho, o que foi uma pena, pois foi no mesmo ano em que se decretou a Unidade de Conservação do PEIA, podendo ser considerado marco zero para a análise da paisagem (**Figura 8**). No entanto, ela foi utilizada para análises preliminares do estado da vegetação e do uso/cobertura da terra no extremo sul da ilha, região não contemplada pela fotografia de 1973.

Além da tomada de dados primários, também foram utilizados dados secundários, como o mapa de cobertura vegetal produzido em 1989 pelo Plano de Manejo. Este possui uma escala pouco detalhada, mas foi útil para identificar que as Gleicheniaceae já haviam colonizado as áreas intensamente utilizadas e formado aglomerados quase puros apenas 12 anos depois da criação da UC, além de ser o primeiro registro cartográfico moderno como mapa temático de cobertura vegetal da ilha. Através do mesmo foi possível perceber que as grandes manchas de gleichenial não regrediram até o ano de 2001 (primeiro ano mapeado após 1989), ou seja, após 12 anos mantiveram-se praticamente as mesmas.



Figura 7 - Aerofotografia da Ilha Anchieta de 2008, escala 1:30.000 (fornecida pela Viviane Buchianeri)



Figura 8 - Parte da fotografia aérea da Ilha Anchieta do Levantamento Aerofotogramétrico do Macro-Eixo Litoral Norte, 1977

Fonte: Secretaria de Economia e Planejamento. Execução: Terrafoto. (fornecida pela Viviane Buchianeri).

3.2.2 Base cartográfica

As quatro folhas da Carta Base do levantamento planialtimétrico do IGC, de 1977/78 em escala 1:10.000 e projeção UTM datum Córrego Alegre, que cobrem a Ilha Anchieta (91/130; 91/131; 92/130; 92/131) foram digitalizadas para extração das feições cartográficas:

- Altimetria (curvas de nível de 5m em 5m e pontos cotados do terreno)
- Hidrografia
- Limites do Parque
- Edificações

Essas feições foram fornecidas pela Carolina Franco Esteves (ESTEVES, 2010) em formato shapefile (.shp) projetados em UTM datum horizontal Córrego Alegre.

Percebe-se aqui que a base de dados aerofotogramétricos está projetada no mesmo sistema da base cartográfica (UTM), mas com datum diferentes, necessitando de padronização. Toda a base de dados foi, então, reprojetada para UTM Zona 23S e datum horizontal Córrego Alegre antes de se iniciar o mapeamento.

O modelo digital do terreno (MDT) foi produzido com base nos dados de altimetria. Através das curvas de nível e utilizando o interpolador baseado em rede de triângulos irregulares (TIN), produziu-se a superfície de elevação que depois foi convertida em formato raster de grade regular (GRID), com resolução de 5 metros. Em seguida, obtiveram-se os mapas de declividade (*slope*) e orientação de vertentes (*aspecto*) a partir do MDT e o das classes de declividade acentuada, acima de 45°, através de reclassificação do mapa de declividade (**Figura 9**).

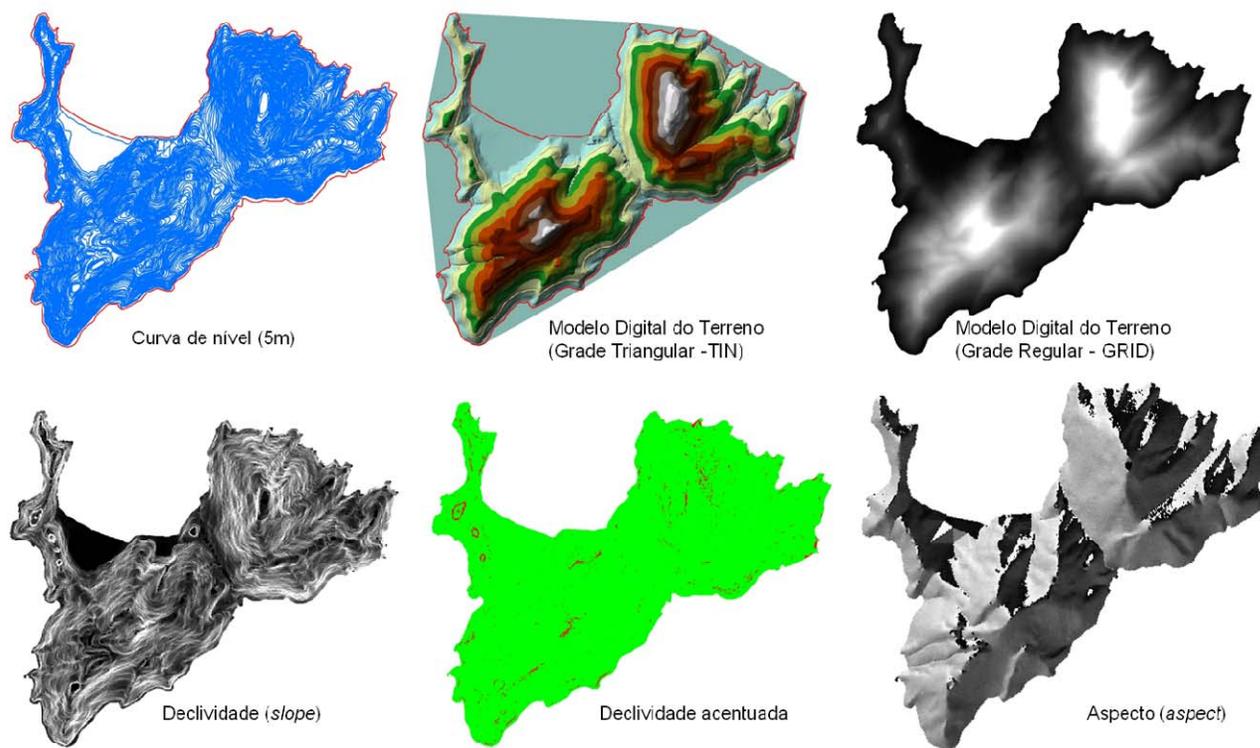


Figura 9 - Novos mapas gerados a partir das curvas de nível digitalizadas da Carta Base do IGC. Primeiramente geram-se os MDT (TIN e GRID) e depois se extraem os mapas de declividade e aspecto (orientação das vertentes)

Fonte: elaborado pelo autor.

Além das feições digitalizadas da Carta Base do IGC, foram coletados os percursos das trilhas do Parque com um receptor GPS da Trimble modelo Pro XT, com precisão pós-correção diferencial submétrica (erro médio de 1,5m). O mesmo dispositivo foi utilizado para coletar uma série de pontos de controle no campo para georreferenciamento das fotografias aéreas.

3.2.3 Mapeamento do uso/cobertura da terra

A atividade prévia ao mapeamento foi georreferenciar as fotografias aéreas. Através do grid de coordenadas UTM da ortofoto de 2001 e a malha de pontos de controle coletados em campo realizou-se o georreferenciamento da fotografia de 2001 em projeção UTM datum SAD-69. Em seguida essa foi reprojeta para UTM datum

Córrego Alegre Zona 23S, para igualar às referências espaciais da base cartográfica. Através do limite do Parque foi realizado ajuste final da fotografia.

As demais aerofotografias foram registradas utilizando a ortofoto de 2001 como referência, agora reprojeta para UTM datum Córrego Alegre (Zona 23S). Em seguida foram recortadas com o limite do PEIA. A **Figura 10** apresenta as três fotografias registradas e prontas para o mapeamento.

Os mapas foram produzidos através de fotointerpretação das feições realizada em escala 1:2.300 na tela do computador com uso do ArcGIS 9.2 através da delimitação de polígonos para as manchas de classes de uso e ocupação. Nessa escala de detalhamento foi possível diferenciar 20 classes de uso/ocupação, que posteriormente foram agrupadas para as análises da dinâmica da paisagem, uma vez que muitas classes dificultam a análise dos resultados. As 20 classes estão apresentadas na **Tabela 4** e o agrupamento dessas classes na **Tabela 5**.

As classes foram definidas com base na literatura e conhecimento de campo (GUILLAUMON et al., 1989; IBGE, 1992, 2006; SLOCUM et al., 2006). E as áreas de vegetação natural foram classificadas segundo as Resoluções nº 10 e 01 do CONAMA, datadas de 19/10/1993 e 31/01/1994, respectivamente, a Resolução Conjunta SMA/IBAMA/SP-1, de 17/02/1994, características de coloração e textura das fotografias aéreas (VIEIRA et al, 2003) e dados secundários de levantamentos florísticos e fitossociológicos do PEIA (GUILLAUMON et al., 1989; ZIPPARRO, 2008). Mas, cabe ressaltar que em virtude da complexidade do mosaico sucessional da ilha, o limite entre classes de vegetação em estágio médio e avançado é difícil de determinar e pode ser subjetivo. Posteriormente todas essas classes foram checadas em campo com várias visitas à Ilha para correção e validação do mapeamento.

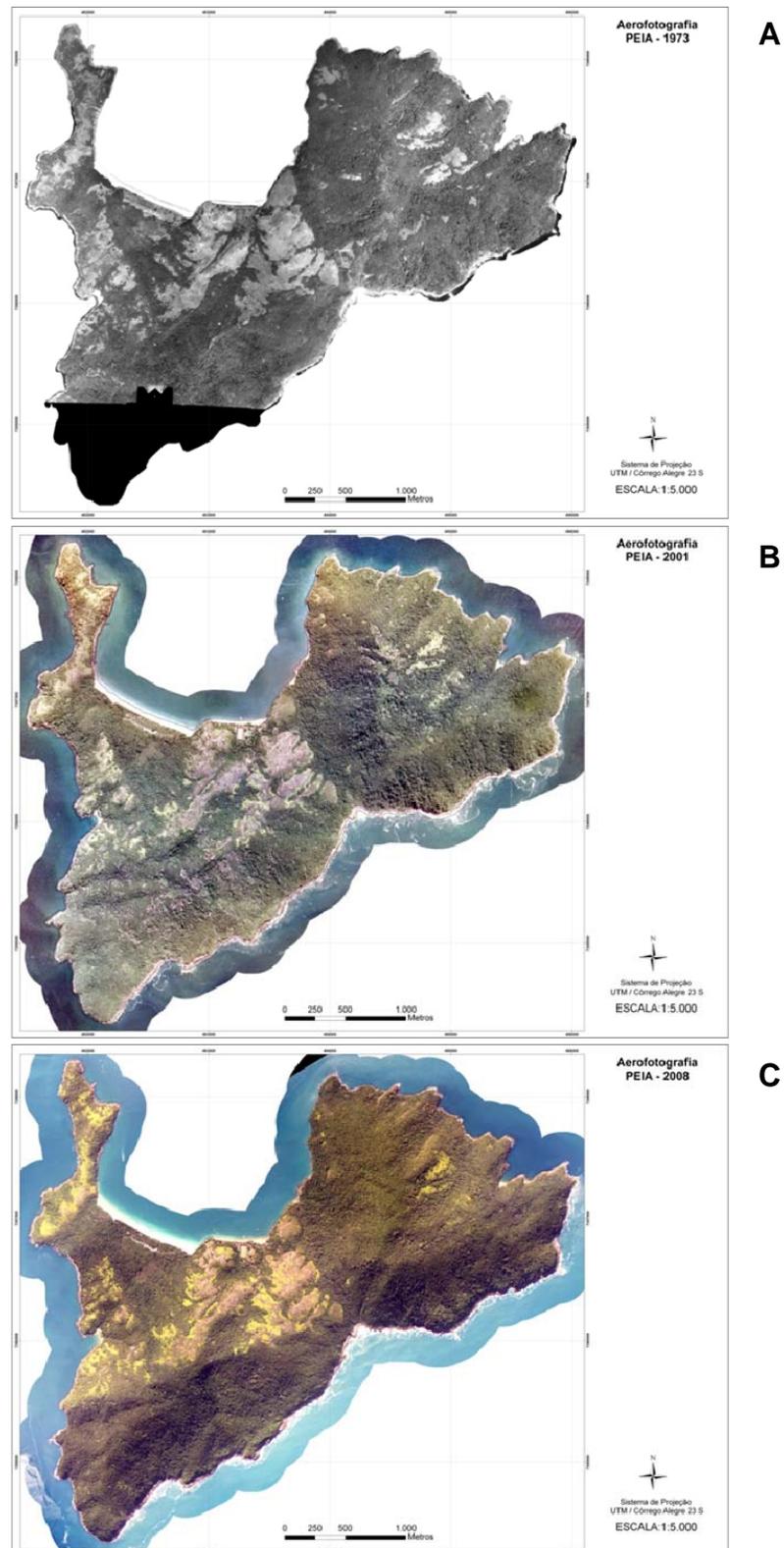


Figura 10 - Cronossequência de dados multi-temporais do PEIA: aerofotografias de 1973 (A), 2001 (B) e 2008 (C) utilizadas para o mapeamento do uso/cobertura da terra. Sistema de Projeção UTM datum Córrego Alegre (Zona 23S)

Fonte: elaborado pelo autor.

Tabela 4 - Lista das 20 classes de uso/ocupação da terra mapeadas no Parque Estadual da Ilha Anchieta (PEIA), Ubatuba, SP

Classe de uso/ocupação	Sigla
Afloramento rochoso	AF
Bambuzal	BM
Campo de Miconia	MIC
Campo úmido antropogênico	CU
Costão rochoso	CR
Edificação	ED
Estrada de terra	ET
Eucalipto	EU
Floresta Estágio Avançado	FA
Floresta Estágio Inicial	FI
Floresta Estágio Médio	FM
Gramado	GR
Moita antropogênica de samambaia 1 (<i>G. pectinata</i>)	GLE
Moita antropogênica de samambaia 2 (<i>D. flexuosa</i>)	DIC
Paisagismo	PG
Praia	PR
Represa	RP
Rio	RI
Solo exposto	SE
Uso antrópico intensivo	UA

Fonte: elaborado pelo autor.

A classe Uso antrópico intensivo (UA) só foi encontrada em 1973, quando a Ilha Anchieta não era ainda uma Unidade de Conservação e fazia-se uso dessas áreas, compreende áreas de agricultura, pastoreio e extrativismo (lenha para olaria e madeira para construção), não foi possível identificar qual atividade era realizada aonde. E as Moitas antropogênicas de samambaias (GLE e DIC) só foram mapeadas em 2001 e 2008, não existindo ainda em 1973.

Tabela 5 - Agrupamento das 20 classes de uso/ocupação da terra mapeadas no PEIA, Ubatuba, SP, e listadas na Tabela 4 desse documento

Agrupamento de classes de uso/ocupação	Sigla	Classes incluídas
Uso antrópico	UA	BM; ED; ET; EU; GR; PG; UA
Floresta Estágio Avançada	FA	FA
Floresta Estágio Médio	FM	FM
Floresta Estágio Inicial	FI	FI
Área Degradada	AD	CU; DIC; GLE; MIC; SE
Outros	OU	AF; CR; PR; RP; RI

Fonte: elaborado pelo autor.

3.3 Avaliação da dinâmica do uso da terra

As transições no uso/ocupação da terra foram computadas utilizando-se o ArcGIS 9.2 (ESRI, 2006) através de análises de união dos mapas e concatenação (tabulação cruzada), utilizando-se dos agrupamentos de classes (**Tabela 5**) para simplificar a interpretação dos resultados e as análises, enfatizando o processo de regeneração natural da vegetação, em especial das florestas, que é o objetivo central desse trabalho. A área total e porcentagem de uso da terra ao longo dos anos, taxas anuais de variação no uso da terra e a matriz de transição entre cada ano estudado (1973-2001; 2001-2008; 1973-2008) foram calculadas a partir dos mapas de uso/ocupação da terra.

A fim de entender melhor os processos de degradação e regeneração natural da vegetação do PEIA, as transições foram classificadas quanto à regeneração (REGEN), degradação (DEGRAD) e manutenção (MANUT), produzindo um mapa desses processos. A **Tabela 6** exemplifica as principais transições ocorridas e a classificação adotada para o processo ecológico. Basicamente, áreas degradadas (AD), de uso antrópico (UA) ou outras classes (OU) que se tornaram florestas em qualquer estágio (FI; FM; FA) e florestas que avançaram no estágio sucessional foram classificadas como regeneração. O processo inverso e áreas que permaneceram degradadas foram classificados como degradação. Manutenção foi designada apenas para as classes que se mantiveram as mesmas, exceto áreas degradadas.

3.4 Simulação de uso da terra

Visando entender as possíveis mudanças na paisagem nos próximos anos, enfatizando o processo de regeneração natural e o retorno da cobertura florestal no PEIA, probabilidades de transição de uso da terra baseadas na Cadeia de Markov foram calculadas para a transição 1973-2001 (28 anos) e projetadas para cenários futuros no ano de 2029 e para a transição 2001-2008 (sete anos) e projetadas para 2015 (ACEVEDO E URBAN, 1995; BELL, 1974; FERRAZ, 2004; FERRAZ et al., 2005; MULLER E MIDDETLON, 1994).

Este método permite o cálculo das áreas de cada classe de uso para um ano futuro, baseado na área presente e na probabilidade de transição observada nas mudanças de uso da terra ocorridas no passado. Todas as possíveis transições foram consideradas. As probabilidades de transição foram calculadas utilizando-se a equação:

$$X_{t+1} = X_t P$$

onde:

X_t = vetor com as proporções de cada uso da terra no ano t

P = matriz de transição com probabilidades

X_{t+1} = vetor com as predições de uso da terra para o ano $t+1$

Tabela 6 - Classes de processos ecológicos determinados a partir das principais transições ocorridas no uso/ocupação da terra no PEIA, Ubatuba, SP ao longo de 35 anos de dinâmica da paisagem

Transição do uso/ocupação da terra	Processo
FI-AD	DEGRAD
FM-FI	DEGRAD
FM-AD	DEGRAD
FM-UA	DEGRAD
AD-AD	DEGRAD
UA-AD	DEGRAD
FA-FI	DEGRAD
FA-FM	DEGRAD
OU-OU	MANUT
FI-FI	MANUT
FM-FM	MANUT
UA-UA	MANUT
FA-FA	MANUT
OU-OU	MANUT
OU-FI	REGEN
OU-FM	REGEN
OU-FA	REGEN
FI-FM	REGEN
FI-FA	REGEN
FM-FA	REGEN
AD-FI	REGEN
AD-FM	REGEN
AD-FA	REGEN
UA-FI	REGEN
UA-FM	REGEN
UA-FA	REGEN

Fonte: elaborado pelo autor.

3.5 Variáveis proximais

Variável proximal é um termo atribuído a qualquer variável que se queira estudar a sua possível influência na dinâmica de uma paisagem através de uma análise de proximidade. A fim de verificar a possível influência de algumas variáveis na dinâmica do processo de regeneração natural das florestas do PEIA, utilizou-se de um modelo binomial de regressão logística com pontos amostrados no mapa dos processos ecológicos ocorridos na transição 1973-2001 (ver item 3.3) e os valores médios das seguintes variáveis: declividade, orientação de vertentes (aspecto), altimetria (MDT), distância euclidiana da hidrografia, distância euclidiana da costa, distância euclidiana das trilhas, distância euclidiana dos fragmentos de FA de 1973 e distância-custo das trilhas (**Figuras 11 a 18**).

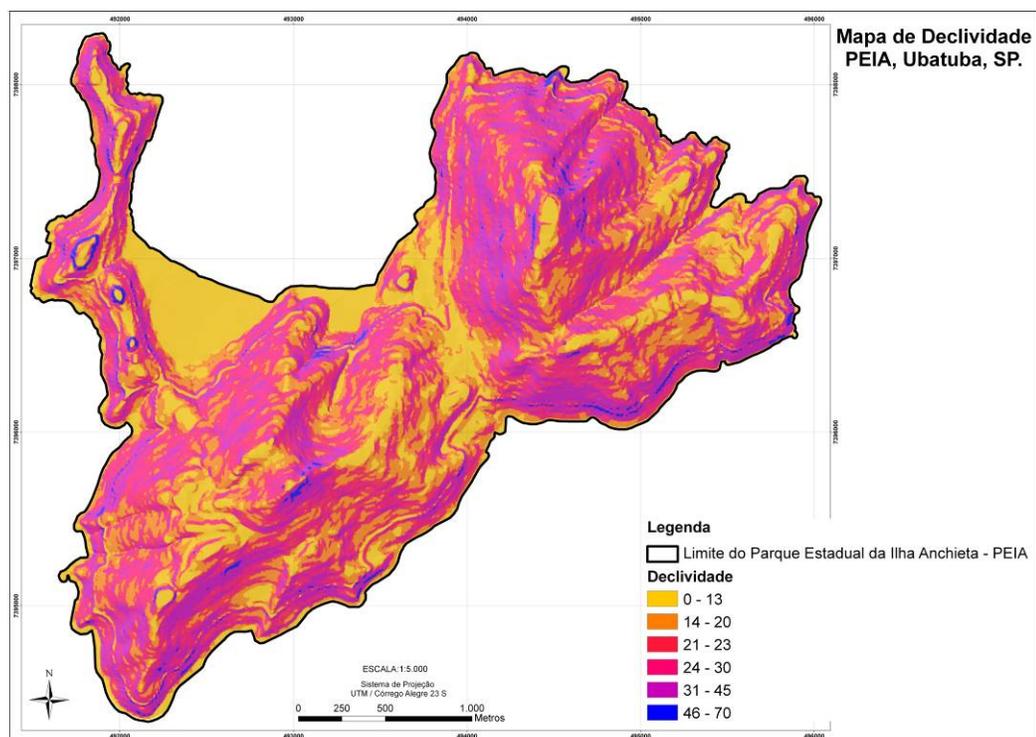


Figura 11 - Mapa de declividade do PEIA, Ubatuba, SP
Fonte: elaborado pelo autor.

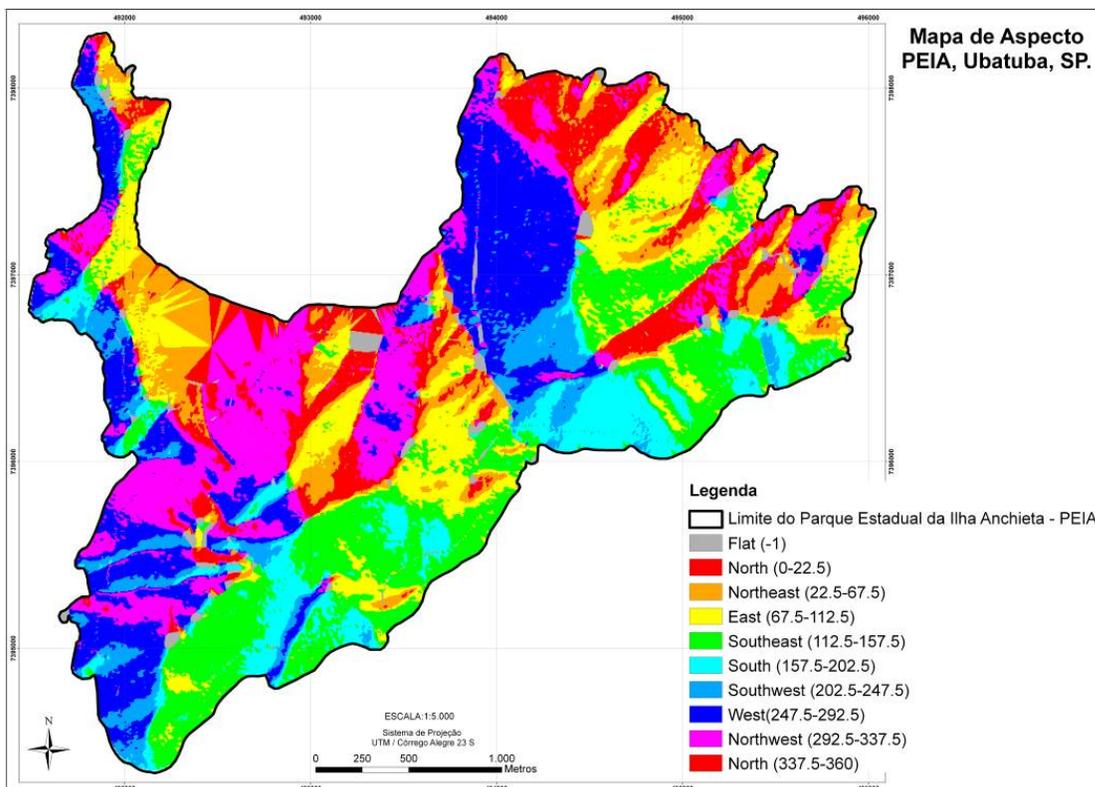


Figura 12 - Mapa de orientação das vertentes (aspecto) do PEIA, Ubatuba, SP
Fonte: elaborado pelo autor.

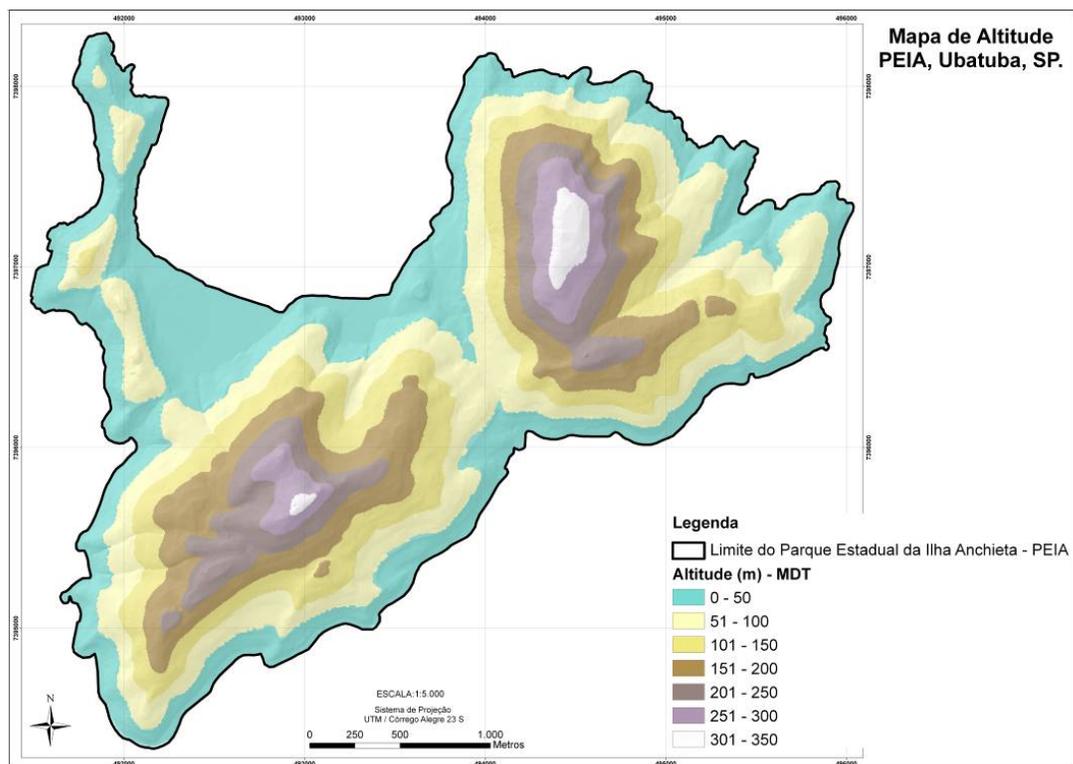


Figura 13 - Mapa de altimetria (MDT) do PEIA, Ubatuba, SP
Fonte: elaborado pelo autor.

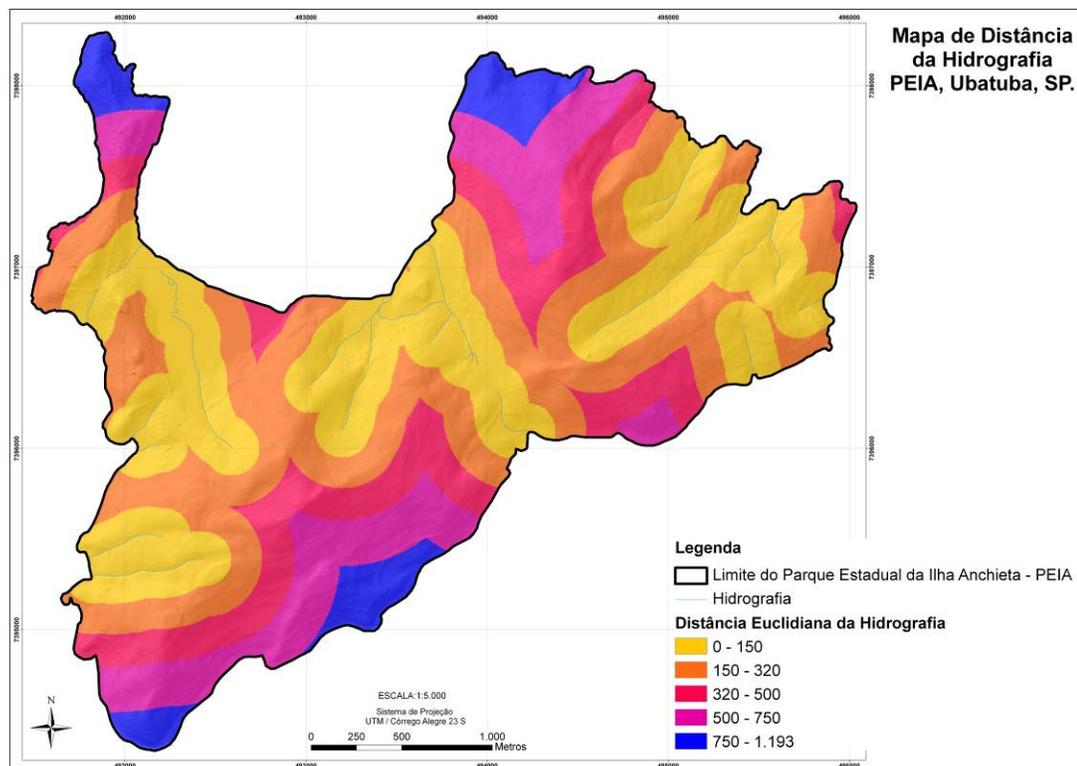


Figura 14 - Mapa de distância euclidiana da hidrografia do PEIA, Ubatuba, SP
Fonte: elaborado pelo autor.

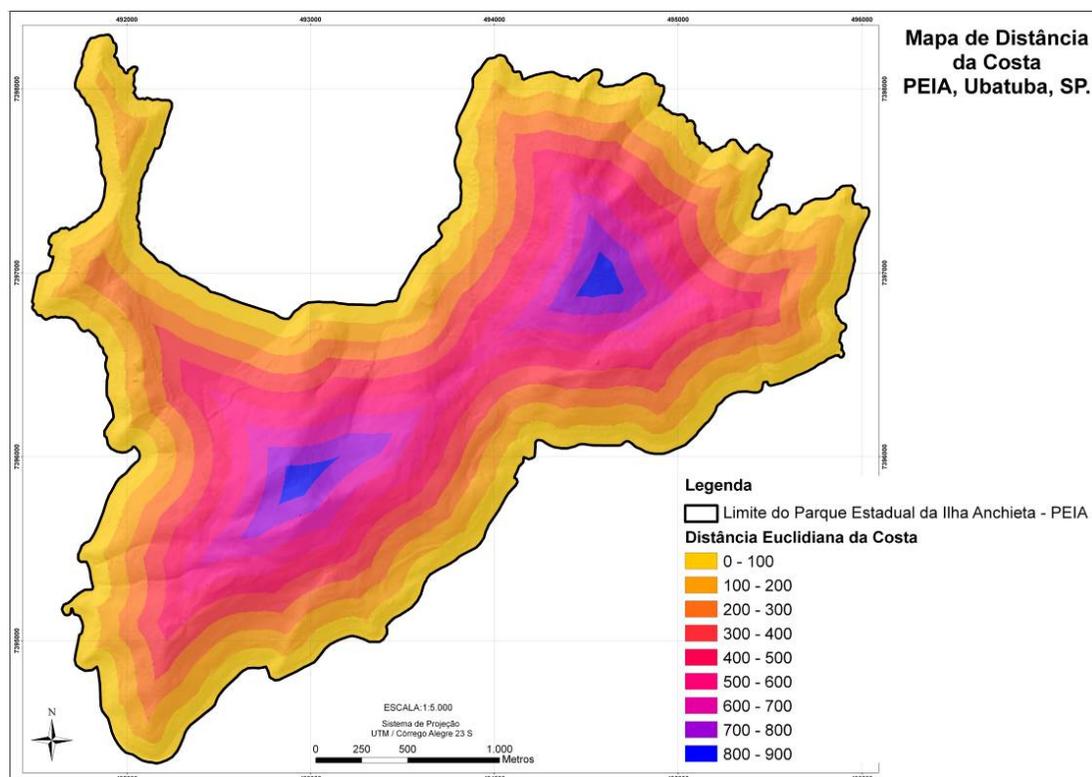


Figura 15 - Mapa de distância euclidiana da costa do PEIA, Ubatuba, SP
Fonte: elaborado pelo autor.

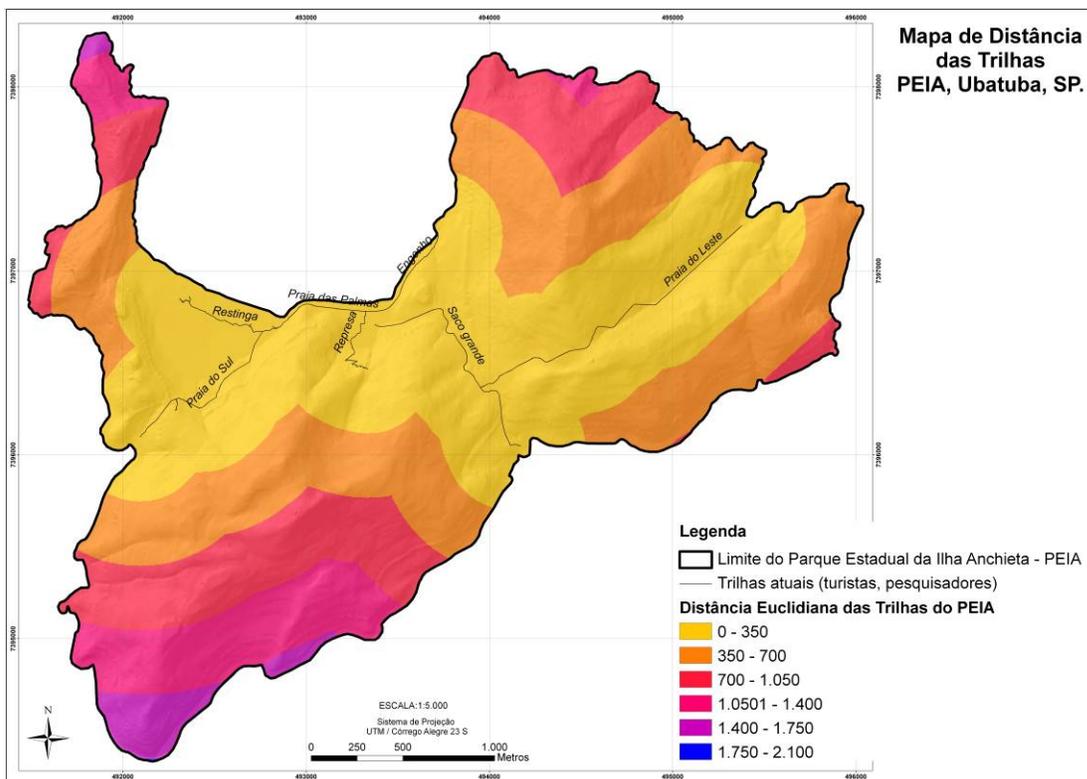


Figura 16 - Mapa de distância euclidiana das trilhas do PEIA, Ubatuba, SP
Fonte: elaborado pelo autor.

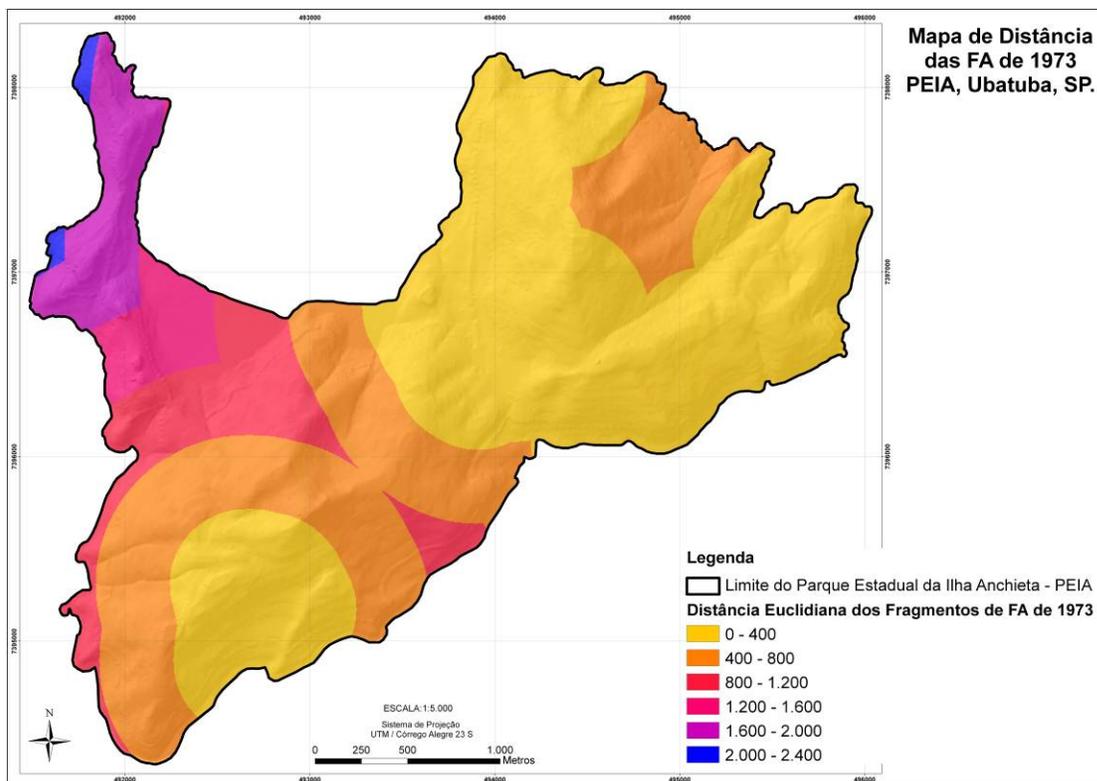


Figura 17 - Mapa de distância euclidiana dos fragmentos de Floresta Avançada (FA) de 1973
Fonte: elaborado pelo autor.

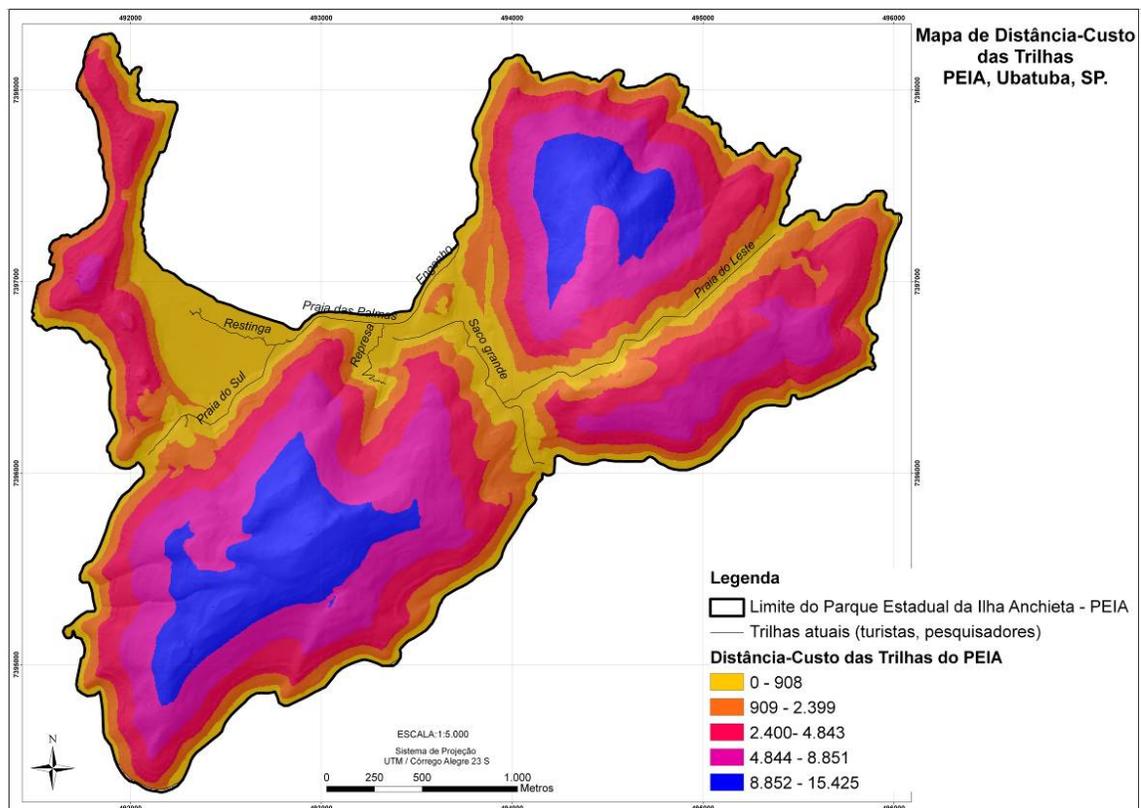


Figura 18 - Mapa de distância-custo das trilhas do PEIA, Ubatuba
Fonte: elaborado pelo autor.

A amostragem foi realizada através da extensão Hawth's Tolls para ArcGIS 9x distribuindo-se aleatoriamente (*random point generation*) 50 pontos por processo REGEN, DEGRAD e MANUT, totalizando 150 pontos. Foram determinados alguns critérios para a aleatorização, como distância mínima de 120m entre todos os pontos e excluindo as áreas de edificações. A **Figura 19** mostra o mapa de processos ecológicos com os 150 pontos amostrados. Em seguida, utilizou-se a ferramenta de estatística zonal para extrair os valores médios de cada uma das oito variáveis supracitadas para os 150 pontos. Esses valores foram utilizados para o modelo de regressão logística binária realizada com o programa estatístico R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2006).

O modelo binomial de regressão não linear logístico é utilizado quando a variável resposta é qualitativa com dois resultados possíveis adotando-se 0 e 1 (binária) para “fracasso” e “sucesso”, respectivamente. Nesse caso o sucesso é a regeneração natural (1) e o fracasso a degradação ambiental (0). Verificou-se se a probabilidade de êxito da

regeneração natural é influenciada por alguma das variáveis estudadas, adotando que a probabilidade de ocorrer regeneração natural é constante e que alguma variável pode influenciar positivamente aumentando sua probabilidade de ocorrência. Compararam-se os AIC (Akaike Information Criterion) do modelo constante com os obtidos para cada variável. Se o valor do AIC diminuir significa que a variável explicativa influencia positivamente e aumenta o sucesso da variável resposta, aumentando a probabilidade de a floresta regenerar. O modelo matemático utilizado foi a função logística ou *logito*:

$$\rho(x) = E(Y|x) = P(Y = 1|x) = \frac{e^{\beta_0 + \beta_1 x}}{1 + e^{\beta_0 + \beta_1 x}}$$

onde:

$\rho(x)$ = probabilidade de ocorrência da variável resposta

Y=1 = presença da resposta

x = variável explicativa

β_0 = intercepto

β_1 = parâmetro de regressão

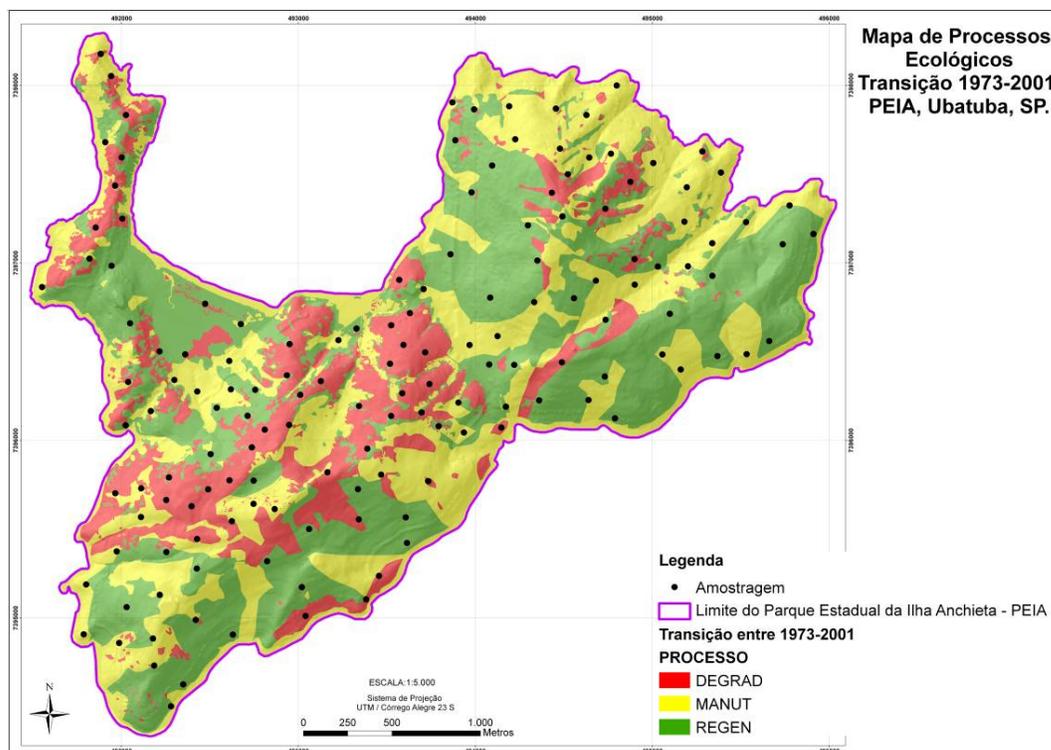


Figura 19 - Mapa de Processos Ecológicos (degradação, regeneração e manutenção) ocorridos na transição do uso/ocupação da terra entre 1973-2001 no PEIA, Ubatuba, SP e os 150 pontos de amostragem aleatória

Fonte: elaborado pelo autor.

4 RESULTADOS

4.1 Dinâmica do uso/ocupação da terra

No total foram gerados seis mapas de uso/ocupação da terra do Parque Estadual da Ilha Anchieta, dois para cada ano, 1973, 2001 e 2008, sendo um para as classes detalhadas (20 classes) e outro para os agrupamentos de classes, conforme **Tabelas 4 e 5** (item 3.2.3). Os mapas estão representados nas **Figuras 20 a 25** em ordem cronológica e de detalhe, ou seja, primeiro o mapa detalhado e depois o agrupado. A **Figura 26** mostra os três mapas de classe agrupada em sequência para facilitar a visualização da dinâmica do uso/ocupação da terra ocorrida nos 35 anos analisados.

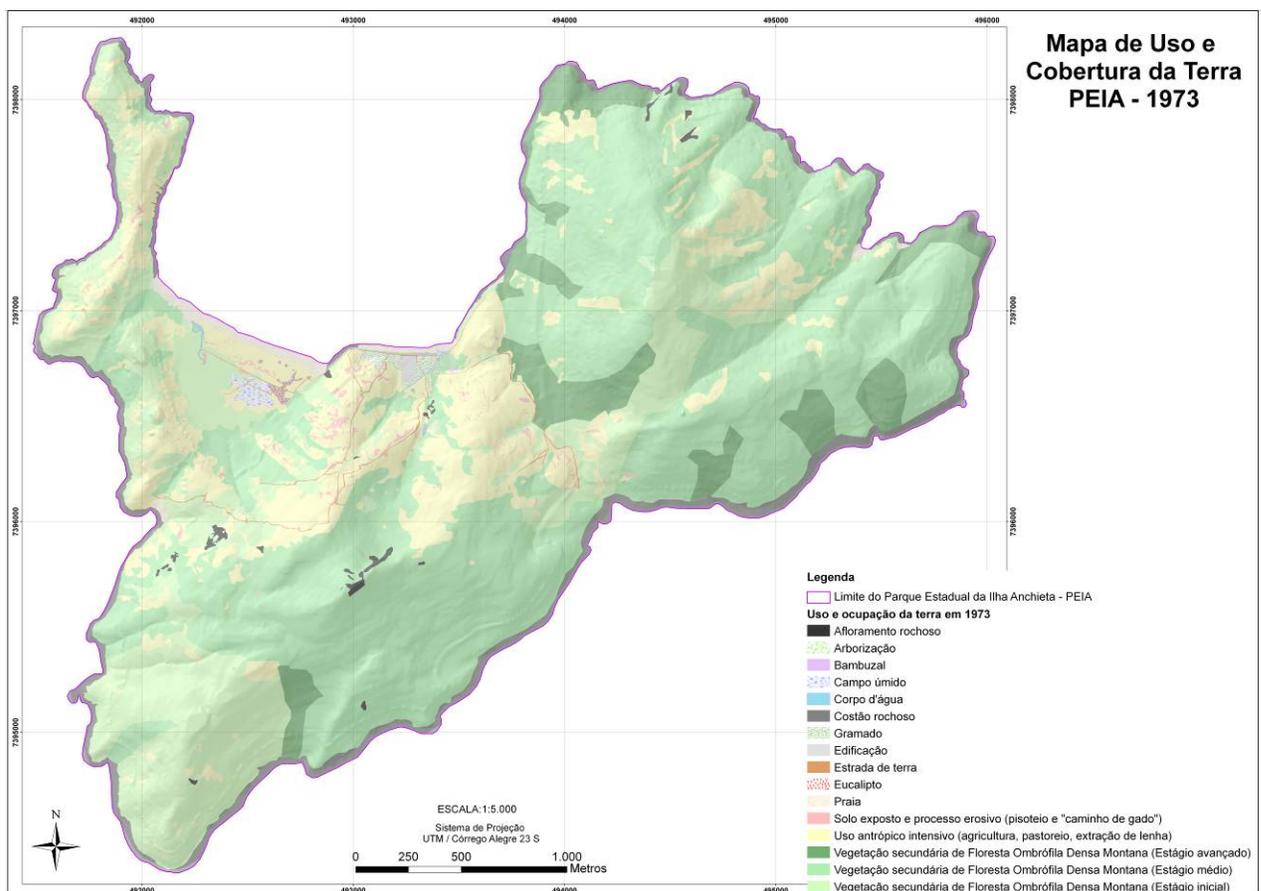


Figura 20 - Mapa de uso e ocupação da terra do PEIA para o ano de 1973 com classificação detalhada (20 classes). Projeção UTM datum Córrego Alegre (Zona 23 S)

Fonte: elaborado pelo autor.

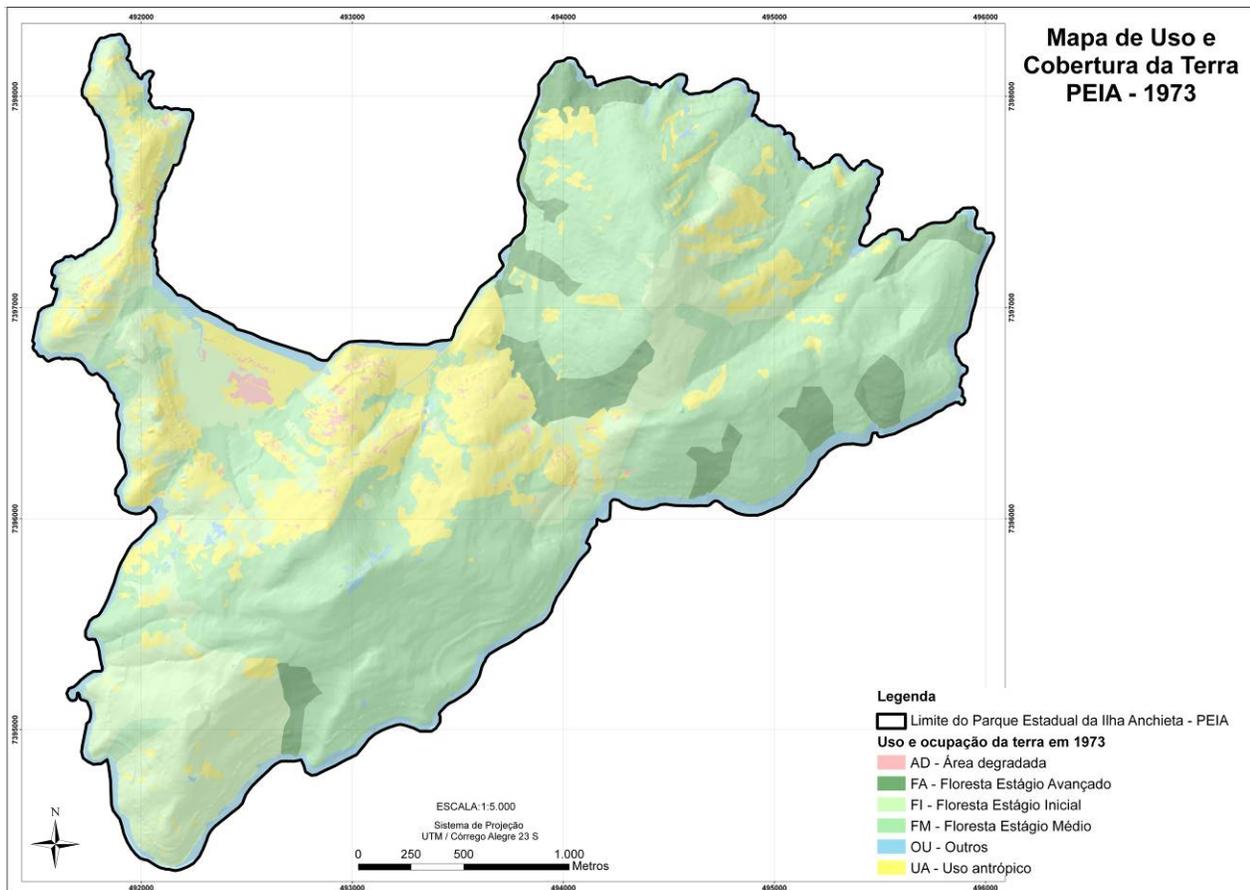


Figura 21 - Mapa de uso e ocupação da terra do PEIA para o ano de 1973 com classificação agrupada.
Projeção UTM datum Córrego Alegre (Zona 23 S)
Fonte: elaborado pelo autor.

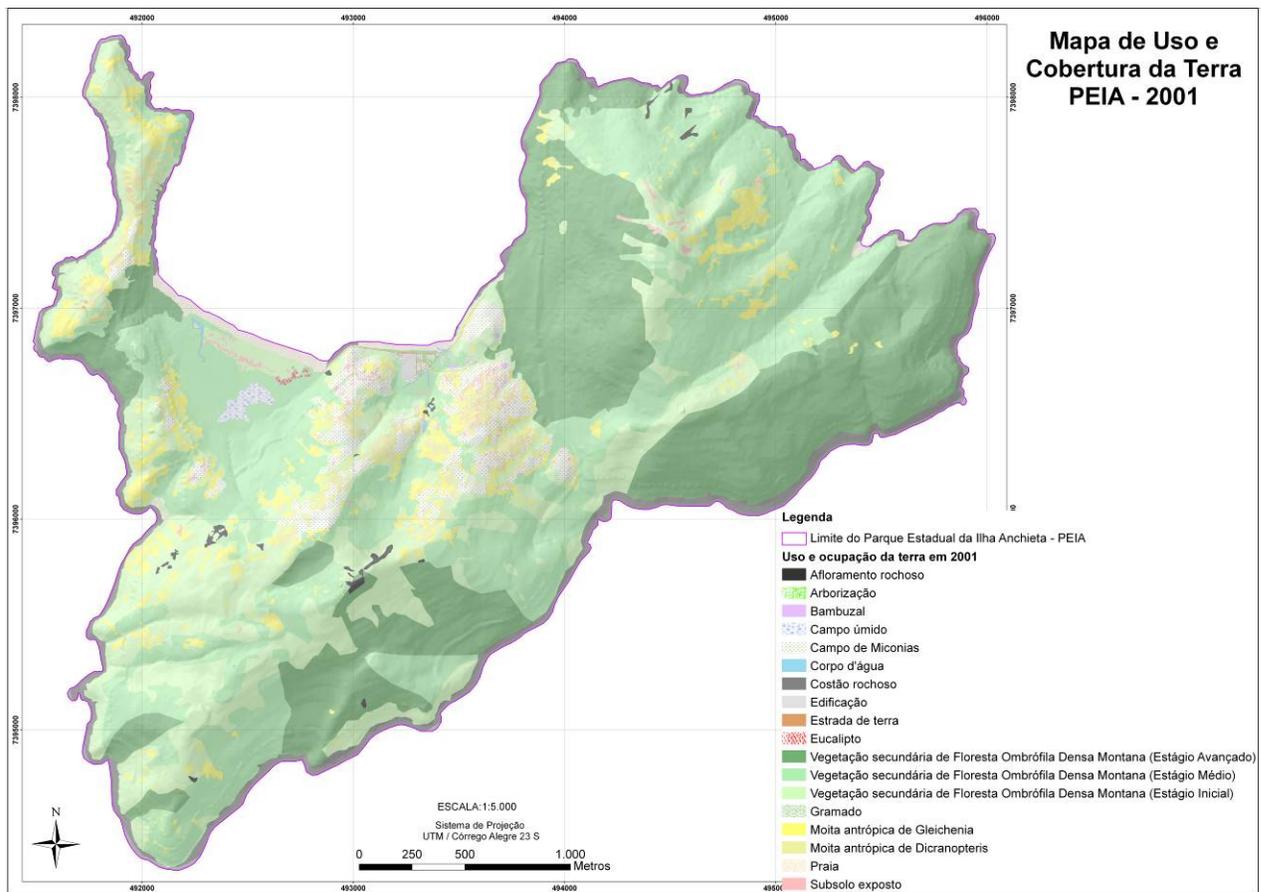


Figura 22 - Mapa de uso e ocupação da terra do PEIA para o ano de 2001 com classificação detalhada (20 classes). Projeção UTM datum Córrego Alegre (Zona 23 S)
Fonte: elaborado pelo autor.

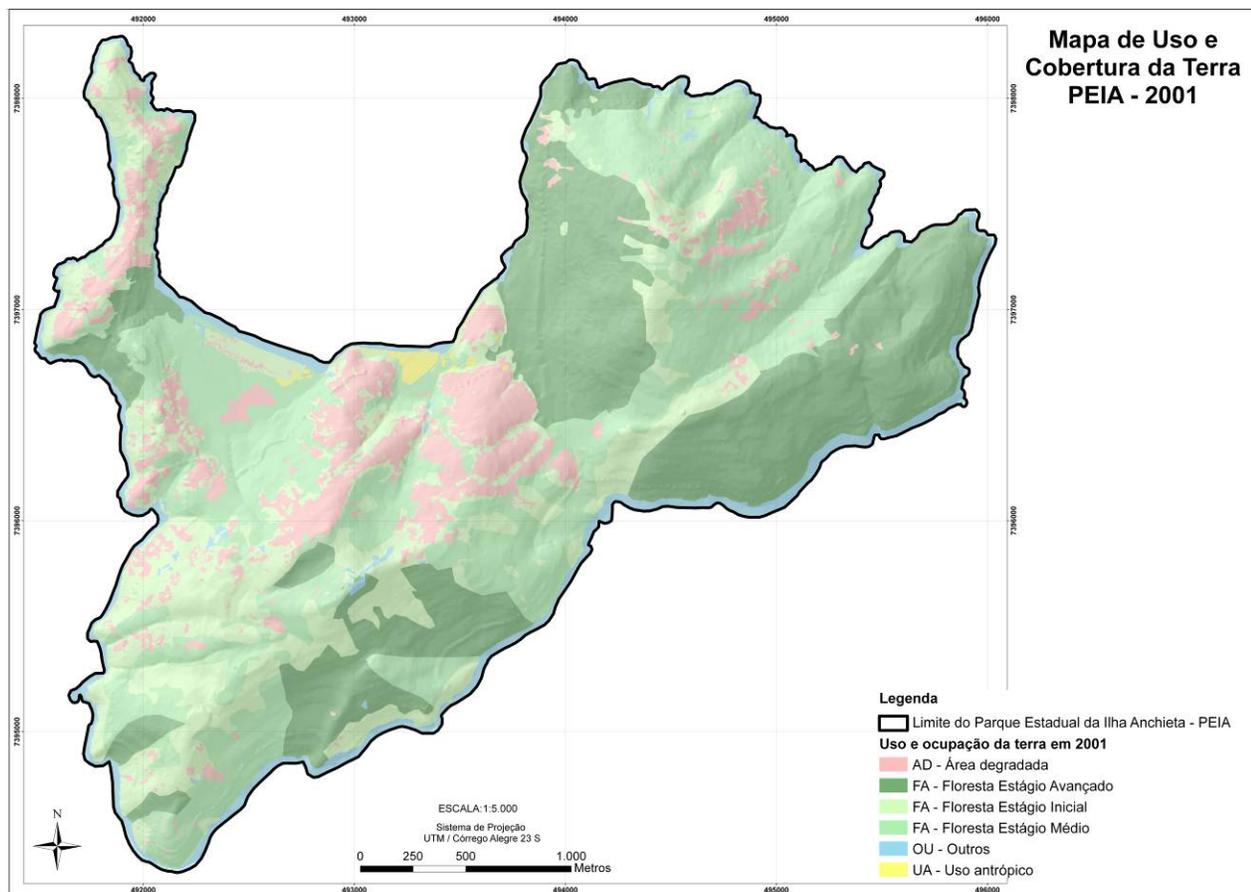


Figura 23 - Mapa de uso e ocupação da terra do PEIA para o ano de 2001 com classificação agrupada.
Projeção UTM datum Córrego Alegre (Zona 23 S)

Fonte: elaborado pelo autor.

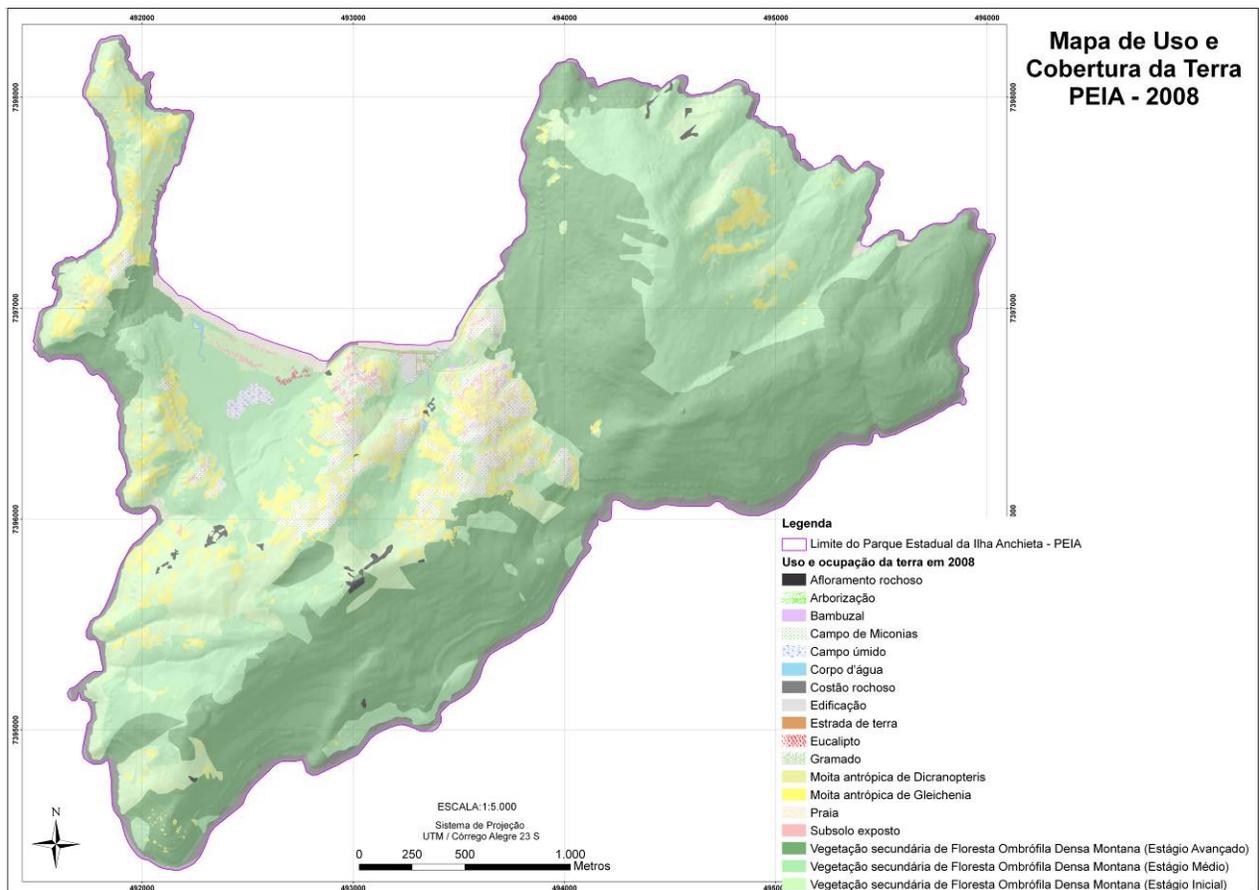


Figura 24 - Mapa de uso e ocupação da terra do PEIA para o ano de 2008 com classificação detalhada (20 classes). Projeção UTM datum Córrego Alegre (Zona 23 S)

Fonte: elaborado pelo autor.

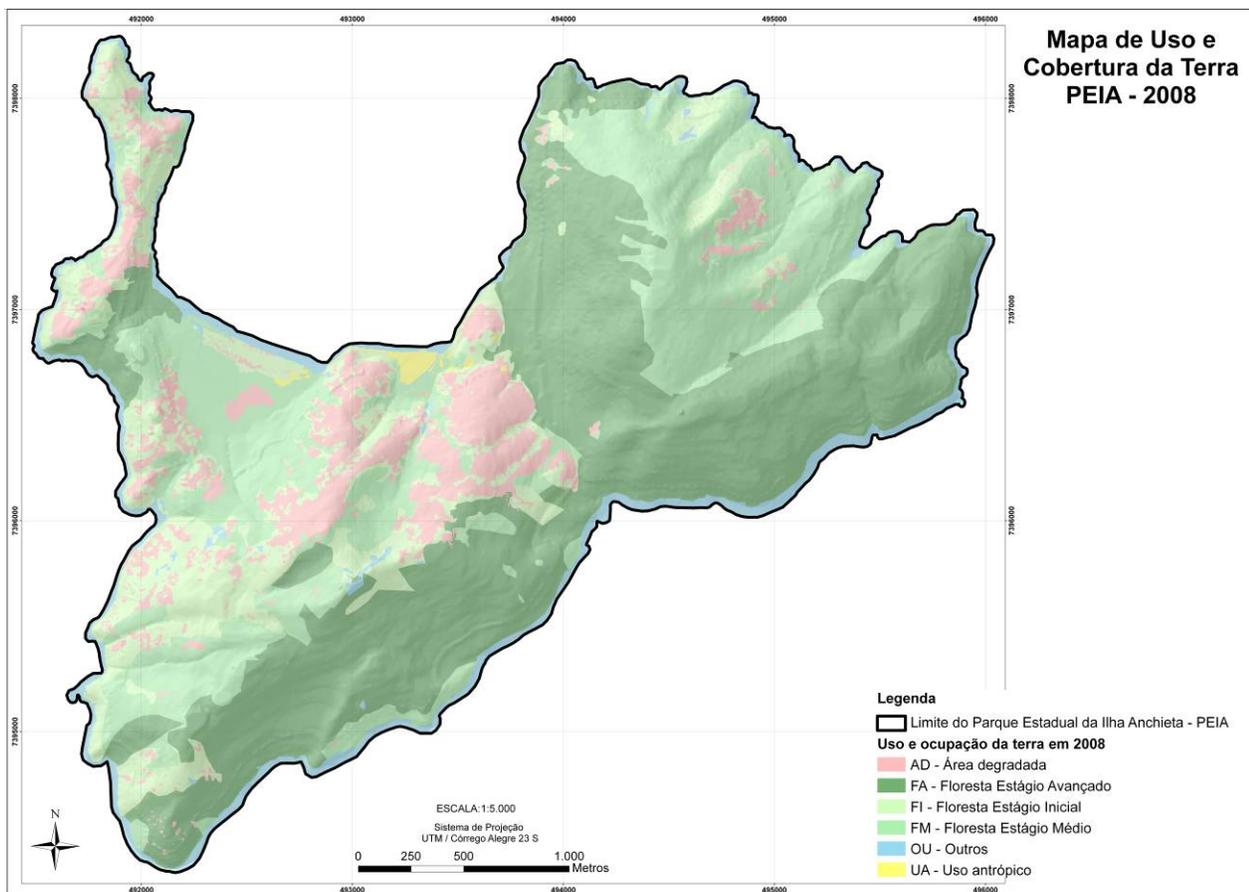
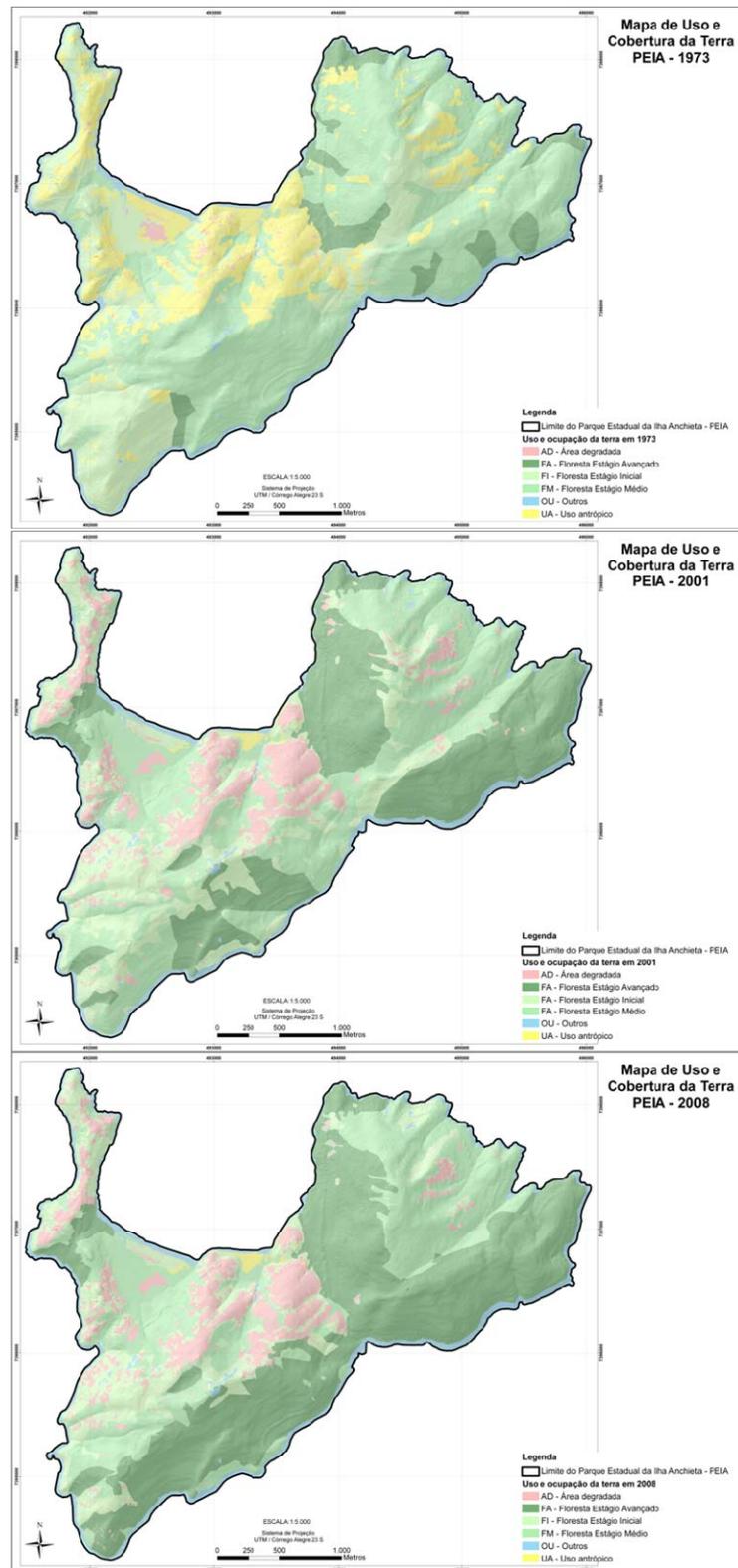


Figura 25 - Mapa de uso e ocupação da terra do PEIA para o ano de 2008 com classificação agrupada.
Projeção UTM datum Córrego Alegre (Zona 23 S)
Fonte: elaborado pelo autor.



A

B

C

Figura 26 - Dinâmica do uso/ocupação da terra do PEIA nos 35 anos avaliados representada pelos mapas de 1973 (A), 2001 (B) e 2008 (C) para as classes agrupadas de uso da terra. Projeção UTM datum Córrego Alegre (Zona 23 S)

Fonte: elaborado pelo autor.

Através da **Figura 26** é possível perceber três características marcantes da dinâmica do uso/ocupação da terra do PEIA em 35 anos: *i.* que a grande maioria das áreas de uso antrópico de 1973 (UA – amarelo) transformou-se em área degradada (AD – rosa); *ii.* que houve grande expansão das florestas em estágio avançado (FA – verde escuro) se compararmos 1973 com 2008, principalmente nas porções mais ao sul da ilha nas vertentes orientadas para sudeste e sul, onde a intervenção humana foi menos intensa e restaram mais fragmentos em estágio médio; e, *iii.* que houve pouca alteração na paisagem da ilha nos últimos 7 anos (2001-2008), principalmente nas extensas áreas degradadas que praticamente mantiveram-se as mesmas.

Pode-se resumir que as áreas de uso antrópico intensivo de 1973 transformaram-se em áreas degradadas em 2001 e mantiveram-se praticamente as mesmas até o presente. E a expansão da vegetação se deu onde já havia fragmentos de floresta, que foram avançando em seu estágio sucessional ao longo do tempo, mas poucas florestas “novas” apareceram nos 35 anos. É possível perceber que em 1973 havia predominância de tons verdes claros no mapa (vegetação secundária estágios inicial e médio) e do amarelo (áreas de uso antrópico intensivo), e que em 2008 o verde escuro (vegetação secundária estágio avançado) e o rosa (áreas degradadas).

As curvas de porcentagem do uso da terra ao longo dos 35 anos mostram uma clara conversão de áreas de uso antrópico (UA) para áreas degradadas (AD), com UA reduzindo de 151,61ha (18,29%) para 3,59ha (0,43%) e AD expandindo-se de 7,11ha (0,86%) para 89,22ha (10,77%). A floresta avançada (FA) era a segunda classe menos representativa em 1973, com apenas 51,52ha (6,22%), e só foi dominar a paisagem em 2008 expandindo-se para 334,80ha (40,39%). Em 1973 a paisagem era dominada por florestas secundárias em estágio médio de sucessão (FM), que cobriam 47,32% da área da ilha (392,24ha), caindo quase pela metade 35 anos depois, queda essa representada pelo avanço sucessional e responsável pela crescente expansão da FA.

A dinâmica das florestas em estágio inicial (FI) é mais complexa, mantendo-se praticamente constante nos primeiros 28 anos (1973-2001) com 166,41ha (20,08%). EM virtude do avanço no estágio sucessional muitas áreas convertem-se em FM ao longo de 28 anos de sucessão secundária, o que diminui as áreas de FI, mas novas áreas de florestas iniciais provenientes do processo de regeneração natural, principalmente na

restinga da Praia Grande e em pequenos focos na região central e leste da ilha, e de degradação de FM em áreas de encosta e declividade acentuada devido a deslizamentos e ventos fortes, mantém equilibrada a classe FI no primeiro período analisado. Esta classe sofre uma redução acentuada de 2001 para 2008, quando 50ha (6%) foram convertidos em FM. A classe outros usos (OU) manteve-se praticamente estável ao longo dos 35 anos, ocupando cerca de 6,50% da área do PEIA (57ha) (**Figura 27**). A pequena alteração nessa classe ocorreu de 1973 para 2001 com o abandono de alguns edifícios das antigas instalações da ilha e áreas de afloramentos de rocha e trechos de praia que foram invadidos pela floresta em regeneração. A **Tabela 7** resume as informações supracitadas.

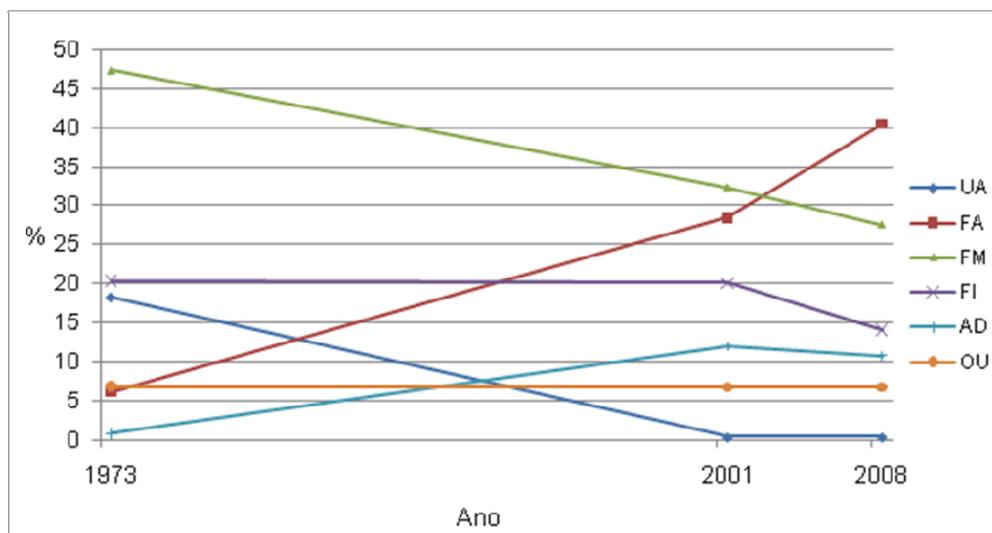


Figura 27 - Dinâmica do uso da terra ao longo dos 35 anos representada pela porcentagem do uso/ocupação da terra de cada grupo de classes mapeadas no PEIA, Ubatuba, SP
Fonte: elaborado pelo autor.

Tabela 7 - Dinâmica do uso da terra ao longo dos 35 anos representada pela porcentagem e área do uso/ocupação da terra de cada grupo de classes mapeadas no PEIA, Ubatuba, SP

USO/OCUPAÇÃO DA TERRA (AGRUPADA)	1973		2001		2008	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
AD - Área degradada	7,11	0,86	99,00	11,94	89,22	10,77
FA - Floresta estágio avançado	51,52	6,22	235,64	28,43	334,80	40,39
FI - Floresta estágio inicial	169,40	20,44	166,41	20,08	116,71	14,08
FM - Floresta estágio médio	392,24	47,33	267,81	32,31	228,12	27,52
OU - Outros usos	56,93	6,87	56,37	6,80	56,37	6,80
UA - Uso antrópico intensivo	151,61	18,29	3,59	0,43	3,59	0,43
TOTAL	828,81	100,00	828,81	100,00	828,81	100,00

Fonte: elaborado pelo autor.

Em 1973, as áreas degradadas eram muito pouco representativas, ocupando apenas 0,86% da ilha (7,11ha). Estas eram basicamente áreas de solos exposto e processos erosivos provenientes do pisoteio dos rebanhos (caminho de gado) e lixiviação do solo nos pastos degradados. Com o abandono das áreas de uso antrópico intensivo e retirada dos rebanhos, essas áreas ao invés de seguirem o processo de sucessão secundária e retornarem a condição de floresta, foram se degradando ao longo do tempo, com intensificação do processo erosivo e invasão de espécies competidoras (gramíneas e samambaias), atingindo o máximo em 2001, ocupando 11,94% da área da ilha (99,00ha), reduzindo para 10,77% (89,00ha) em 2008. Ou seja, as áreas degradadas reduziram apenas 1,2% (10,00ha) em sete anos.

A transição 1973-2001

Aqui serão apresentados os resultados para a os 28 anos de dinâmica do uso da terra para a transição 1973-2001, com base nos agrupamentos de classes de uso/ocupação enfocando as áreas degradadas e as florestas, a matriz de transição e as taxas anuais de variação no uso da terra para o período. Do total de área degradada (AD) em 2001 (99,00ha), apenas 5,21ha (5,26%) são provenientes das AD de 1973, a grande maioria (82,11%; 81,29ha) são áreas de uso antrópico intensivo (UA) que se degradaram após o abandono. E 12,49ha (12,61%) são de florestas iniciais e médias somadas que se degradaram. Os 235,64ha totais de FA em 2001 são provenientes, em sua maioria, de florestas em estágio inicial e médio que avançaram na sucessão desde 1973 (76,60%; 180,50ha), apenas 51,34ha (21,79%) são de remanescentes de FA que resistiram à ocupação humana restando na paisagem em 1973.

Aproximadamente 25% (40,56ha) do total de FI de 2001 (166,41ha) são áreas de uso antrópico de 1973 que regeneraram, mas boa parte (38,00%; 63,35ha) são de florestas em estágio médio (FM) que se degradaram. O restante (37,00%) é de FI que se mantiveram. Para FM, 56,00% (149,73ha) dos 267,81ha totais se mantiveram nessa condição desde 1973, 35,00% foi avanço sucessional de FI (93,88ha) e 8,50% (22,62ha) foram de regeneração natural de áreas de uso antrópico (UA). A **Tabela 8** apresenta a matriz de transição para o período entre 1973-2001.

Tabela 8 - Matriz de transição do uso da terra, em hectares (ha), do PEIA para o período entre 1973 e 2001

		2001						
USO/OCUPAÇÃO		AD	FA	FI	FM	OU	UA	TOTAL
1973	AD	5,21	0,03	0,58	1,30	0,00	0,00	7,11
	FA	0,00	51,34	0,13	0,04	0,00	0,00	51,52
	FI	5,07	8,93	61,51	93,88	0,02	0,00	169,40
	FM	7,42	171,57	63,35	149,73	0,07	0,09	392,24
	OU	0,00	0,14	0,28	0,23	56,28	0,00	56,93
	UA	81,29	3,63	40,56	22,62	0,00	3,50	151,61
	TOTAL	99,00	235,64	166,41	267,81	56,37	3,59	828,81

Fonte: elaborado pelo autor.

Analisando a dinâmica ocorrida no período por meio das taxas anuais de variação, é possível perceber que as áreas de uso antrópico (UA) após o abandono sofreram degradação a uma taxa de 2,00% ao ano e regeneração natural para FI e FA a taxa de 1,00% ao ano. As áreas de uso antrópico (UA) que se degradaram praticamente estacionaram nesse estado a uma taxa de manutenção de 3,00% ao ano, e regeneraram a taxas insignificantes de 0,30% ao ano para FI e 0,70% ao ano para FM. Entre os estágios de floresta houve avanço no estágio sucessional, passando de FI para FM e de FM para FA, a uma taxa anual de 2,00% e degradação de FM para FI a uma taxa anual de 1,00% (**Figura 28**).

Na **Figura 28**, os valores no interior das caixas representam ausência de transição, sendo que a maior estabilidade foi registrada nas áreas de Floresta Avançada (4,00%), seguida pelas Áreas Degradadas (3,00%). Os valores de estabilidade não devem ser confundidos com a porcentagem da classe de uso na paisagem. Esses processos representam um modelo simplificado da dinâmica do uso da terra, mas muitos outros processos podem estar interagindo com estas transições.

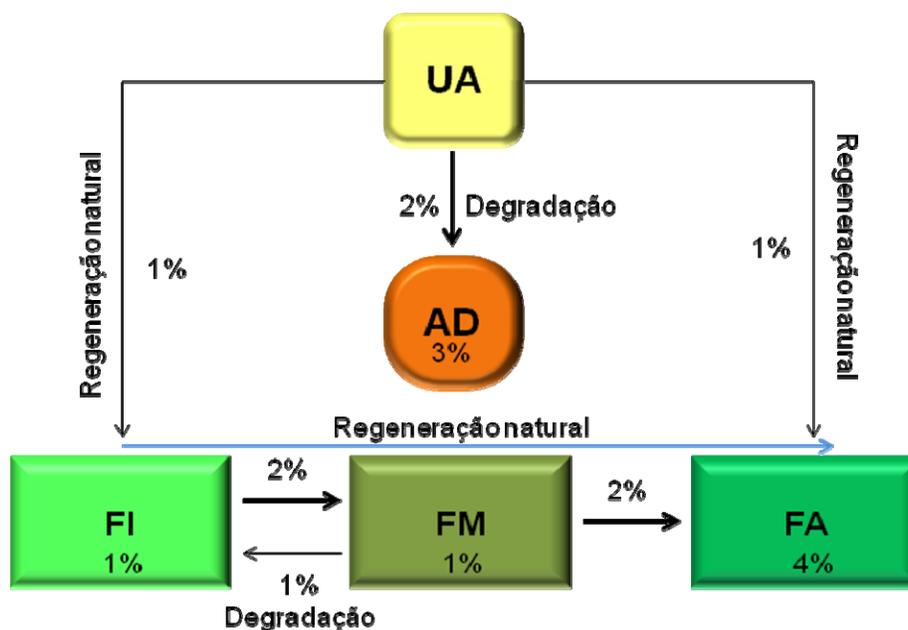


Figura 28 - Taxa anual de dinâmica entre as classes de uso da terra ao longo de 28 anos na transição 1973-2001. Valores no interior das caixas representam ausência de transição

Fonte: elaborado pelo autor.

A transição 2001-2008

Aqui serão apresentados os resultados para a os sete anos de dinâmica do uso da terra para a transição 2001-2008, com base nos agrupamentos de classes de uso/ocupação enfocando as florestas e áreas degradadas, a matriz de transição e as taxas anuais de variação no uso da terra para o período. Do total de área degradada (AD) em 2008 (89,22ha), apenas 2,13ha (2,39%) são provenientes de degradação de FI de 2001, a grande maioria (97,00%; 86,54ha) são áreas degradadas que se mantiveram. Os 235,64ha de FA de 2001 mantiveram-se e 92,92ha de FI e FM avançaram na sucessão somando-se a esses, ou seja, os avanços onde já havia floresta representaram 27,75% do total de FA em 2008 (334,80ha).

Aproximadamente 90,00% (104,93ha) do total de FI de 2008 (116,71ha) são áreas de floresta inicial que se mantiveram, mas 4,00% (4,62ha) são de florestas em estágio médio (FM) que se degradaram. O restante (6,00%; 7,16ha) é de regeneração natural de áreas degradadas. Para FM, 85,00% do total se mantiveram nessa condição desde 2001, 13,00% foi avanço sucessional de FI (29,80ha) e 1,70% (4,04ha) foram de

regeneração natural de áreas degradadas (AD). A **Tabela 9** apresenta a matriz de transição para o período entre 1973-2001.

Tabela 9 - Matriz de transição do uso da terra, em hectares (ha), do PEIA para o período entre 2001 e 2008

		2008						
USO/OCUPAÇÃO		AD	FA	FI	FM	OU	UA	TOTAL
2001	AD	86,54	1,25	7,16	4,04	0,00	0,01	99,00
	FA	0,01	235,63	0,00	0,00	0,00	0,00	235,64
	FI	2,13	29,54	104,93	29,80	0,00	0,00	166,41
	FM	0,55	68,38	4,62	194,26	0,00	0,00	267,81
	OU	0,00	0,00	0,00	0,00	56,37	0,00	56,37
	UA	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	3,58	3,59
	TOTAL	89,22	334,80	116,71	228,12	56,37	3,59	828,81

Fonte: elaborado pelo autor.

Analisando a dinâmica ocorrida no período de sete anos por meio das taxas anuais de variação, é possível perceber que as áreas degradadas (AD) praticamente se mantêm as mesmas com taxa anual de manutenção de 12,50%. A regeneração de AD para FI ocorre à taxa de 1,00% ao ano, mas estas se degradam a uma taxa anual de 0,20%, voltando ao estado degradado. A regeneração natural para áreas de floresta avançada (FA) é ínfima, 0,20% ao ano. Entre os estágios de floresta houve avanço no estágio sucessional, passando de FI para FM e de FM para FA a taxas anuais de 2,60% e 3,60%, respectivamente. Mas, ainda houve degradação de FM para FI, apesar de a uma taxa anual ínfima de 0,20% (**Figura 29**).

Na **Figura 29**, os valores no interior das caixas representam ausência de transição, sendo que a maior estabilidade foi registrada nas áreas de Floresta Avançada (14,30%), seguida pelas Áreas Degradadas (12,50%). Floresta Média e Floresta Inicial tem taxas de manutenção de 10,40% e 9,00%, respectivamente.

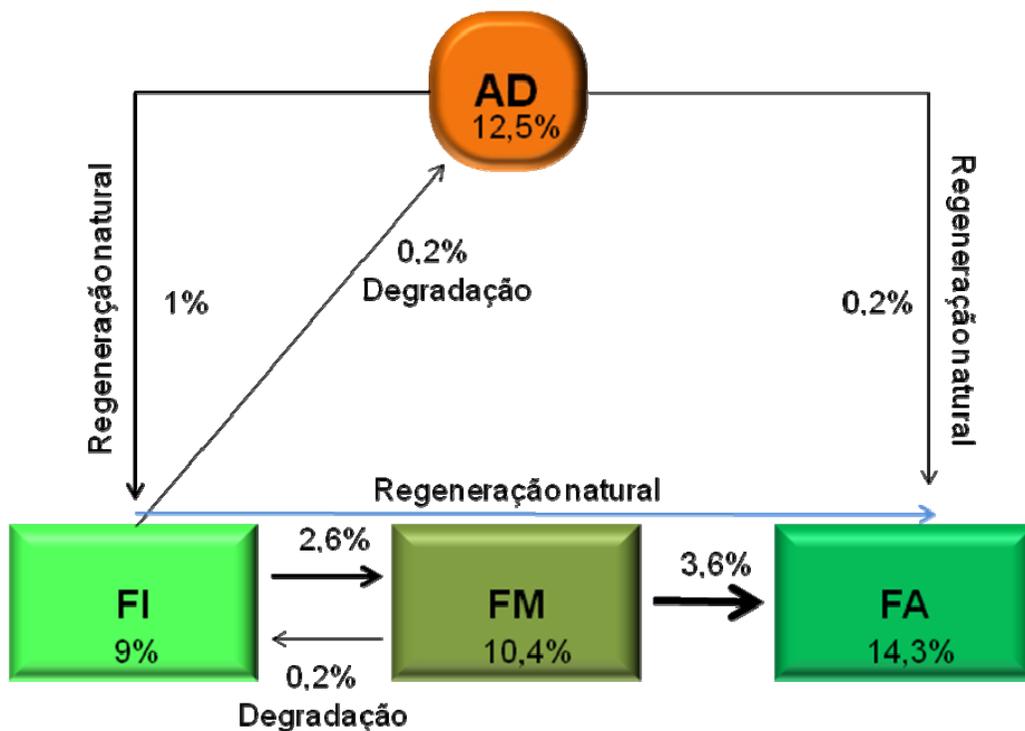


Figura 29 - Taxa anual de dinâmica entre as classes de uso da terra ao longo de sete anos na transição 2001-2008. Valores no interior das caixas representam ausência de transição
 Fonte: elaborado pelo autor.

35 anos de dinâmica do uso da terra: a transição 1973-2008

Analisando a dinâmica do uso da terra do PEIA para todo o período estudado, levando em consideração principalmente os processos de regeneração e degradação das florestas, percebe-se que do total de AD em 2008 (89,22ha; 10,77% da área total da ilha), 84,30% (75,24ha) provém das áreas de uso antrópico intensivo que se degradaram ao longo do tempo, e poucas áreas de florestas iniciais e médias se degradaram representando 10% do total (8,91ha). A conversão destas áreas degradadas para florestas foi ínfima. Apenas 0,17ha viraram Floresta Avançada (0,05% do total da classe), 0,64ha Floresta Inicial (0,50% do total da classe) e 1,24ha Floresta Média (0,50% do total da classe).

A FA que domina a paisagem em 2008 com 334,80ha (40,39% da área do PEIA) é praticamente proveniente dos fragmentos de FM bastante abundantes em 1973, que representaram 67,30% do incremento nessa classe. O restante foram fragmentos de FA

que se mantiveram e avanço na sucessão de FI, que juntos somam aproximadamente 30,00% da classe FA em 2008. Esse fato demonstra que onde há florestas, tanto em estágio inicial como médio, a sucessão para FA caminha bem.

Quanto às FM, 56,00% mantiveram-se nessa classe ao longo dos 35 anos e 34,00% (77,01ha) foram de avanços sucessoriais das florestas em estágio inicial. Além disso, 22,02ha (9,70%) foram áreas de uso antrópico que após o abandono conseguiram avançar na sucessão secundária e viraram florestas em estágio médio 35 anos depois. 34,70ha de FM se degradaram e voltaram à condição de estágio inicial (FI) nesse período (**Tabela 10**). Esse fato está ligado a ventos fortes, queda de árvores e abertura de clareiras e deslizamentos em áreas declivosas.

As áreas destinadas ao uso antrópico atuais (administração do Parque, alojamentos, presídio, museu e instalações para visitação, casa da guarda e dos vigias, etc.) são totalmente provenientes das instalações que já existiam na ilha. Dos 3,59ha dessa classe em 2008, 3,51ha (97,90%) mantiveram-se desde 1973.

Tabela 10 - Matriz de transição do uso da terra, em hectares (ha), do PEIA para todo o período analisado, 35 anos (1973-2008)

		2008						
USO/OCUPAÇÃO		AD	FA	FI	FM	OU	UA	TOTAL
1973	AD	5,07	0,17	0,64	1,24	0,00	0,00	7,11
	FA	0,00	51,39	0,09	0,04	0,00	0,00	51,52
	FI	4,29	48,40	39,67	77,01	0,02	0,00	169,40
	FM	4,62	225,19	34,70	127,58	0,07	0,08	392,24
	OU	0,00	0,14	0,28	0,23	56,34	0,00	56,99
	UA	75,24	9,51	41,34	22,02	0,00	3,51	151,61
TOTAL		89,22	334,80	116,71	228,12	56,43	3,59	828,81

Fonte: elaborado pelo autor.

Analisando a dinâmica ocorrida ao longo de todo o período de 35 anos analisados por meio das taxas anuais de variação, os processos mais marcantes são a taxa de conversão anual 1,40% de áreas de uso antrópico (UA) para áreas degradadas (AD), a manutenção destas à taxa de 2,00% ao ano e as insignificantes taxas de regeneração natural das AD para FI, FM e FA. As taxas anuais de avanço do estágio sucessional das florestas são bastante significativas, sendo 1,30% de FI para FM e 1,60% de FM para

FA. A taxa de estabilidade da FA é a mais alta, 2,90% ao ano em seguida das áreas degradadas (2,00%) (Figura 30).

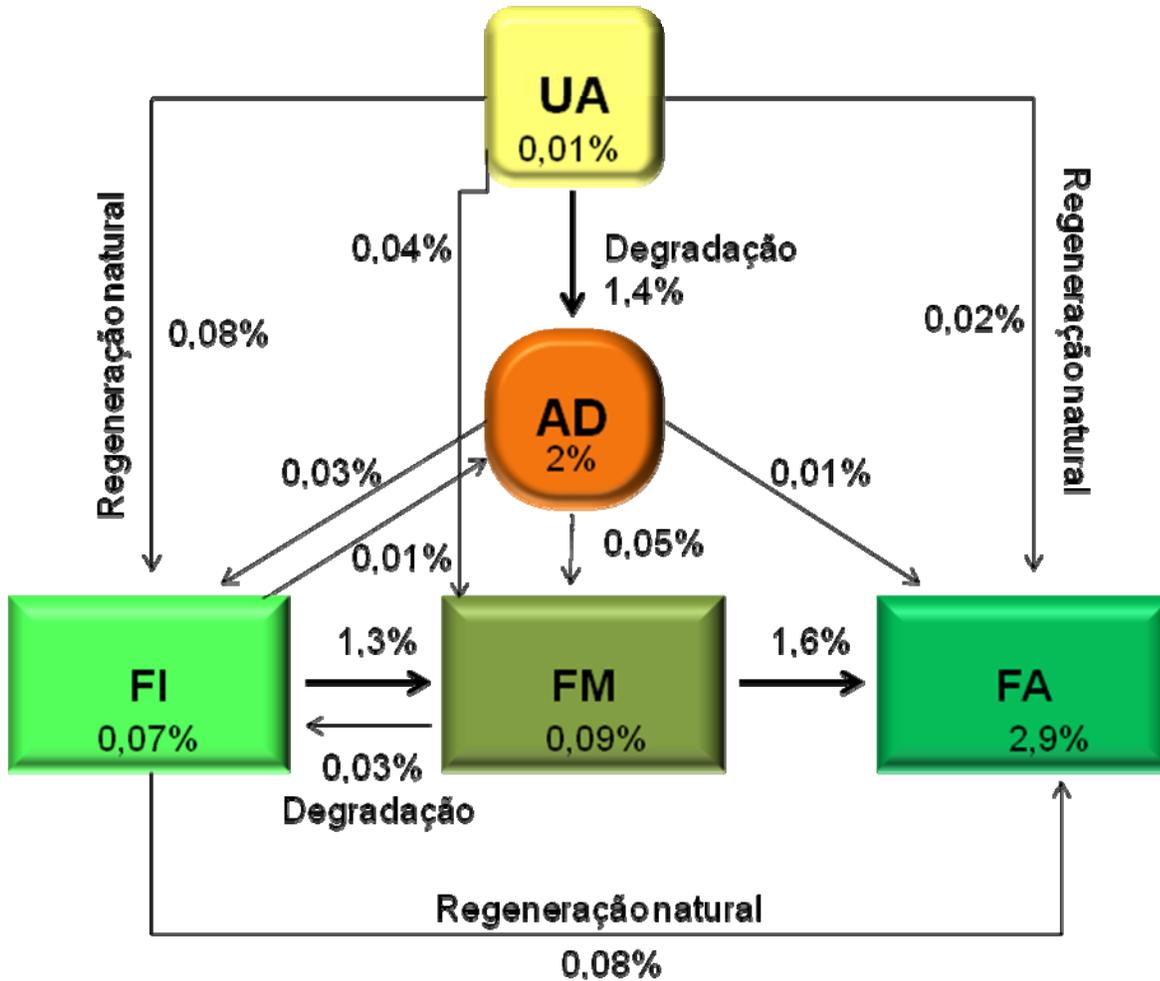


Figura 30 - Taxa anual de dinâmica entre as classes de uso da terra ao longo de todo o período estudado, 35 anos na transição 1973-2008. Valores no interior das caixas representam ausência de transição

Fonte: elaborado pelo autor.

4.2 Detalhamento da dinâmica das áreas degradadas

Até o item anterior, os resultados da dinâmica do uso da terra do PEIA foram apresentados para os agrupamentos de classes para facilitar a interpretação e focar no processo de regeneração natural das florestas e o comportamento das áreas degradadas como um todo. Estes demonstraram que as áreas degradadas foram originadas das áreas de uso antrópico intensivo após seu abandono e que apresentam

uma taxa anual de manutenção muito alta, ocorrendo regeneração da floresta em poucas áreas nos últimos 35 anos. Mas, quais as características dessas áreas degradadas e como essas diferentes áreas se comportaram ao longo da dinâmica são perguntas que não foram respondidas e são essências para determinar a metodologia de restauração desses ambientes.

Sendo assim, pretende-se aqui caracterizar as principais classes de ambientes degradados e detalhar a dinâmica de transição destes ao longo dos 35 anos. O grupo denominado Áreas Degradadas (AD) é composto de cinco classes (**Tabela 5**), sendo: Campo úmido antropogênico (CU), Campo de Miconia (MIC), Solo exposto (SE), Moita antropogênica de samambaia 1 (*G. pectinata*) (GLE) e Moita antropogênica de samambaia 2 (*D. flexuosa*) (DIC). Apesar de serem todos ambientes degradados, é possível criar uma classificação hierárquica do nível de degradação. Solo exposto seria o mais degradado de todos, com ausência de vegetação. É o ambiente que atingiu o ponto máximo de degradação, onde o solo está desprotegido, compactado, lixiviado, sem horizonte orgânico e com sulcos de processo erosivo intenso. Em seguida viriam as moitas antropogênicas de samambaias 1 e 2 no mesmo patamar, com predominância de apenas uma espécie e pouca “permeabilidade” à outras espécies. Por último viriam os campos de miconia onde há maior diversidade de espécies convivendo juntas. É o ambiente que mais se aproxima de uma capoeira ou floresta inicial.

O Campo úmido antropogênico ocorre em um único local restrito na planície atrás da restinga da Praia Grande, onde o solo é hidromórfico e passa o principal rio da ilha, que ficou inundada em razão do “espraiamento” desse curso d’água após a retirada da floresta paludícola e alteração da dinâmica da água no solo. Na aerofotografia de 1973 é possível verificar sinais da tentativa de drenar a água para o cultivo, mas além do solo que retém água, a elevação do nível para a construção da estrada e da antiga vila da Praia Grande represou ainda mais água no local tornando-o permanentemente encharcado e restringindo o uso e a recolonização das espécies florestais. A **Figura 31** mostra o local em 1973, com o solo mais escuro em virtude da retenção de água e os drenos, em 2008 e atualmente.

Através da dinâmica é possível perceber que essa mancha de campo úmido está regredindo naturalmente e retornando à condição de floresta, sendo desnecessárias e

não recomendadas intervenções humanas para sua restauração. O campo úmido ocupa atualmente cerca de 0,23% da área do PEIA (1,91ha) e já ocupou 0,25% (2,06ha) em 1973 (**Tabela 11**). Uma projeção para o ano de 2015, levando em consideração a transição 2001-2008, mostra que este se reduzirá a 0,20% da área da ilha (1,63ha), convertendo 0,28ha em florestas em apenas sete anos. Ou seja, espera-se que, apesar de lentamente, a floresta paludícola retorne ao estado próximo do original por si só ao longo dos anos. O processo sucessão secundária em campos úmidos é mais complexo em virtude das restrições ambientais e as características das espécies quanto à tolerância ao encharcamento permanente do solo, mas é possível encontrar vários indivíduos de Guanandi (*Calophyllum brasiliense*) no local e verificar o aumento da biomassa e cobertura florestal ao longo desses 35 anos estudados.

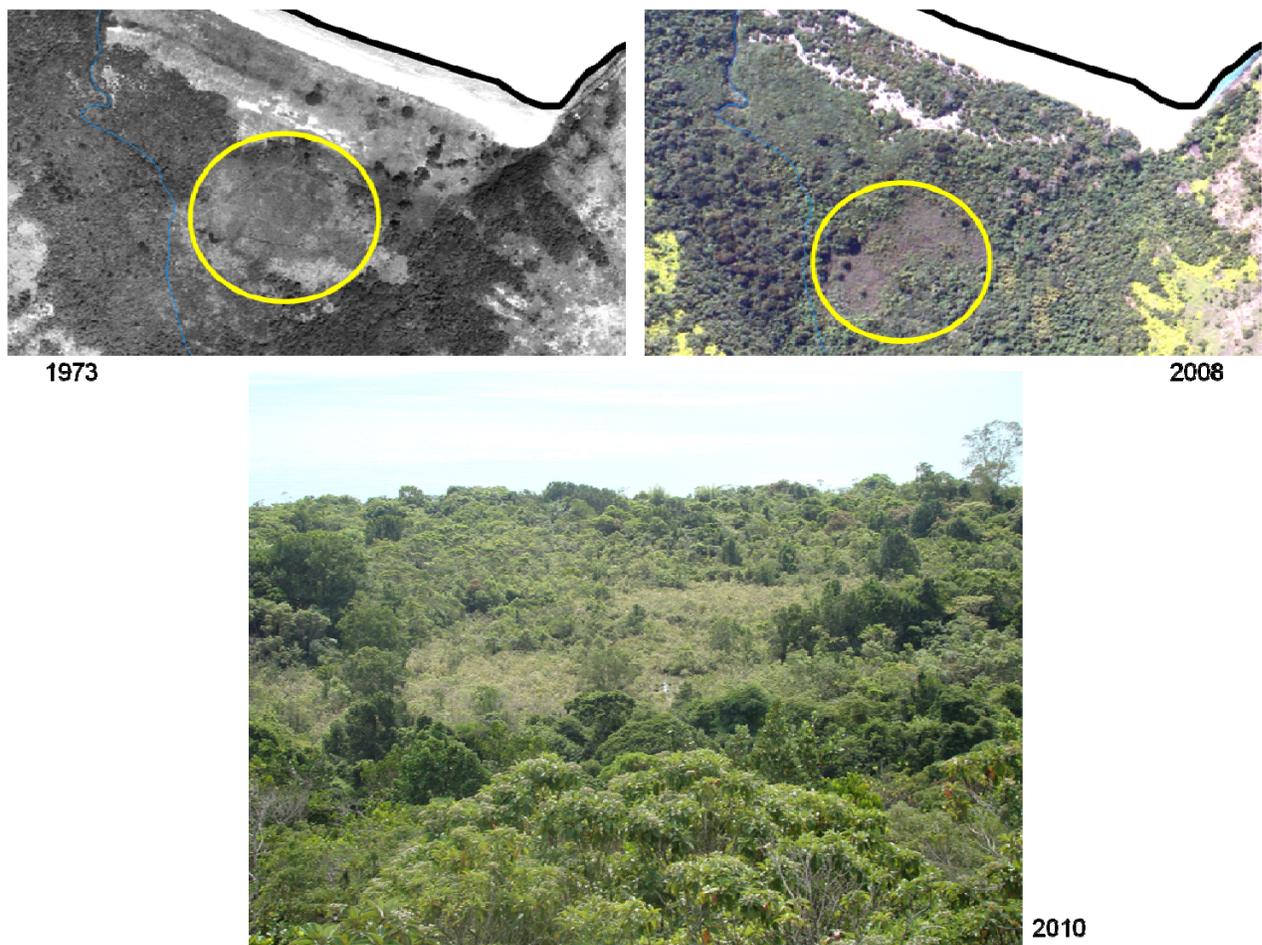


Figura 31 - Dinâmica do Campo úmido antropogênico em regressão nos últimos 35 anos. Detalhe para os drenos na fotografia aérea de 1973

Fonte: Foto de 2010: Leandro B. Aranha.

O Campo de Miconia (MIC) é a classe equivalente ao campo antrópico mapeado pelo Plano de Manejo em 1984 (GUILLAUMON et al., 1989), que levou esse nome em razão da predominância de indivíduos de *Miconia albicans*. Esses ambientes são caracterizados por encostas íngremes e declividade acentuada, solo muito compacto, sem matéria orgânica, lixiviados, com alto teor de alumínio e exposto em muitos locais, não há cobertura vegetal contínua, apenas muitos indivíduos de *M. albicans* e outras poucas espécies, em sua maioria da família Melastomataceae, espalhadas pela área. É sabido que as espécies dessa família são extremamente tolerantes aos altos índices de alumínio no solo, e por isso são predominantes (GUILLAUMON E FONTES, 1992).

Essa classe não existia em 1973 e o primeiro registro é de 1984 quando ocupava 91,24ha (11,01%), principalmente na região central da ilha. Conforme mencionado anteriormente, esses campos são originados do abandono das áreas de intensa exploração humana, principalmente, pastoreio. Guillaumon e Fontes (1992) relacionam a degradação recente desses ambientes ao sobrepastoreio da população de capivaras introduzidas em 1983, que seletivamente consumiram as gramíneas dos antigos pastos (Capim-gordura). Ao serem consumidas em altas taxas pelas capivaras, as gramíneas foram sendo substituídas por outras herbáceas menos palatáveis, mas deixaram o solo desprovido de vegetação e vulnerável ao processo erosivo em muitos locais. Os mesmos autores já observaram a substituição das gramíneas por samambaias da família Gleicheniaceae no início da década de 1990.

Em 2001, MIC ocupava 26,43ha (3,19% da área total da ilha) e em 2008 22,34ha (2,69% da área da ilha) (**Tabela 11**). A grande redução na área de 1984 para 2001 e 2008 pode ser explicada pela diferença na escala e detalhamento do mapa de 1984 que desconsiderou manchas de outras classes no meio do campo antrópico, mas mesmo assim, mostra uma tendência de redução na transição 2001-2008. Essa mesma transição mostra que MIC reduziu transformando-se em 1,93ha de GLE, 1,80ha de Floresta Inicial (FI), 0,79ha de Solo exposto (SE) e 0,73ha de DIC.

A dinâmica desses ambientes é muito complexa, ao mesmo tempo em que 0,73ha de MIC foram convertidos em DIC, 1,15ha de DIC viraram MIC nos sete anos entre 2001 e 2008, mostrando que DIC é “permeável” à MIC e vice-versa. Já para GLE isso não ocorre. Apenas GLE invade MIC. Enquanto 1,93ha de MIC viraram GLE, nenhuma área

de GLE virou MIC. O importante é que esses ambientes aos poucos regeneram para florestas (FI), principalmente nas áreas mais próximas dos fragmentos de mata, e abrigam a maior diversidade de espécies arbustivo-arbóreas dentre as áreas degradadas.

A outra classe de Áreas Degradadas é a dos solos expostos (SE). Essa classe é muito dinâmica, mas manteve-se estável ao longo dos 35 anos, com média de 5,30ha (0,64%) (**Tabela 11**). Em 1973 essas áreas eram compostas dos processos erosivos advindos do pisoteio dos rebanhos (caminho de gado) nos pastos degradados em áreas encostas íngremes e declivosas. Ao longo do tempo esse processo foi se intensificando e o solo tornando-se cada vez mais lixiviado, compactado e sem horizonte orgânico, dificultando o processo de regeneração natural da floresta.

Em 2001 existiam 5,46ha de SE, sendo que 3,50ha (64%) eram derivados das áreas de uso antrópico (UA) e 16% (0,91ha) de SE que permaneceram nessa condição. O restante era composto de pequenas áreas de floresta e de estradas de terra que se degradaram. Ao longo da dinâmica do uso do solo, SE foi convertido principalmente em DIC, MIC, GLE e FI, respectivamente, demonstrando que as moitas antropogênicas de samambaias, os campos de miconia e as florestas iniciais conseguem colonizar as áreas de solo exposto, mas com muita dificuldade e a taxas muito lentas. Por outro lado, MIC, FI e DIC, respectivamente, voltam a ser solo exposto em outros locais.

As outras duas classes de áreas degradadas são as moitas antropogênicas de samambaias 1 e 2 (*anthropogenic fern thickets*). Essas classes equivalem ao Gleichenial mapeado por Guillaumon et al. (1989), e foram divididas pela espécie dominante para verificar se há diferença na dinâmica de regeneração natural nesses ambientes para testar a hipótese *iv* formulada nesse trabalho. Esses locais caracterizam-se pela dominância quase pura de samambaias da família Gleicheniaceae formando moitas com mais de dois metros de altura e com raros indivíduos arbustivo-arbóreos regenerantes que vencem a barreira físico-química e conseguem se estabelecer e emergir.

A principal diferença entre as moitas 1 e 2, além da espécie dominante, é a posição na paisagem. As *G. pectinata* (moita 1) são quase sempre associadas às florestas, sendo encontradas na maioria das vezes formando “ilhas” no meio da floresta

e nas bordas destas. Ao que parece, preferem ambientes mais úmidos e sombreados com solo mais fértil, mas toleram solos ácidos, lixiviados e com alto teor de alumínio, ocorrendo em ambientes abertos e margeando os campos de miconia (MIC). Já as *D. flexuosa* (moita 2) são mais comumente encontradas entremeando-se com os campos de miconia, nos ambientes mais secos e ensolarados com solo pobre, lixiviado e compactado.

Ambas as classes não existiam em 1973. Em 2001 ocupavam 46,47ha (GLE) e 18,47ha (DIC) (**Tabela 11**). Do total de GLE em 2001, 35,60ha (76,61%) são provenientes de áreas de uso antrópico intensivo (UA). O restante é de FM (5,91ha), FI (3,72ha), SE (0,97ha) e ET (0,21ha), respectivamente. Para DIC ocorreu o mesmo, a maioria das áreas por ela ocupada em 2001 foram provenientes de UA abandonado (16,02ha; 86,74%). O restante foi ocupação de SE (1,11ha; 6,00%), FM (0,74ha), FI (0,33ha) e ET (0,26ha). Esse fato demonstra que ambas as moitas de samambaia se originaram do abandono das antigas pastagens da ilha e tem potencial para, apesar de aos poucos, invadir áreas de florestas iniciais e médias, formando “manchas” quase puras, principalmente GLE. E corrobora com a ideia de que as GLE ocupam áreas bem maiores no PEIA e associam-se mais às florestas do que aos solos expostos e de que DIC ocupa mais as áreas abertas e tem bem menor potencial de invadir florestas.

De 2001 para 2008, DIC diminuiu consideravelmente (66,10%), passando para 11,12ha, sendo que destes, 10,32ha (92,81%) são de DIC que se mantiveram desde 2001, 0,73ha de MIC e 0,06ha de GLE colonizadas por estas. Nesse período de sete anos de transição, os 7,35ha de DIC a menos em relação a 2001, foram colonizados, em sua maioria, por GLE (4,56ha; 62,01%). Por outro lado, 1,50ha (20,41%) de FI, 1,15ha (15,65%) de MIC e 0,18ha (2,45%) de FM colonizaram áreas de DIC, o que é um bom sinal do processo de regeneração natural.

No mesmo período, processo de transição de GLE foi bastante dinâmico, mas manteve-se praticamente estável, aumentando 2,06ha passando de 46,47ha para 48,53ha. Do total de GLE em 2008, 81,46% (39,53ha) mantiveram-se desde 2001, o restante foram conversões de 4,56ha de DIC, 1,93ha de MIC, 1,90ha de FI e 0,53ha de FM. Nesse processo GLE perdeu pouca área, apenas 6,94ha (14,95%), que foram convertidos em 3,59ha (7,73%) de FI, 2,63ha (5,66%) de FM e 0,65ha (1,40%) de FA.

Esse fato evidencia baixas taxas de conversão de GLE para florestas se comparada com DIC proporcionalmente. Enquanto 22,86% da área total de DIC perdida nos sete anos foram colonizados por florestas iniciais e médias (FI e FM), apenas 14,79% de GLE regeneraram para florestas. Além disso, DIC foi substituída por MIC, em 15,65% da área regredida por essa classe. Por outro lado GLE não se converteu em MIC em nenhum momento, mostrando-se “impermeável” a essa classe, que do ponto de vista ecológico é mais interessante, pois abriga maior diversidade de espécies, é mais próxima dos estágios iniciais de florestas (capoeiras) e facilita o avanço do processo de sucessão.

Pode-se então fazer um resumo da dinâmica das áreas degradadas chamando atenção para os seguintes tópicos e processos observados durante os anos de transição: DIC coloniza bem solos expostos, o que é positivo, pois diminui o processo erosivo, protegendo o solo e aumentando a matéria orgânica. DIC é permeável à MIC e apresenta bom potencial de regeneração, substituição por florestas, o que é positivo do ponto de vista ecológico em virtude do avanço da sucessão secundária. GLE invade DIC e MIC, mas não é permeável a estas e pouco coloniza solo exposto, mas tem alto potencial de invadir as florestas que tem dificuldade de regenerar-se nestas se comparadas à DIC.

Apesar de MIC e DIC permitirem relativamente bem a regeneração natural das florestas, as taxas de substituição dessas por GLE são muito maiores em relação às taxas de sucessão para florestas. Como em GLE as florestas não regeneram, o processo ficaria estagnado em longo prazo, pois chegaria um momento em que GLE substituiria praticamente todas as áreas de DIC e MIC e não permitiria o avanço sucessional das florestas.

A **Tabela 11** resume as informações da dinâmica das áreas degradadas ao longo dos 35 anos mapeados no PEIA com as áreas (ha) e porcentagem de cobertura (em relação aos 828,81ha totais da Ilha Anchieta) de cada classe em cada ano mapeado.

Tabela 11 – Variação das áreas e porcentagens de cobertura de cada uma das cinco classes de áreas degradadas do PEIA ao longo dos três anos mapeados

Uso/cobertura da terra	1973		2001		2008	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Campo úmido antropogênico - CU	2,06	0,25	2,24	0,27	1,91	0,23
Moita antropogênica de samambaia 2 - DIC	-	-	18,47	2,23	11,12	1,34
Moita antropogênica de samambaia 1 - GLE	-	-	46,47	5,61	48,53	5,86
Campo de Miconia - MIC	-	-	26,43	3,19	22,31	2,69
Solo exposto - SE	5,06	0,61	5,46	0,66	5,38	0,65

Fonte: elaborado pelo autor.

4.3 Probabilidade de mudança no uso/cobertura da terra

4.3.1 Projeção para 2029

Tendo como base as tendências históricas da dinâmica do uso/cobertura da terra nos 28 anos da transição 1973-2001, e através das matrizes de probabilidade de mudança anual (**Tabela 12**), é possível projetar 28 anos para o futuro e avaliar a provável disposição dos elementos da paisagem do PEIA em 2029. Para esse cenário foram projetadas as áreas e porcentagens de cobertura de cada um dos agrupamentos de classe a fim de focar as áreas degradadas e o avanço das florestas.

Tabela 12 - Matriz probabilística de mudança anual gerada com base no intervalo temporal compreendido entre os anos de 1973 e 2001 no PEIA, Ubatuba, SP

USO/COBERTURA		2001					
		AD	FA	FI	FM	OU	UA
1973	AD	0,03	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
	FA	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
	FI	0,00	0,00	0,01	0,02	0,00	0,00
	FM	0,00	0,02	0,01	0,01	0,00	0,00
	OU	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00
	UA	0,02	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00

Fonte: elaborado pelo autor.

Através da **Tabela 12** e das áreas ocupadas por cada uma das classes em 2001 é possível gerar a matriz de transição futura para o intervalo de tempo entre 2001 e 2029. Essa projeção mostra que em 2029 ainda permaneceriam 84,45ha de áreas degradadas

no PEIA (10,19%), sendo um sua maioria (72,48ha; 85,83%) de áreas que permaneceriam degradadas mesmo depois de 28 anos, evidenciando pouca redução de AD até 2029 (1,83%) (**Tabelas 13 e 14**). As áreas de floresta avançada (FA) aumentariam consideravelmente nesse período, passando de 235,64ha (28,43%) para 361,35ha (43,60%), um aumento de 125,71ha de FI e FM que avançaram na sucessão secundária. Nesse período de 28 anos, provavelmente 25,15ha de FI e FM avançariam sobre as áreas degradadas (AD), principalmente sobre os Campos de Miconia (MIC). Por outro lado, ao mesmo tempo, 10,05ha de FI e FM se degradariam retornando ao estágio degradado (**Tabela 13**). A **Tabela 14** e a **Figura 32** resumem as áreas (ha) e porcentagens de cobertura de cada um dos grupos de classes para 2001 e 2029.

Tabela 13 - Matriz de transição do uso e cobertura das terras do PEIA, Ubatuba, SP, obtida para os anos de 2001 e 2029, em hectares (ha)

		2029						
USO/COBERTURA		AD	FA	FI	FM	OU	UA	TOTAL
2001	AD	72,48	0,37	8,03	18,12	0,00	0,00	99,00
	FA	0,00	234,85	0,62	0,18	0,00	0,00	235,64
	FI	4,98	8,77	60,42	92,22	0,02	0,00	166,41
	FM	5,07	117,14	43,26	102,23	0,05	0,06	267,81
	OU	0,00	0,14	0,28	0,23	55,72	0,00	56,37
	UA	1,93	0,09	0,96	0,54	0,00	0,08	3,59
	TOTAL	84,45	361,35	113,56	213,51	55,79	0,15	828,81

Fonte: elaborado pelo autor.

Tabela 14 - Projeção das áreas (ha) e porcentagens de cobertura de cada um dos agrupamentos de classes para o ano de 2029 em comparação com 2001, PEIA, Ubatuba, SP

USO/COBERTURA DA TERRA	2001		2029	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%
AD	99,62	12,02	84,45	10,19
FA	235,64	28,43	361,35	43,60
FI	166,41	20,08	113,56	13,70
FM	267,81	32,31	213,51	25,76
OU	56,37	6,80	55,79	6,73
UA	2,97	0,36	0,15	0,02
TOTAL	828,81	100,00	828,81	100,00

Fonte: elaborado pelo autor.

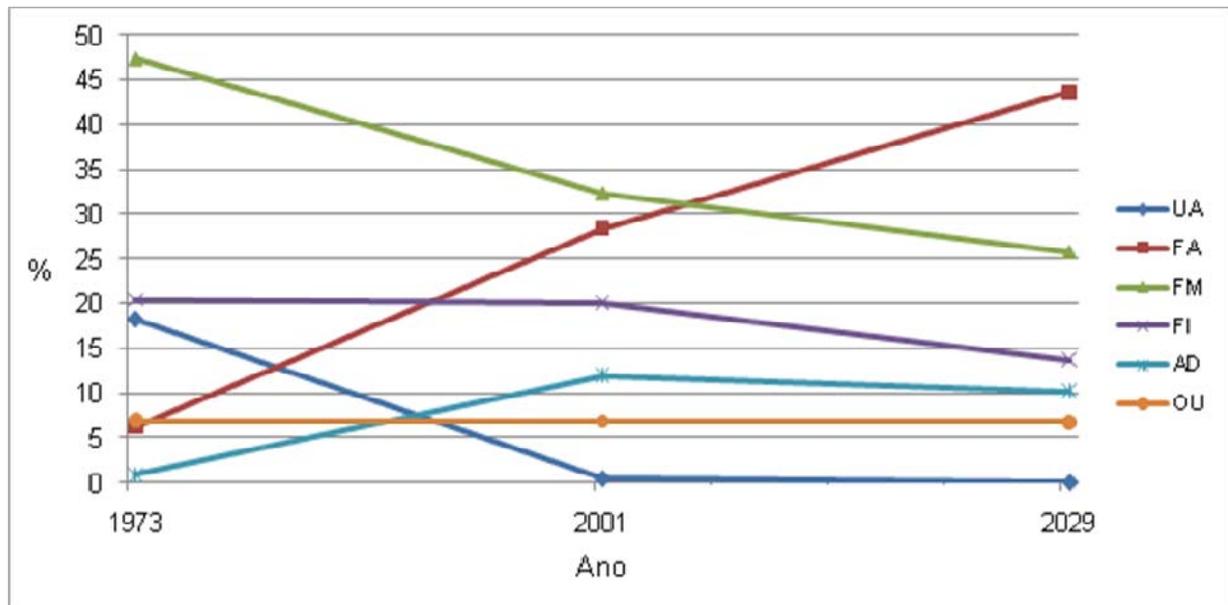


Figura 32 – Dinâmica do uso/cobertura da terra projetada para o ano de 2029 com base nas tendências evidenciadas para o período de 28 anos da transição 1973-2001 no PEIA, Ubatuba, SP
Fonte: elaborado pelo autor.

4.3.2 O futuro longínquo do PEIA: projeção para 2043

Tendo como base as tendências históricas dos últimos 35 anos de dinâmica do uso/cobertura da terra do PEIA, para todo o período de transição analisado entre 1973 e 2008, projetou-se o cenário para um futuro distante para avaliar a provável configuração da paisagem. A projeção mostrou que, se nenhuma medida de intervenção humana foi tomada no sentido de restaurar os ambientes degradados do Parque, e deixar com que a natureza haja por si só, mesmo 35 anos depois, em 2043 (32 anos a contar da conclusão desse trabalho), ainda restariam cerca de 71,04ha de áreas degradadas (8,57% da área total da ilha), uma redução de apenas 2,20% (18,18ha) em relação a 2008 quando foram mapeados 89,22ha. A projeção mostra ainda que as florestas avançadas (FA) ocupariam 500,73ha (60,42% da área do Parque), com considerável avanço na sucessão de FI e FM (**Tabela 15**).

A **Tabela 16** resume as áreas e porcentagens de ocupação de cada um dos grupos de classes para todos os anos mapeados e as projeções para 2029 e 2043, e a **Figura 33** apresenta as curvas de porcentagem do uso da terra ao longo dos 35

mapeados e projetados. Através desta é possível perceber que o ano de 2008 apresenta uma curva mais acentuada para o avanço do estágio sucessional das florestas, com aumento de FA e diminuição de FI acentuados em relação à curva de tendência. Esse fato pode ter ocorrido em virtude de 2008 ser um dado real mapeado e 2029 uma projeção da probabilidade de transição que foi baseada em um longo período de 28 anos, evidenciando certa discrepância em relação à verdade e sugerindo que o processo de avanço de FA pode ocorrer mais rapidamente do que o previsto pela transição 1973-2001. Vale ressaltar a dificuldade em diferenciar o estágio sucessional das florestas de um ano para outro através das aerofotografias. Separação essa que pode ser um tanto arbitrária e ter influenciado nesse aumento acentuado em 2008. O importante nessa figura é o aumento evidente de FA, e a curva de AD, que praticamente se estagnou aos 10%.

Tabela 15 - Matriz de transição do uso e cobertura das terras do PEIA, Ubatuba, SP, obtida para os anos de 2008 e 2043, em hectares (ha)

		2043						
	USO/COBERTURA	AD	FA	FI	FM	OU	UA	TOTAL
2008	AD	63,61	2,09	7,98	15,54	0,00	0,00	89,22
	FA	0,00	333,96	0,58	0,25	0,00	0,00	334,80
	FI	2,96	33,35	27,33	53,06	0,01	0,00	116,71
	FM	2,69	130,97	20,18	74,20	0,04	0,05	228,12
	OU	0,00	0,14	0,28	0,23	55,72	0,00	56,37
	UA	1,78	0,23	0,98	0,52	0,00	0,08	3,59
	TOTAL	71,04	500,73	57,34	143,80	55,78	0,13	828,81

Fonte: elaborado pelo autor.

Tabela 16 – Resumo das áreas (ha) e porcentagem de cada agrupamento de classe para todos os anos considerados para a dinâmica do uso da terra do PEIA, Ubatuba, SP

USO/OCUPAÇÃO DA TERRA (AGRUPADA)	1973		2001		2008		2029		2043	
	Área (ha)	%								
AD - Área degradada	7,11	0,86	99,00	11,94	89,22	10,77	84,45	10,19	71,04	8,57
FA - Floresta estágio avançado	51,52	6,22	235,64	28,43	334,8	40,39	414,87	50,06	500,73	60,42
FI - Floresta estágio inicial	169,4	20,44	166,41	20,08	116,71	14,08	83,94	10,13	57,34	6,92
FM - Floresta estágio médio	392,24	47,33	267,81	32,31	228,12	27,52	190,01	22,93	143,80	17,35
OU - Outros usos	56,93	6,87	56,37	6,80	56,37	6,80	56,37	6,80	55,78	6,73
UA - Uso antrópico intensivo	151,61	18,29	3,59	0,43	3,59	0,43	3,58	0,43	0,13	0,02
TOTAL	828,81	100								

Fonte: elaborado pelo autor.

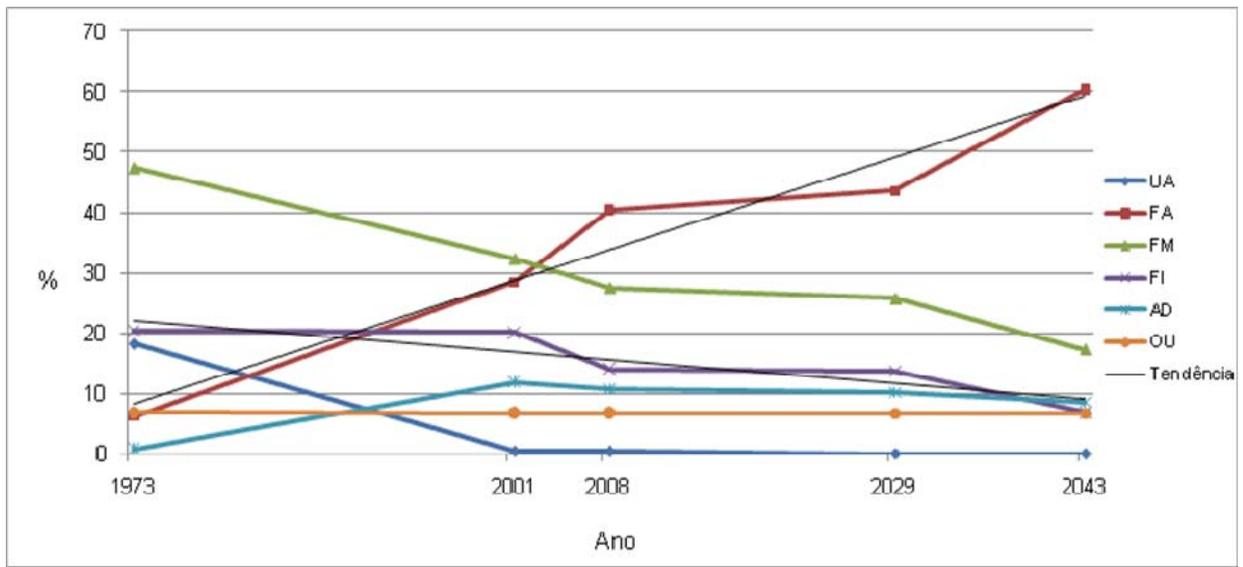


Figura 33 – Dinâmica do uso e cobertura da terra do PEIA para os 35 anos mapeados (1973-2008) e projetados para o futuro em 2029 e 2043 representada pela curva de porcentagem de cobertura de cada agrupamento de classe de uso/ocupação do solo do PEIA, Ubatuba, SP
Fonte: elaborado pelo autor.

4.4 Influência das variáveis proximais

A dinâmica da paisagem do PEIA mostrou-se pouco influenciada pelas variáveis analisadas. Dentre as oito variáveis estudadas, apenas uma se mostrou bastante influente na dinâmica do uso e cobertura da terra no período de 28 anos da transição 1973-2001, a distância dos fragmentos de floresta avançada (FA) de 1973, que apresentou AIC de 134,57 (4,66 a menos que o modelo de probabilidade constante) e valor p de 0,016, sendo estatisticamente significativo para o intervalo de confiança de 5%. Essa influência já era esperada, uma vez que é lógico pensar que, servindo como fonte de propágulos, com o aumento da distância das florestas-fonte diminui-se a chegada de propágulos e a probabilidade de regeneração natural.

Todas as outras variáveis não se mostraram influentes na probabilidade de aumentar a regeneração natural, mas a distância das trilhas do Parque e da costa mostraram-se como potencial influentes. O AIC da variável proximal distância das trilhas ficou bem próximo do modelo constante, mas um pouco acima, e o da distância da costa ficou um pouco abaixo (0,31 a menos que o modelo de probabilidade constante), mas para ser significativa a redução precisa ser de mais de dois pontos (**Tabela 17**).

Tabela 17 - Resultado do modelo de regressão logística binária para as oito variáveis proximais analisadas com o AIC e valor p para o intervalo de confiança de 5%

Modelo	Variável testada	AIC (Akaike Information Criterion)	p (5%)
regen0	sem variável (probabilidade constante)	139,23	-
regen.a	aspecto (orientação vertentes)	141,18	0,819
regen.b	distância das trilhas	139,35	0,177
regen.c	altimetria (elevação)	140,40	0,363
regen.d	distância da hidrografia	171,74	0,276
regen.e	distância dos fragmentos de FA de 1973	134,57	0,016
regen.f	declividade	141,21	0,878
regen.g	distância-custo das trilhas	140,71	0,472
regen.h	distância da costa	138,93	0,133

Fonte: elaborado pelo autor.

A grande maioria do processo de regeneração natural (65%) ocorreu até os primeiros 250m de distância dos fragmentos de FA de 1973 decaindo a probabilidade de ocorrer regeneração na medida em que se aumenta a distância destes, mas ainda ocorrendo 40% do processo de regeneração aos 1.000m. Depois disso a probabilidade de a floresta regenerar cai consideravelmente (**Figura 34**).

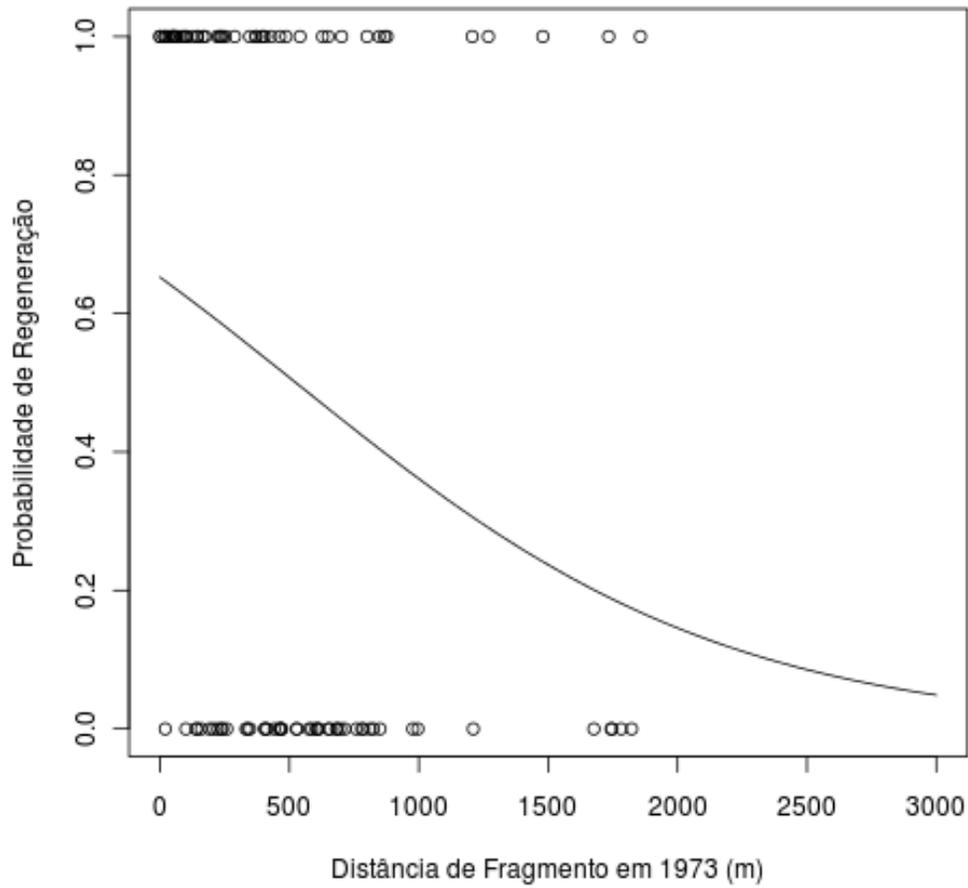


Figura 34 – Probabilidade de ocorrência do processo de regeneração natural da vegetação do PEIA, Ubatuba, SP em relação à distância dos fragmentos de floresta avançada (FA) de 1973
 Fonte: elaborado pelo autor.

5 DISCUSSÃO

A maioria dos trabalhos com dinâmica de paisagem visa à conservação. Muitos deles avaliam os processos de degradação (desflorestamento) e regeneração das florestas na paisagem e a influência de variáveis de interesse para verificar as pressões socioeconômicas que direcionam o processo de desmatamento (BATISTELLA E SOARES-FILHO, 1999; FERRAZ, 2004; FERRAZ et al., 2005; TEIXEIRA, 2005, entre outros). Mas, poucos trabalhos utilizam dessa ferramenta para sugerir um plano de manejo e restauração ecológica de ambientes degradados, tendo como base metodológica a análise da dinâmica das áreas degradadas, histórico de uso/ocupação e as trajetórias ecológicas e comunidades observadas (BROWN E BAKER, 2009), apesar de ser uma ferramenta ótima para análise ambiental (LACHOWSKI, 1994; LUCIER, 1994; OLIVER, 1992).

As ferramentas de geoprocessamento tem se tornado cada vez mais utilizadas, principalmente para modelagem espacial e temporal de nicho e identificação de áreas prioritárias para restauração de zonas ripárias e de certas espécies (ARANHA et al., 2009; RODRIGUES E BONONI, 2008). Mas, acredita-se que com a crescente demanda por projetos de restauração em larga escala, de ecossistemas inteiros, de paisagens como um todo, ou mesmo de todo um bioma (PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA, 2009), a análise da dinâmica das paisagens se tornará ferramenta básica para planos de manejo e restauração de grandes áreas num futuro próximo, pois facilita em todas as etapas do planejamento à implantação e monitoramento.

Essa ferramenta se mostrou bastante eficaz e potente para o Plano de Restauração da Zona de Recuperação do Parque Estadual da Ilha Anchieta, confirmando a hipótese *i* desse estudo. Através da modelagem da dinâmica da paisagem foi possível elucidar as trajetórias assumidas pelos ambientes degradados, verificar a influência das características ambientais nestas, constatar que permanecerão nesse estado por um longo período se não houver intervenção humana e identificar os principais fatores limitantes para a expressão da regeneração natural das florestas, subsidiando assim a definição das metodologias mais indicadas para restaurar os processos ecológicos mantenedores da dinâmica natural das florestas. Essas questões

são essenciais para definir a metodologia de restauração de áreas abandonadas (HOBBS E WALKER, 2007).

Os resultados aqui apresentados demonstram que a paisagem do PEIA se mostrou bastante dinâmica para todo o período analisado, assim como outras áreas do domínio Atlântico no Estado de São Paulo (TEIXEIRA et al., 2009) com longo processo de ocupação. No entanto, pode-se dar ênfase para dois eventos principais: *a.* o evidente avanço no estágio sucessional das áreas de floresta onde já havia floresta inicial e média, principalmente próximas aos remanescentes de FA de 1973 que serviram de fonte de propágulos; e, *b.* a degradação das áreas de uso antrópico intensivo que perderam a resiliência, e após o abandono não retornaram a cobertura florestal permanecendo em estados alternativos estáveis. E ao que parece permanecerão assim por um longo período. Identificou-se ainda um agravante que é o avanço da moita antropogênica de samambaia 1 (*G. pectinata*) (GLE) sobre as demais áreas degradadas. Essas constatações confirmam as hipóteses *ii*, *iii* e *iv* aqui testadas.

A análise da probabilidade de mudança no uso e cobertura da terra do PEIA para os próximos 35 anos se mostrou bastante preocupante do ponto de vista conservacionista. Por ser uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, o PEIA deve, ao rever seu Plano de Manejo, incorporar ações de restauração desses ecossistemas degradados que, ao que sugerem os resultados das projeções futuras, reduzir-se-ão praticamente nada até a metade desse século, permanecendo com as vastas áreas degradadas atualmente encontradas. Em seguida serão apresentadas as sugestões de ações de restauração para a Zona de Recuperação do PEIA.

Alguns autores defendem que a Floresta Atlântica do sudeste do Brasil leva de 100 a 300 anos para atingir a proporção de animais dispersores de espécies (80% das espécies), a proporção de espécies não-pioneiras (90%) e de espécies de sub-bosque (50%) encontrado em florestas maduras. Por outro lado muito mais tempo é necessário (entre um e quatro mil anos) para atingir os níveis de endemismo (40% das espécies) que existem em florestas maduras (LIEBSCH et al., 2008). Enfatizando ainda mais a necessidade de intervenção no Parque, já que esses dados são para florestas secundárias já em processo de sucessão por algum tempo e não áreas ainda

degradadas. Então, ainda após o retorno da cobertura florestal das áreas degradadas do PEIA, estas levariam longos anos para atingir as proporções supracitadas.

A sucessão secundária de áreas agrícolas ou de uso antrópico intensivo após o abandono (*old-field succession*) pode ser uma grande oportunidade para se estudar os processos ecológicos e aprimorar o conceito sucessão ecológica (HOBBS E WALKER, 2007), tema de tantas controvérsias. Existem dois caminhos predominantes que uma área abandonada pode assumir, desenvolver-se em um ecossistema similar ao que havia anteriormente, pelo menos em algumas funções e composição de espécies, ou resultar na perda total do ecossistema específico que depende do manejo da agricultura ali desenvolvida (HOBBS E CRAMER, 2007). A observação da sucessão secundária em áreas abandonadas é essencial para a definição da restauração ecológica desses ambientes (HOBBS E WALKER, 2007).

No Novo Mundo, onde a agricultura não é dominante na paisagem por um longo período – se comparada com a Europa – na maioria das vezes o simples abandono das áreas de agricultura é o suficiente para o rápido retorno para o ecossistema nativo, se as condições forem favoráveis. No entanto, existe a possibilidade de o sistema abandonado permanecer "preso" num estado semelhante ao quando foi abandonado ou mesmo conduzir-se para um estado ainda mais degradado (HOBBS E CRAMER, 2007). Essa é com certeza a alternativa que aconteceu na Ilha Anchieta. Os resultados desse trabalho mostram que as áreas degradadas originaram-se das áreas de uso antrópico intensivo, principalmente para o pastoreio, que após o abandono sofreram influência dos animais exóticos introduzidos e das características do relevo (encostas íngremes e declivosas) degradando-se cada vez mais com o passar do tempo, e que estão estagnadas nesse estado por um longo período.

O processo de degradação das áreas abandonadas do PEIA foi muito bem documentado por Guillaumon e Fontes (1992) em seu estudo sobre manejo das áreas de campo antrópico, no qual identificaram a substituição das gramíneas altamente palatáveis e consumidas pelas capivaras (Capim-gordura) por espécies menos consumidas, entre elas as samambaias da família Gleicheniaceae. Os autores foram bastante conclusivos e elucidativos com esse estudo. No entanto, pecaram ao recomendar que a proteção do solo dos campos antrópicos (aqui denominados Campo

de Miconia) e dos canais de escoamento (sulcos de erosão) fosse realizada com as samambaias devido à baixa palatabilidade, sem levar em consideração o efeito alelopático e invasor dessas e desconhecendo a dinâmica da paisagem.

Vários trabalhos demonstraram que essas e outras espécies de samambaias são invasoras agressivas e precisam de controle (AOKI et al., 1997; CAMPOS, 2004; GLIESSMAN E MULLER, 1978; GUERIN, 2010; NEGISHI et al., 2006; PINHEIRO E DURIGAN, 2009; SLOCUM et al., 2006; SOARES E VIEIRA, 2000), corroborando com os resultados da dinâmica aqui apresentados, nos quais ficou evidente que as samambaias *G. pectinata* (GLE) são extremamente agressivas e estão invadindo os campos de miconia (MIC) e as áreas de *D. flexuosa* (DIC), impedindo que a regeneração ocorra. Sendo assim, não se recomenda seu uso para proteção do solo exposto, apesar de ser necessária sua proteção e recuperação, como será posteriormente apresentado.

Dessa forma, ficou evidente o papel negativo das populações de capivaras no passado da Ilha Anchieta, podendo ser consideradas, juntamente com as más práticas agrícolas da época e o relevo acentuado, os grandes responsáveis pela formação dos campos antrópicos ou Campo de Miconia. Talvez se não tivessem sido introduzidas, os campos de miconia nunca existissem, permanecendo na condição de pastos de Capim-gordura e o solo estaria protegido e com mais matéria orgânica, que é hoje o grande limiar abiótico a ser ultrapassado para desencadear o processo de regeneração natural.

De acordo com Holl (1999) e Vieira e Scariot (2006), a cobertura vegetal pode aumentar a germinação de sementes florestais em pastagens abandonadas, por aumentar o sombreamento e a umidade do solo, criando condições ambientais menos severas ou extremas que favorecem tanto a germinação como o desenvolvimento dos indivíduos, como menor flutuação térmica e maior disponibilidade de água para as sementes. Sem vegetação para proteger, exposto às chuvas abundantes e em encostas íngremes e declivosas, o solo foi sendo retirado, erodido e lixiviado. Hoje em dia encontra-se extremamente compactado sem horizonte orgânico, com altos teores de alumínio e baixos teores de Ca e Mg se comparados com os das florestas (AMAZONAS et al., dados não publicados), relacionados à dificuldade de estabelecimento de novos indivíduos.

Esse histórico de degradação ajuda ainda mais a confirmar a hipótese *ii* formulada para esse estudo, pois ficou evidente que a relação do intensivo processo de ocupação humana e as características ambientais de solo e relevo da ilha foi determinante para a dinâmica da paisagem e influenciou o processo de regeneração da vegetação. A análise das variáveis proximais se mostrou bastante interessante para avaliar a influência dos remanescentes de floresta no processo de regeneração. Mas, o método de amostragem e estruturação dos dados não captou a influência de outras variáveis que se esperava encontrar relação direta, como a declividade, por exemplo, uma vez que observações de campo e dados da literatura mostram evidente influência da declividade na regeneração.

O modelo de regressão logística binária é ainda o mais indicado para testar essas influências (TEIXEIRA, 2005), mas a estruturação dos dados deve ser diferente. Nos dados utilizados, a relação entre as áreas de degradação/regeneração e as variáveis ambientais foram "pareadas" segundo uma malha de pontos escolhidos aleatoriamente, sem levar em consideração as relações de vizinhança, que podem ser muito diferentes de um local para o outro e "mascarar" a influência da variável. Quando se define os polígonos com degradação/regeneração e busca o pareamento dessa informação com as variáveis ambientais "por pixel" ou estômatos celulares, elimina-se a arbitrariedade da escolha da escala de relação entre as variáveis e consegue-se manter a fidelidade das informações cartográficas (TEIXEIRA, 2005; SOARES-FILHO, 1998; SOARES-FILHO et al., 2002). No método utilizado pelo presente estudo, perde-se muito das informações cartográficas, ou seja, a escala detalhada utilizada e a qualidade do mapeamento ficam mascaradas pela arbitrariedade dos pontos amostrais.

Alguns autores demonstram que uma boa estratégia de restauração de florestas tropicais em pastagens abandonadas é simplesmente proteger as áreas de incêndio, e permitir a regeneração natural de florestas secundárias. Esta estratégia é mais eficaz se as florestas remanescentes (fontes de sementes) ainda existem na paisagem e os solos não tenham sido altamente degradados (AIDE et al., 2000). Ou seja, se os antigos pastos do PEIA não tivessem sido altamente degradados, talvez fosse mais fácil recuperá-los, uma vez que a paisagem permitiria esse processo. Conforme demonstrado na análise das variáveis proximais, os fragmentos florestais de 1973 foram

extremamente importantes como fonte de propágulos e influenciaram o processo de regeneração natural do PEIA.

Algumas das espécies superpopulosas do Parque podem dificultar o processo de regeneração natural da floresta em virtude da predação excessiva de sementes pós-dispersas em períodos de escassez de alimento (FADINI, 2005; FADINI et al., 2009; FLEURY, 2009). Por outro lado, a baixa abundância de mamíferos dispersores como a cutia, se comparada com outras áreas, pode afetar o recrutamento de algumas espécies em razão da diminuição da dispersão secundária e aumento da predação por invertebrados em baixo da planta-mãe (DONATTI, 2004). O caso da fauna do PEIA é um tanto controverso, mas no geral recomenda-se o controle e erradicação dos animais exóticos (FLEURY, 2009; GUILLAUMON E FONTES, 1992).

A visão aqui defendida é de que com a restauração da cobertura florestal nativa nessas vastas áreas abertas e a retirada das espécies arbóreas exóticas que servem de alimento farão o controle *per se* das capivaras e outros mamíferos predadores de sementes diminuindo a oferta de recursos como alimento e hábitat e aumentando a competição. Acredita-se que a influência desses animais tenha sido mais intensa e importante no passado, como demonstrado por Guillaumon e Fontes (1992) e que hoje o grande limitante pra a vegetação sejam as samambaias agressivas e o solo dos campos de miconia.

Todos os resultados desse trabalho, a dinâmica do uso e cobertura da terra, a influência das variáveis proximais, as características dos ambientes degradados quanto a fatores abióticos e bióticos (comunidade colonizadora) e a projeção para cenários futuros levam a conclusão de que o grande limitante para o processo de sucessão secundária é o estabelecimento. A maioria das espécies de plantas não consegue se estabelecer nos locais degradados para iniciar a sucessão secundária, apenas algumas mais adaptadas aos diferentes ambientes degradados conseguem, como é o caso das Melastomataceae nos campos antrópicos (solo lixiviado com alto teor de alumínio). Ou seja, para retornar à condição de floresta, deve-se atentar para o processo ecológico do estabelecimento e desenvolver metodologias para intervir de maneira a ultrapassar as barreiras que dificultam esse processo nos diferentes ecossistemas degradados.

Vários autores sugerem alternativas para ultrapassar barreiras para a dispersão e estabelecimento para recuperar florestas tropicais (HOLL et al., 2000). No caso da Ilha Anchieta, de fato a principal barreira a ser vencida é a do estabelecimento, já que os resultados comprovam a chegada de propágulos, seja ele devido ao solo muito degradado nos campos de miconia (MIC) ou devido à barreira físico-química que as samambaias, principalmente *G. pectinata* (GLE), exercem. Nos campos de miconia, os adensamentos de *M. albicans* e outros arbustos servem como facilitadores do processo de estabelecimento (*nurse plant*), atuando como anteparos físicos que seguram as sementes no solo onde há mais matéria orgânica (PADILLA E PUGNAIRE, 2006). No entanto, há vastas áreas com a superfície do solo exposto onde as sementes não conseguem germinar e se estabelecer, primeiro pelo simples fato de não acharem um local para isso, em virtude da declividade acentuada os propágulos acabam sendo carregados para regiões menos íngremes por efeito da gravidade ou de enxurradas (CHADA et al., 2004; MATTEI, 1997; POMPEIA et al., 1989), segundo pela toxicidade em razão dos elevados teores de Al e a falta de nutrientes, mesmo que a semente consiga germinar, a plântula tem poucas chances de se estabelecer e desenvolver-se. Ou seja, para restaurar o processo de estabelecimento nos campos de miconia deve-se recuperar as características físicas e químicas do solo e aumentar a possibilidade de as sementes encontrarem sítios para se estabelecerem.

Já no caso das moitas de samambaias, a dinâmica do uso e cobertura da terra evidenciou que as samambaias comportam-se de maneira diferente. As moitas de *D. flexuosa* são menos agressivas e permitem o avanço da floresta. Já as *G. pectinata* são muito agressivas. Invadem todos os ambientes, de florestas a degradados, exceto solos expostos, e não permitem a sucessão secundária. Nesse caso, o principal limiar a ser ultrapassado é o biótico. De fato, as pteridófitas inibem severamente o recrutamento de espécies lenhosas em áreas que sofreram interferências antrópicas, suprimindo a regeneração natural (COHEN et al., 1995; SLOCUM et al., 2004, 2006). É a invasão biológica que dificulta o estabelecimento e deve ser controlada/erradicada, corroborando com o trabalho de Slocum et al. (2004, 2006). Esses autores sugerem que a retirada das samambaias competidoras é uma ótima estratégia para restauração florestal em Reservas Biológicas tropicais.

Um trabalho muito interessante realizado no PEIA em 2008, mas que não foi publicado, avaliou a regeneração natural dos três ambientes, campo de miconia, moita antropogênica de samambaia 1 (*G. Pectinata*) e moita antropogênica de samambaia 2 (*D. flexuosa*). Os dados demonstram que a riqueza, a diversidade de espécies e a densidade de indivíduos foram significativamente superiores nos locais de miconia e semelhantes entre os locais de *Gleichenella* e *Dicranopteris*. O número de indivíduos mortos foi maior nos locais de *Gleichenella*, evidenciando seu potencial alelopático. Outro dado interessante foi quanto à altura dos regenerantes, os indivíduos mais altos foram encontrados nas áreas de *Dicranopteris* e *Gleichenella*, enquanto que nos campos de miconia em torno de 96% dos indivíduos apresentaram altura inferior a 1m (CYSNEIRO et al., dados não publicados). Esse fato pode estar relacionado ao fenômeno de estiolamento das plântulas, em função da barreira física e baixa disponibilidade de luz existente sob a densa folhagem das pteridófitas (RUSSEL et al., 1998; SLOCUM et al., 2004). Estes resultados indicam que nessas áreas, a regeneração natural está sendo dificultada pelo sombreamento ou pelos efeitos alelopáticos das gleicheniáceas dominantes (SOARES e VIEIRA, 2000). As plântulas das espécies que não são diretamente afetadas pelos efeitos alelopáticos na fase de germinação conseguem germinar e desenvolver-se até certo ponto, mas depois morrem ou não conseguem se desenvolver plenamente.

No total foram amostrados 1.030 indivíduos de 65 espécies, 28 famílias, sendo cerca de 46% das espécies de hábito herbáceo, 23% arbustivo, 25% arbóreo e 6% lianas (CYSNEIRO et al., dados não publicados). O interessante desse trabalho foi o elevado número de indivíduos encontrados sobre as densas moitas de samambaias. Nos 45m² amostrados em cada ambiente, foram encontrados 30 indivíduos arbóreos em GLE e 23 em DIC. Se analisarmos as densidades, temos 0,67 indiv./m² e 0,51 indiv./m², respectivamente. Um reflorestamento com nativas para fins ecológicos introduz 1.667 indivíduos por hectare (ha), apenas de espécies arbóreas, o que dá uma densidade de 0,17 indiv./m² (NAVE, 2007). Ou seja, a densidade de indivíduos arbóreos regenerantes nas moitas de samambaia é pelo menos quatro vezes maior. Se incluirmos ainda os números de regenerantes de espécies herbáceas e arbustivas, essa densidade sobe para 3,51 indiv./m² em DIC e 2,67 indiv./m² em GLE.

Para efeito de comparação, Zipparro (2008) em seu levantamento fitossociológico amostrou 296 indivíduos arbóreos em 1.600m² nas florestas avançadas do PEIA, o que dá uma densidade de 0,18 indiv./m². Valores esses próximos dos utilizados pelos reflorestamentos ecológicos que visam introduzir uma densidade de indivíduos arbóreos próxima da encontrada para florestas naturais conservadas. No entanto, são pelos menos 3,5 vezes menores do que os encontrados para os regenerantes das moitas antropogênicas de samambaias, que apresentaram números expressivos do potencial de regeneração natural desses ambientes, com alta densidade de indivíduos e de diferentes hábitos.

Analisando as espécies regenerantes por hábito de vida, temos que em DIC foram encontradas 6 espécies arbóreas, 3 arbustivas, 8 herbáceas e 2 lianas, totalizando 19 espécies. Em GLE temos um total de 17 espécies, sendo 8 arbóreas, 4 arbustivas e 5 herbáceas. Esse fato deixa claro que há um enorme potencial de restauração desses ambientes pelo simples fato de erradicar as samambaias e conduzir esses regenerantes que sem as barreiras alelopática e física poderão se desenvolver, corroborando com outros trabalhos semelhantes (COHEN et al., 1995; SLOCUM et al., 2004, 2006).

6 PLANO DE RESTAURAÇÃO DO PARQUE ESTADUAL DA ILHA ANCHIETA

Para a sugestão do Plano de Restauração da Zona de Recuperação (ZR) do Parque Estadual da Ilha Anchieta, primeiramente a ZR foi revisada e ampliada, e posteriormente as ações de restauração foram divididas em emergenciais (prioritárias), que são aquelas essenciais para a recomposição da cobertura florestal e devem ser implantadas em curto prazo e aquelas mais para longo prazo e menos prioritárias. Devido ao longo processo histórico de ocupação da Ilha Anchieta, praticamente todo o Parque necessita de ações de restauração, mas há locais com maior e menor prioridade. A **Figura 35a** mostra o Zoneamento do PEIA feito pelo Plano de Manejo (GUILLAUMON et al., 1989) e a **Figura 35b** mostra a presente Proposta de Zoneamento para o PEIA com a revisão das zonas. Só foram alteradas as áreas das zonas, mas os objetivos, atividades e normas de uso previstas são as mesmas propostas pelo Plano de Manejo.

As principais alterações propostas para o zoneamento foram à diminuição da Zona de Uso Intensivo – ZUI que ficou restrita apenas às praias do norte da ilha (Palmas, Presídio e Grande) e áreas de visitação e administração do PEIA, onde está a maioria das edificações (Sede Administrativa, Presídio, Museu, Casa dos Vigias e Posto Policial, etc.) No zoneamento de 1989 a ZUI se estendia para a restinga da Praia das Palmas e o turismo excessivo pode acarretar em degradação da vegetação da restinga que está em processo de sucessão secundária.

Foi revista também a Zona de Uso Extensivo – ZUE que compreende praticamente as trilhas do Parque. Algumas trilhas antigas não existem mais, outras novas foram criadas e outras apesar de propostas nunca foram criadas, então basicamente a revisão da ZUE foi a extinção da trilha do Mirante que levaria ao Morro do Farol e diminuição da trilha do Engenho e incorporação das trilhas da Represa, da Praia do Leste e da Restinga das Palmas, onde são avistados muitos turistas. Deve-se atentar para o excesso de turistas na restinga, como previsto no Plano de Manejo, o objetivo dessa zona é “minimizar o impacto humano, possibilitando acesso ao público às instalações

para fins educativos, de pesquisa e lazer, evitando, todavia, grandes concentrações de visitantes”.

Sugere-se a instalação de cordas-guia para limitar o acesso apenas na trilha, evitando que os visitantes adentrem nas áreas de mata que devem ser isoladas e protegidas, inclusive colocar placas de sinalização mencionado que o local está em processo de restauração e proibindo o acesso. Apesar de ter regenerado substancialmente nos últimos 35 anos, ainda restam vastas áreas degradadas com solo exposto na restinga das Palmas e a análise da dinâmica de 2001 para 2008 identificou alguns sinais de degradação da vegetação em locais onde, provavelmente, os visitantes acessam causando impacto.

A revisão da Zona Intangível – ZI foi basicamente a incorporação de uma mancha de vegetação em estágio avançado de sucessão na região oeste da ilha e ao sul do Saco da Aroeira, no início do braço que vai pra o Boqueirão. Essa mata fazia parte da Zona de Recuperação proposta pelo Plano de Manejo, e foi incorporada à ZI, pois não necessita de ações de restauração emergenciais como o restante das áreas da ZR.

A Zona de Recuperação – ZR foi ampliada para a porção leste da ilha onde se identificaram grandes manchas de samambaias (*G. pectinata*) que estão lá naquele local sem permitirem o avanço da regeneração natural por 35 anos, então necessitam de ações de restauração. Ampliou-se também essa zona na porção central da ilha em direção ao sudoeste desta, onde foram mapeadas vastas áreas de floresta em estágio inicial entremeadas por grandes manchas de moitas de samambaias (ver **Figura 24** no item 4.1). A revisão da proposta de zoneamento foi baseada nos mapas atuais de uso e cobertura da terra e na dinâmica e projeção futura da paisagem do PEIA.

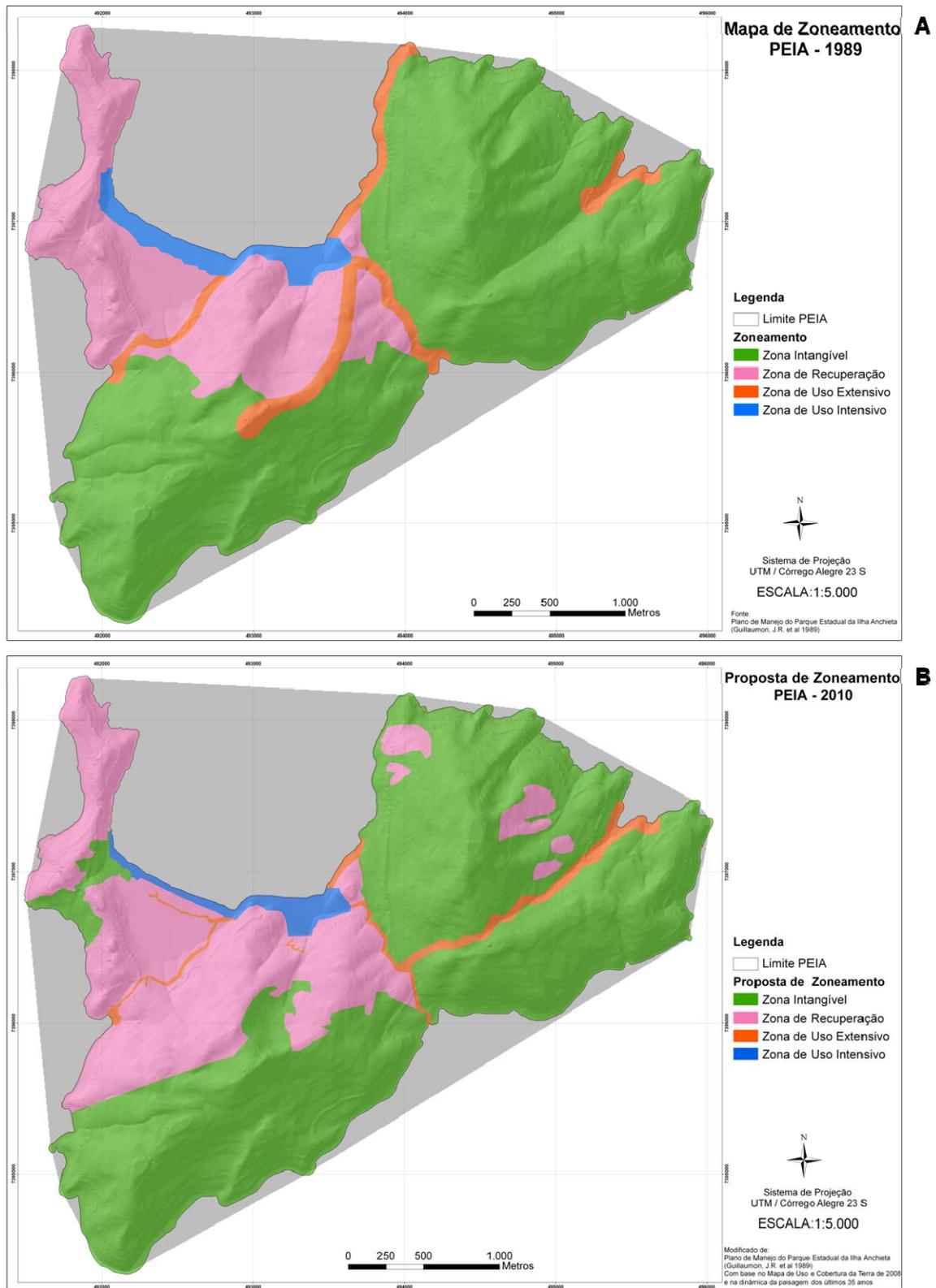


Figura 35 – Comparação das Propostas de Zoneamento do Parque Estadual da Ilha Anchieta – PEIA, Ubatuba, SP. A: Zoneamento proposto em 1989 pelo Plano de Manejo. B: Proposta de Zoneamento revista pelo presente trabalho

Fonte: A: GUILLAUMON et al., 1989 ; B: elaborado pelo autor.

6.1 Ações prioritárias e emergenciais

6.1.1 Isolamento

Como ação prioritária para toda a extensão do Parque Estadual da Ilha Anchieta – PEIA, principalmente nas ZUE, ZR e ZUI, recomenda-se o isolamento de possíveis fatores de degradação. No caso o PEIA, a estratégia emergencial é controlar os visitantes e minimizar os possíveis impactos das pesquisas. A ação deve garantir que o visitante entre no Parque e tenha todo tipo de experiência turística, ecológica, recreacional, educativa, contemple a beleza cênica e saia sem causar danos à Unidade. Enfocando na vegetação, recomenda-se a instalação de cordas-guia que limitem a extensão de todas as trilhas e de ambos os lados, evitando que o visitante adentre a vegetação. Além disso, sugere-se a sinalização das trilhas com placas proibindo a entrada na vegetação e mencionando o processo de restauração dos ambientes. Essa ação fará com que os mais conscientes respeitem os limites de visitação.

Apenas o isolamento das áreas de vegetação já garantirá um bom avanço no processo de regeneração natural, principalmente nas áreas de florestas em estágio inicial de sucessão, como é o caso da restinga das Palmas.

6.1.2 Moitas antropogênicas de samambaias

Como ação emergencial e prioritária para o Plano de Manejo da PEIA, recomenda-se o controle e erradicação das moitas de samambaias (controle de competidores) e a indução e condução dos indivíduos regenerantes na região central da ilha (RODRIGUES E GANDOLFI, 2000). Deve-se priorizar a microbacia hidrográfica que alimenta a represa geradora de energia e em seguida expandir a estratégia para as áreas adjacentes aos fragmentos de floresta, onde estas margeiam e a probabilidade de regeneração aumenta em razão da maior disponibilidade de propágulos. Recomenda-se iniciar a intervenção nessa região para preservar o recurso hídrico e retomar o funcionamento da represa, minimizando gastos com diesel para energia advinda do gerador e em seguida nas bordas das florestas para expandi-las conforme forem substituindo as áreas de samambaias.

A justificativa para essa ação é que foi comprovado que as moitas estão se expandindo e ocupando áreas de campo de miconia e esse processo deve ser interrompido, pois os campos possuem maior diversidade e possibilitam o avanço da floresta, o que as samambaias não permitem. Além disso, é sabido que há grande potencial de regeneração natural sob as moitas de samambaias que estão suprimidos, “abafados” pelas barreiras físico-químicas por elas exercidas.

Não é necessário plantio de mudas nessas áreas, ao menos como ação prioritária, pois há regeneração suficiente e há grande dificuldade de realizar plantios com mudas nativas na ilha que necessitam de grandes quantidades de instrumentos, equipamentos, ferramental, insumos e recursos humanos, dificultando a logística. Conforme mencionado anteriormente, vários trabalhos na literatura sugerem a retirada das moitas de samambaias como estratégia de restauração e alcançaram bons resultados mostrando que a eliminação destas espécies causa o rápido recrutamento de espécies arbóreas florestais (COHEN et al., 1995; SLOCUM et al., 2004). Não se espera que seja diferente no PEIA.

Apesar da portaria IBAMA 14/2010 que libera o uso em caráter emergencial de agrotóxicos à base de ingredientes ativos no controle de espécies vegetais invasoras em áreas de florestas nativas, recomenda-se que o controle dos competidores seja manual, podendo ser feito com facão e foices (SLOCUM et al., 2006) (**Figura 36**), ou semi-mecanizado, com ferramentas motorizadas como roçadeiras costal.



Figura 36 – Controle manual de samambaia (*G. pectinata*) com facão no Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, SP

Fonte: Foto: Leandro B. Aranha

Deve-se chamar atenção para o fato de que não é fácil controlar essas espécies de samambaias em virtude de um sistema de rizomas subterrâneos que possibilita sua rápida expansão, por atingirem alturas superiores a 2,0m e formarem adensamentos de difícil locomoção e que as áreas por elas invadidas são grandes. Realizou-se uma tentativa piloto de retirar as moitas de samambaias em quatro parcelas de 3m x 3m (9m²) com facão e duas pessoas trabalhando. Foi um processo um tanto quanto cansativo e difícil, com baixo rendimento. Os 45m² foram limpos em 8 horas de serviço com duas pessoas, o que deu um rendimento médio de 2,8m²/hh. Então como há grandes áreas para serem manejadas, recomenda-se o uso de equipamentos mais sofisticados com motor e uma equipe de pelo menos 5 a 10 pessoas. Além disso, a retirada das moitas produz enorme biomassa morta que tem potencial alelopático, então devem ser retiradas do local em restauração.

6.1.3 Campos de Miconia

Em tese, apenas erradicação das samambaias e condução da regeneração natural nas áreas por elas ocupadas já garantiria o avanço das florestas, inclusive nas áreas de campo de miconia, que permitem a regeneração natural das florestas. E com mais áreas de florestas advindas da então regeneração das moitas de samambaias entremeando-os, esse processo seria ainda mais rápido. Mas, como as taxas de avanço da floresta por sobre os campos de miconia é muito lenta e pretende-se aqui acelerar o processo de retorno da cobertura florestal, sugerem-se ações de restauração ecológica.

De acordo com os resultados obtidos no presente estudo, que mostram que o limitante para o estabelecimento dos regenerantes nos campos de miconia é a condição em que se encontra o solo (exposto, compacto, com altos teores de alumínio e baixa matéria orgânica), sugere-se como primeira ação a proteção e correção das características físicas e químicas deste. A estratégia mais recomendada é a cobertura do solo com plantas forrageiras, preferencialmente, leguminosas que aumentam a quantidade de nitrogênio do solo e servirão de anteparo para as sementes germinarem.

Recomenda-se adubação verde com sementeira a lanço de espécies como Feijão de porco (*Canavalia ensiformis*) ou Feijão guandu (*Cajanus cajan*) que é ótimo em razão do porte baixo e ciclo anual, sistema radicular robusto que penetra em solos compactados e adensados e produz boa quantidade de massa vegetal, ou de Crotalárias (*Crotalaria juncea*; *Crotalaria breviflora*). A quantidade de sementes varia de acordo com a espécie e a cobertura desejada, mas em média de 4,5kg a 7,0kg por hectare são suficientes. Depois de semeadas, as áreas devem receber uma tela de proteção para garantir que as sementes se estabeleçam.

Deve-se atentar para o fato de que a fauna exótica poderia consumir as leguminosas e prejudicar todo o processo de proteção e recuperação do solo, o que seria um grande problema. Como isso nunca foi testado na ilha, não se sabe ao certo o que poderia acontecer e recomenda-se um teste experimental. Caso isso ocorra, deve-se procurar proteger e recuperar o solo com outras espécies menos palatáveis (GUILLAUMON E FONTES, 1992). Uma alternativa seria a utilização de *topsoil*, que além promover a cobertura e proteção do solo e conter matéria orgânica, já vem com

propágulos. A transposição poderia ser feita de áreas de florestas adjacentes (NAVE, 2005; JACOVAK, 2007).

6.2 Ações menos prioritárias e em longo prazo

Vale a pena chamar atenção para o fato de que existem outros vários outros locais menores onde as samambaias, principalmente *G. pectinata*, invadem. Apesar de estarem fora da ZR devem ser restaurados da mesma forma em uma segunda etapa do Plano de Restauração. Esses locais estão espalhados pela Ilha Anchieta toda, mas há focos mais concentrados no extremo sul e leste da ilha. Apesar de ser difícil o acesso, devem ser restaurados para garantir a erradicação das samambaias do PEIA.

Devido ao corte seletivo de madeira para lenha e construção, toda a Ilha Anchieta está pobre em espécies tardias ou de final de sucessão, características de florestas maduras, mesmo nos locais de Vegetação Secundária de Floresta Ombrófila Densa Montana em Estágio Avançado de Sucessão. Sugere-se então como ação final e de longo prazo, o enriquecimento florístico com espécies clímaxes, que são tardias de crescimento lento e longevas, características de florestas maduras e com espécies da Mata Atlântica ameaçadas de extinção. Esse enriquecimento pode ser feito com sementeira a lanço de um “mix” de espécies.

O controle de espécies arbóreas exóticas que estão se espalhando pelo PEIA, principalmente Palmeira-leque, também é uma ação de restauração necessária, mas não tão emergencial e que pode ser realizada em longo prazo. O controle pode ser feito pelo anelamento (anel de Malpighi) que causa a morte em pé do indivíduo. Deve-se também evitar novas introduções de exóticas para fins de paisagismo, atividade está que deve priorizar espécies nativas, substituindo as mortas por novos indivíduos de árvores nativas, mesmo que na ZUI, como por exemplo, no Presídio e em frente à Sede da Administração do Parque.

6.3 Ações condicionadas ao monitoramento

Apesar da dificuldade de se desenvolver critérios e indicadores para avaliar o processo de restauração ecológica de ecossistemas, este deve ser seguido de um monitoramento do sucesso das estratégias empregadas. Para facilitar a avaliação devem-se definir objetivos claros a serem monitorados (RUIZ-JAEN E AIDE, 2005), assim é possível verificar se as ações estão atingindo os objetivos definidos ou se necessitam modificações. No caso do PEIA, o principal indicador a ser monitorado é a recomposição da cobertura florestal, que é o objetivo emergencial, prioritário aqui proposto. Ou seja, deve-se atentar para o rápido recobrimento das áreas restauradas, que posteriormente poderão ser recolonizadas por espécies mais importantes ecologicamente, devido a propícia matriz florestal, em um processo sucessional natural. Sendo assim, sugere-se alternativas para o caso de as ações supracitadas não atingirem o objetivo de recompor a cobertura florestal rapidamente.

No caso das moitas antropogênicas de samambaias, pensando no controle dos competidores, caso os controles manual ou semi-mecanizado não surtam efeito, será necessário pensar em alternativas, como por exemplo, o controle químico. Enfocando o desenvolvimento dos regenerantes, independentemente do método de controle das samambaias, caso esse seja lento, deve-se pensar em adubação para acelerar o crescimento da vegetação. Esta pode ser com adubação verde ou mesmo química. Ainda pensando no desenvolvimento da regeneração natural nas moitas de samambaias, caso haja falhas na cobertura vegetal, pode-se pensar na introdução de indivíduos através de plantio de mudas e/ou sementes de espécies de preenchimento que apresentam rápido crescimento e boa cobertura de copa (NAVE E RODRIGUES, 2007) em locais com necessidade de cobertura, assim como proposto por Slocum et al (2006).

No caso dos Campos de Miconia, se a adubação verde e a transposição do banco de sementes alóctones não alcançarem os efeitos esperados, sugere-se como alternativa adubar e corrigir quimicamente o solo para acelerar o desenvolvimento da regeneração já existente. E se for necessário aumentar a cobertura vegetal, introduzir indivíduos de preenchimento, assim como para as moitas de samambaias.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As hipóteses testadas nesse trabalho foram todas confirmadas. A metodologia empregada para desenvolver o Plano de Restauração do Parque Estadual da Ilha Anchieta se mostrou bastante eficaz para identificar, através da dinâmica da paisagem, os limiões a serem ultrapassados em cada ambiente degradado e subsidiar a definição das estratégias de restauração. Recomenda-se que mais estudos nessa linha sejam desenvolvidos, já que foram encontrados poucos na literatura e há crescente demanda para projetos de restauração no Brasil. Esse tipo de trabalho ajudaria a entender o processo de invasão biológica tão preocupante e frequente hoje em dia no mundo e no Brasil, principalmente em Unidades de Conservação.

O objetivo principal desse estudo foi o de contribuir para com o Plano de Manejo do PEIA, que tem mais de 20 anos e ainda não implantado, revisando o Zoneamento e sugerindo ações de restauração para a Zona de Recuperação (ZR) e para a Ilha Anchieta como um todo. Espera-se que as metodologias aqui sugeridas não fiquem só no papel e sejam colocadas em prática. Essa dissertação é uma grande oportunidade para se colocar em prática conceitos ecológicos e testar metodologias de restauração de ecossistemas altamente degradados. Sendo em uma ilha com acesso mais limitado, longo histórico de ocupação e degradação e com populações descontroladas de fauna exótica, as dificuldades aumentam e com elas os desafios e possibilidades de aprendizado.

O PEIA, sendo uma Unidade de Conservação Estadual, tem agora um documento que pode servir de base para a restauração da cobertura vegetal e servir como exemplo para muitas outras, não só no Brasil como no mundo tropical. Além disso, enxerga-se aqui a possibilidade de desenvolvimento de uma estratégia eficiente de controle das samambaias exóticas com análises de custo e rendimentos. O Parque deve, então, aproveitar a oportunidade para rever seu Plano de Manejo e incorporar as práticas aqui sugeridas e desenvolver todas as possibilidades supracitadas.

As samambaias da família Gleicheniaceae são observadas formando adensamentos puros em todo o caminho de quem desce a Serra do Mar saindo do Planalto Paulista e em várias praias do litoral paulista, principalmente nas encostas dos

morros, em manchas encravadas no meio das matas e em taludes de Rodovias. Se for desenvolvida uma metodologia prática e econômica de controle e erradicação que induza e conduza a regeneração natural nessas áreas, com custo reduzido, será um enorme ganho para a Mata Atlântica. Um projeto de longo prazo e larga escala poderia e deve ser desenvolvido para restaurar esses ambientes baseado nas tentativas que podem agora ser testadas e desenvolvidas no PEIA com base no conhecimento científico do impacto que causam e da resistência que apresentam para a regeneração da floresta, sendo incorporado ao grande projeto do PACTO Pela Restauração da Mata Atlântica. Sugere-se aqui o uso de imagens de satélite de alta resolução ou mesmo aerofotografias para realizar um mapeamento da distribuição dessas moitas de samambaias ao longo do bioma Mata Atlântica para que se tenha uma ideia da quantidade de áreas que poderiam ser restauradas com as metodologias que fossem então desenvolvidas para a realidade brasileira. Acredita-se que vastas áreas sejam hoje ocupadas por essas espécies de pteridófitas em todo o Brasil, e a literatura mostra que é possível restaurar esses ambientes em outros países tropicais.

A principal conclusão a que se pode chegar com esse trabalho é que áreas de pastagens abandonadas nos domínios da Mata Atlântica em locais com terreno declivoso e de encostas íngremes podem ser invadidas por samambaias da família Gleicheniaceae, desde que essas ocorram na região, e que assim permanecerão por longos períodos em um estado estável mesmo que a matriz seja florestal e favorável ao processo de regeneração natural, e que sem intervenções humanas que visem à restauração ecológica, esses locais talvez nunca voltem ao estado anterior à degradação. E que com a retirada da barreira que exercem e condução da potencial regeneração natural existente, essas áreas podem ser restauradas aumentando os serviços ambientais que as florestas prestam e, é claro, a conservação da Mata Atlântica tão ameaçada.

REFERÊNCIAS

- AB´SABER, A.N. **Brasil: paisagens de exceção: o litoral e o Pantanal Mato-Grossense: patrimônios básicos**. 2. ed. Cotia: Ateliê, 2007. p. 182.
- ACEVEDO, M.F.; URBAN, D.L.; ABLAN, M. Transitions and GAP models of forest dynamics. **Ecological Applications**, Tempe, v. 5, n. 4, p.1040-1055, 1995.
- AGUIAR, A.P.D. **Modelagem de mudança do uso da terra na Amazônia: explorando a heterogeneidade intra-regional**. 2006. 182p.(Tese de Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2006.
- AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.B.; RIVERA, L.; MARCANO-VEGA, H. Forest Regeneration in a Chronosequence of Tropical Abandoned Pastures: Implications for Restoration Ecology. **Restoration Ecology**, Malden, v. 8, n. 4, 2000, p.328–338.
- ALENCAR, A.A.C.; VIEIRA, I.C.G.; NEPSTAD, D.C.; LEFEBVRE, P. Análise multi-temporal do uso do solo e mudança da cobertura vegetal em antiga área agrícola da Amazônia oriental. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., 1996. Salvador. **Anais...** Salvador, 1996. 1 CD-ROM.
- ALLEN, E.B.; COVINGTON, W.W.; FALK, D.A. Developing the conceptual basis for restoration ecology. **Restoration Ecology**, Malden, v.5, n.4, p.275-276, 1997.
- ALMEIDA, F.F.M. **Fundamentos geológicos do relevo paulista**. São Paulo: IPT, 1974. 110p.
- ALMEIDA, C.M.; MONTEIRO, A.M.V.; CÂMARA, G.; SOARES-FILHO, B.S.; CERQUEIRA, G.C.; PENNACHIN, C.L. Modelling urban land use dynamics through Bayesian probabilistic methods in a cellular automaton environment. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON REMOTE SENSING OF ENVIRONMENT, 29., 2002. Buenos Aires. **Anais...** Buenos Aires: CONAE, 8-12/abr/2002. 1 CD-ROM.
- ALMEIDA FILHO, R.; NASCIMENTO, P.S.R.; BATISTA, G.T. Avaliação de técnicas de segmentação e classificação automática de imagens Landsat-TM no mapeamento de uso do solo na Amazônia. **Acta Amazônica**, Manaus, v.28, n.1, p.41-54, 1998.
- ALVAREZ, A.D.; GALETTI, M. Predação de ninhos artificiais em uma ilha na Mata Atlântica: testando o local e o tipo de ovo. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v.24, n.4, p. 1011-1016, 2007.
- ALVES, D.S. Space-time dynamics of deforestation in Brazilian Amazonia. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 23, n.14, p.2903-2908, 2002.

ALVES, K.J.F. **Composição da avifauna e frugivoria por aves em um mosaico sucessional na Mata Atlântica**. 2008. 107p. (Dissertação de Mestrado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro, 2008.

ALVES, D.S.; PEREIRA, J.L.G.; SOUZA, C. L.; SOARES, J. V.; YAMAGUCHI, F. Characterizing landscape changes in central Rondônia using Landsat TM imagery. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 20, n.14, p.2877-2882, 1999.

ANDRADE, N.S.O.; ARAÚJO, L.S.; NUMATA, I. Estudo da dinâmica da cobertura vegetal e uso da terra na região de Ji-Paraná/RO. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 9., 1998. Santos. **Anais...** Santos, 1998. 1 CD-ROM.

AOKI, T.; OHRO, T.; HIRAGA, Y.; SUGA, T.; UNO, M.; OHTA, S. Biologically active clerodane-type diterpene glycosides from the root-stalks of *Dicranopteris pedata*. **Phytochemistry**, New York, v. 46, n.5, p.839-844, 1997.

ARAKI, D.F. **Avaliação da sementeira a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas**. 2005. 151p. (Dissertação de Mestrado em Conservação de Ecossistemas Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

ARANHA, L.B.; AMAZONAS, N.; MÔNICO, A.C.; CARVALHO, R.B.; SILVA, M.M.; TAMBOSI, L.R.; RODRIGUES, R.R. A Utilização dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG) na Restauração Ecológica: uma revisão. In: CONGRESSO IBERO-AMERICANO E DO CARIBE SOBRE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA, 2009. Curitiba. **Anais...** Curitiba, 2009. 1 CD-ROM, Trabalho 47.

ASHTON, M.S.; GUNATILLEKE, C.V.S.; SINGHAKUMARA, B.M.P.; GUNATILLEKE, I.A.U.N. Restoration pathways for rain forest in southwest Sri Lanka: a review of concepts and models. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 154, p.409–430, 2001.

BAKER, W.L. A review of models of landscape change. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 2, n.2, p.111-133, 1989.

BARBOSA, L.M.; BARBOSA, J.M.; BARBOSA, K.C.; POTOMATI, A.; MARTINS, S.E.; ASPERTI, L.M.; MELO, A.C.G.; CARRASCO, P.G.; CASTANHEIRA, S.A.; PILIACKAS, J.M.; CONTIERI, W.A.; MATTIOLI, D.S.; GUEDES, D.C.; SANTOS-JÚNIOR, N.A.; SILVA, P.M.S.; PLAZA, A.P. Recuperação florestal com espécies nativas no Estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, São Paulo, v. 6, p.28–34, 2003.

BARRETT, M.A.; STILING, P. Effects of key deer herbivory on forest communities in lower Florida Keys. **Biological Conservation**, Essex, v. 129, n.1, p.100-108, 2006.

BASSO, F.A. **Hidrossemeadura com espécies arbustivo-arbóreas nativas para preenchimento de áreas degradadas na Serra do Mar**. 2008. 83p. (Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

BATISTELLA, M.; SOARES FILHO, B.S. Ensaio comparativo de índices de fragmentação da paisagem em dois modelos de assentamento rural em Rondônia, In: GIS-BRASIL, 1999. **Anais...** Salvador, 1999. 1 CD-ROM.

BECHARA, F.C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**. 2006. 248p. (Tese de Doutorado em Conservação de Ecossistemas Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

BELL, E.J. Markov analysis of land use change - an application of stochastic processes to remotely sensed data. **Journal of Socioeconomic Planning Sciences**, Durham, v.8, p. 311-316, 1974.

BENAYAS, J.M.R.; NEWTON, A.C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J.M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A Meta-Analysis. **Science**, Washington, v. 325, p.1121-1124, 2009.

BOVENDORP, R.; GALETTI, M. Density and population size of mammals introduced on a land-bridge island in southeastern Brazil. **Biological Invasions**, Dordrecht, v.9, n.3, p.353-357, 2007.

BRADSHAW, A.D. Ecological principles and land reclamation practice. **Landscape Planning**, Amsterdam, v.11, p.35-48, 1984.

BRASIL. Lei Federal n. 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 26 dez. 2006. nº 246, Seção 1, p. 1-4.

BROWN, D.; BAKER, L. The Lord Howe Island Biodiversity Management Plan: An integrated approach to recovery planning. **Ecological Management & Restoration**, Carlton, v. 10, p.70-78, 2009.

BROWN, K.S.; BROWN, G.G. Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. In: WHITMORE, T.C.; SAYER, J.A. (Ed.). **Tropical deforestation and species extinction**. London: Chapman & Hall, 1992. p. 119-142.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba Journal**, Turrialba, v.15, p.40-42, 1965.

CÂMARA, G.; AGUIAR, A.P.D.; ESCADA, M.I.; AMARAL, S.; CARNEIRO, T.; MONTEIRO, A.M.V.; ARAÚJO, R.; VIEIRA, I.; BECKER, B. Amazonian deforestation models. **Science**, Washington, v. 307, p.1043-1044, 2005.

CAMPOS, J.M.S. **Investigação citogenética do potencial alelopático de espécies de líquens e pteridófitas**. 2004. 86p. (Dissertação de Mestrado em Genética e Melhoramento de Plantas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.

CAMPOS, M.A.A. **Padrão e dinâmica de floresta tropical, através de classificação orientada a objeto e da análise da paisagem com imagens Landsat**. 2005. 122p. (Tese de Doutorado em Manejo Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

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

CHADA, S.S.; CAMPELLO, E.F.C.; FARIA, S.M. Sucessão vegetal em uma encosta reflorestada com leguminosas arbóreas em Angra dos Reis, RJ. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 6, p.801-809, 2004.

CHAZDON, R.L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, Washington, v.320, p. 1458-1460, 2008.

CHEN, L.; WANG, J.; FU, B.; QIU, Y. Land-use change in a small catchment of northern Loess Plateau, China. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.86, p.163-172, 2001.

CLEMENTS, F.E. **Plant succession**. Washington, D.C.: Carnegie Institute Washington, 1916. (Publicacion, 242).

CICCHI, P.J.P. **Dados ecológicos da herpetofauna do Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, São Paulo, Brasil**. 2007. 85p. (Dissertação de Mestrado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2007.

COELHO, A.T.; GUARDABASSI, P.M.P.; LORA, B.A.; MONTEIRO, M.B.C.A.; GORREN, R. A sustentabilidade da expansão da cultura canavieira. São Paulo: USP, CENBIO. **Cadernos Técnicos da Associação Nacional de Transportes Públicos**, São Paulo, v.6, p. 1-13, 2007. (Disponível em: http://cenbio.iee.usp.br/download/projetos/1_ANTP.pdf).

COHEN, A.L.; SINGHAKUMARA, B.M.P.; ASHTON, P.M.S. Releasing rain forest succession: A case study in the *Dicranopteris linearis* Fernlands of Sri Lanka. **Restoration Ecology**, Malden, v. 3, n. 4, p.261-270, 1995.

COWLLES, H.C. The ecological relations of vegetation on the sand dunes of Lake Michigan. **Botanical Gazette**, Chicago, v. 27, p. 95-117, 1899.

CRISCUOLO, C.; QUARTAROLI, C.F.; MIRANDA, E.E.; GUIMARÃES, M. Dinâmica de uso e cobertura das terras na região nordeste do Estado de São Paulo. Campinas: **Embrapa Monitoramento por Satélite**, 2006. p. 70. (Documento, 46).

CRUZ, O. **A Serra do Mar e o litoral na área de Caraguatatuba, SP**: contribuição à geomorfologia litorânea e tropical. São Paulo: IGEOG; USP, 1974. 181 p. (Série Teses e Monografias).

CRUZ, O; SUGUIO, K. ; EICHLER, B.B. Sedimentação acelerada de pontais e barras arenosos na Enseada de Caraguatatuba, SP: causas naturais e artificiais. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, São Paulo, v.33, n.1, p. 39-53, 1985.

DAEHLER, C.C. Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: Implications for Conservation and Restoration. **Annual Review Ecology Evolution Systems**, New York , v.34, p. 183–211, 2003.

DEAN, W. **With broadax and firebrand**: the destruction of the brazilian atlantic forest. Berkeley: University of California Press, 1995. 504p.

DEAN, W. **A Ferro e fogo**. São Paulo: Companhia das Letras, 1997. 484p.

DONATTI, C.I. **Consequências da defaunação na dispersão e predação de sementes e no recrutamento de plântulas da palmeira brejaúva (*Astrocaryum aculeatissimum*) na Mata Atlântica**. 2004. 89p. (Dissertação de Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

DRAKE, J.A.; MOONEY, H.A.; CASTRI, F.; GROVES, R.H.; KRUGER, F.J.; REJMANEK, M.; WILLIAMSON, M. **Biological invasion**: A global perspective. New York: John Wiley, 1989. 550p.

DRUMMOND, J. Brazil. In: KRECH, S.; MCNEILL, J.R.; MERCHANT, C. (Ed.). **Encyclopedia of world environmental history**. New York: Routledge, 2004. p. 161–169.

DUNN, C.P.; SHARPE, D.M.; GUNTENSPERGEN, G.R.; STEARNS, F.; YANG, Z. Methods for analyzing temporal changes in landscape pattern. In: TURNER, M.G.; GARDNER, R.H. (Ed.). **Quantitative methods in landscape ecology**. New York: Springer-Verlag, 1991. p. 173-198.

EHRENFELD, J.G.;TOTH, L.A. Restoration ecology and the ecosystem perspective. **Restoration Ecology**, Malden, v. 5, p.307–317, 1997.

ESCADA, M.I.S.; ALVES, D.S. Dinâmica da cobertura florestal como indicador para caracterização de padrões de ocupação em Rondônia. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11., 2003. Belo Horizonte. **Anais ...** Belo Horizonte, 2003. Acesso em:

http://iris.sid.inpe.br:1908/col/Itid.inpe.br/sbsr/2002/11.17.23.19/doc/06_350.pdf

ESPÍNOLA, L.A. ; JULIO-JUNIOR, H.F. Especies invasoras: conceptos, modelos y atributos. **INCI**, Caracas, v. 32, n. 9, p.580-585, 2007.

ESRI. ArcGIS version 9.2. Redlands: **ESRI Press**, 2006. 435p.

ESTEVES, C.F. **Influência antrópica na distribuição espacial da comunidade de mamíferos no Parque Estadual da Ilha Anchieta, SP**. 2010. 162p. (Dissertação de Mestrado em Zoologia) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2010.

FADINI, R.F. **Limitações bióticas afetando o recrutamento da palmeira *Euterpe edulis* em uma ilha continental da Mata Atlântica**. 2005. 78p. (Dissertação de Mestrado em Botânica) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro. 2005.

FADINI, R.F.; FLEURY, M.; DONATTI, C.I.; GALETTI, M. Effects of frugivore impoverishment and overabundant seed predators on the recruitment of a keystone palm in the Atlantic forest. **Acta Oecologica**, Paris, v. 35, p.188-196, 2009.

FAO. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **The state of the world's forests**. Roma: Electronic Publishing Policy and Support Branch. Communication Division, 2007. 144 p.

FEARNSIDE, P.M. Deforestation in brazilian Amazonia: History, rates, and consequences. **Conservation Biology**, Boston, v. 19, n. 3, p. 680–688, 2005.

FERRAZ, S.F.B. **Dinâmica da paisagem na região central de Rondônia e seus efeitos na composição química da água**. 2004. 151p. (Tese de Doutorado em Conservação de Ecossistemas Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

FERRAZ, S.F.B.; VETTORAZZI, C.A.; THEOBALD, D.M.; BALLESTER, M.V.R. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 204, p. 67–83, 2005.

FERRAZ, S.F.B.; VETTORAZZI, C.A.; THEOBALD, D.M. Using indicators of deforestation and land-use dynamics to support conservation strategies: A case study of central Rondônia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 257, p. 1586–1595, 2009.

- FIORIO, P.R.; DEMATTÊ, J.A.; SPAROVEK, G. Cronologia e impacto ambiental do uso da terra na microbacia hidrográfica do Ceveiro, em Piracicaba, SP. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35,n.4, p.671-679, 2000.
- FISCHER, G.; TEIXEIRA, D.; HIZSNYIK, E.T.; van VELTHUIZEN, H. Land use dynamics and sugarcane production. In: ZUURBIER, P. ; van de VOOREN, J. (Ed.). **Sugarcane ethanol - Contributions to climate change mitigation and the environment**. Wageningen: Wageningen Academic Publishers, 2008. p. 29-62.
- FLEURY, M. **Interações ecológicas entre plantas e animais: implicações para conservação e restauração de uma ilha pluvial Atlântica**. 2009. 126p. (Tese de Doutorado em Ecologia Aplicada) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.
- FOLKE, C.; CARPENTER, S.; WALKER, B.; SCHEFFER, M.; ELMQVIST, T.; GUNDERSON, L.; HOLLING, C.S. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. **Annual Review Ecology Evolution Systems**, New York, v.35, p.557–581, 2004.
- FONSECA, G.A.B. The vanishing Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 34, n.1, p. 17-34, 1985.
- FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: John Wiley, 1986. 619p.
- FUMEST. **Fomento de urbanização e melhoria das estâncias (SP). Ilha Anchieta - Plano geral de exploração turística**. Secretaria de esportes e turismo do Governo do Estado de São Paulo, 1974. p. 69.
- FUNDAÇÃO PARQUE ZOOLOGICO DE SÃO PAULO. Processo S/A nº 83.154/86. Telex – CPRN-014/83 1986. 26 p.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA E INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2000–2005**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2008. 157p.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA E INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2008–2010 - Dados Parciais dos Estados Avaliados até Maio de 2010**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2010. 60p.
- GALETTI, M.; GIACOMINI, H.C.; BUENO, R.S.; BERNARDO, C.S.S.; MARQUES, R.M.; BOVENDORP, R.S.; STEFFLER, C.E.; RUBIM, P.; GOBBO, S.K.; DONATTI, C.I.; BEGOTTI, R.A.; MEIRELLES, F.; NOBRE, R.A.; CHIARELLO, A.G.; PERES, C.A. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1229–1241, 2009.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V. Theoretical bases of the forest ecological restoration. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.). **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: New Science Publishers, 2007. p. 27–60.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V. Forest Restoration: Many views and objectives. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.). **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: Nova Science Publishers, I, 2007. p. 3-26.

GENINI, J. **Reproductive phenology and fruit production on a land bridge island in the Brazilian Atlantic Forest**. 2006. 54p. (Dissertação de Mestrado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” Rio Claro, 2006.

GHORBANI, J.; DAS, P.M.; DAS, A.B.; HUGHES, J.M.; MCALLISTER, H.A.; PALLAI, S.K.; PAKEMAN, R.J.; MARRS, R.H.; LE DUC, M.G. Effects of restoration treatments on the diaspore bank under dense *Pteridium* stands in the UK. **Applied Vegetation Science**, Knivsta, v. 6, p.189-198, 2003.

GHORBANI, J.; LE DUC, M.G.; MCALLISTER, H.A.; PAKEMAN, R.J.; MARRS, R.H. Effects of the *Pteridium* [*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn] litter layer on seed banks under experimental restoration. **Applied Vegetation Science**, Knivsta, v. 9, p.127-136, 2006.

GHORBANI, J.; LE DUC, M.G.; McALLISTER, H.A.; PAKEMAN, R.J.; MARRS, R.H. Effects of experimental restoration on the diaspore bank of an upland moor degraded by *Pteridium aquilinum* invasion. **Land Degradation and Development**, Chichester, v.18, p. 659-669, 2007.

GLEASON, H.A. The individualistic concept of the plant association. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, New York, v. 53, p. 7-26, 1926.

GLIESSMAN, S.R.; MULLER, C.H. The allelopathic mechanisms of dominance in bracken (*Pteridium aquilinum*) in southern California. **Journal of Chemical Ecology**, New York, v. 4, n.3, p. 337-362, 1978.

GLIESSMAN, S.R.; MULLER, C.H. The phytotoxic potential of bracken *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. **Madroño**, Berkeley, v. 21, p.299-304, 1972.

GLIESSMAN, S.R. Allelopathy in a broad spectrum of environments as illustrated by bracken. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 73, n.1, p. 95-104, 1976.

GROOM, M.J.; MEFFE, G.K.; CARROLL, C.R. (Orgs.). **Principles of Conservation Biology** 3rd ed. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, 2006. 793 p.

GUERIN, N. **Impacto da invasão e mecanismos de regeneração natural do cerradão em áreas ocupadas por *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (Dennstaedtiaceae) no sudoeste do Estado de São Paulo**. 2010. 84p. (Dissertação de Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

GUILLAUMON, J.R. ; FONTES, M.A. Estudo para manejo dos campos antrópicos do Parque Estadual da Ilha Anchieta - Zona de Recuperação. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992. São Paulo. **Anais...** São Paulo, 29 mar-03 abr, 1992. p.867-879.

GUILLAUMON, J.R.; MARCONDES, M.A.P.; NEGREIROS, O.C.; MOTA, I.S.; EMMERICH, W.; BARBOSA, A.F.; BRANCO, I.H.D.C.; CAMARA, J.J.C.; OSTINI, S.; PEREIRA, R.T.L.; SCORVO-FILHO, J.D.; SHIMOMICHI, P.Y.; SILVA, D.A.; MELO-NETO, J.E. **Plano de Manejo do Parque Estadual da Ilha Anchieta**. IF – Série Registros (1), São Paulo, 1989. 130p.

HARRIS, J.A.; HOBBS, R.J.; HIGGS, E.; ARONSON, J. Ecological Restoration and Global Climate Change. **Restoration Ecology**, Malden, v. 14, n.2, p. 170–176, 2006.

HIGHT, S.D.; CUDA, J.P.; MEDAL, J.C. Brazilian pepper. In: van DRIESCHE, R. (Org.). **Biological control of invasive plants in the eastern United States**. USDA Forest Service Publication FHTET, 2002. 413p.

HOBBS, R.J. Dynamics of vegetation mosaics: can we predict responses to global change? **Écoscience**, Sainte-Foy, v. 1, p.346-356, 1994.

HOBBS, R.J.; CRAMER, V.A. Why Old Fields? Socioeconomics and Ecological Causes and Consequences of Land Abandonment. In: CRAMER, V.A. e HOBBS, R.J. (Ed.). **Old fields: dynamics and restoration of abandonment farmland**. Washington, DC: Island Press, 2007. p.1-14.

HOBBS, R.J.; HARRIS, J.A. Restoration ecology: repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. **Restoration Ecology**, Malden, v. 9, n.2, p. 239-246, 2001.

HOBBS, R.J.; HUENNEKE, L.F. Disturbance, diversity, and invasion: Implications for conservation. **Conservation Biology**, Boston, v. 6, n.3, p.324-337, 1992.

HOBBS R.J; NORTON D.A. Towards a conceptual framework for Restoration Ecology. **Restoration Ecology**, Malden, v.4, p. 93–110, 1996.

HOBBS, R.J.; NORTON, D.A. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. In: TEMPERTON, V.M.; HOBBS, R.J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. (Ed.). **Assembly rules and restoration ecology**. Washington: Island Press, 2004. p.72-95.

HOBBS, R.J.; SUDING, K.N. (Ed.). **New models for ecosystems dynamics and restoration**. Washington, DC: Island Press, 2009. p. 352.

HOBBS, R.J.; ARICO, S.; ARONSON, J.; BARON, J.S.; BRIDGEWATER, P.; CRAMER, V.A.; EPSTEIN, P.R.; EWEL, J.J.; KLINK, C.A.; LUGO, A.E.; NORTON, D.; OJIMA, D.; RICHARDSON, D.M.; SANDERSON, E.W.; VALLADARES, F.; VILÀ, M.; ZAMORA, R.; ZOBEL, M. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v.15, p.1–7, 2006.

HOBBS, R.J.; WALKER, L.R. Old Fields Succession: Development of Concepts. In: In: CRAMER, V.A. ; HOBBS, R.J. (Ed.). **Old fields: dynamics and restoration of abandonment farmland**. Washington, DC: Island Press, 2007. p.17-30.

HOLL, K.D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, Washington, v. 31, p.229-242, 1999.

HOLL, K.D.; LOIK, M.E.; LIN, E.H.V.; SAMUELS, I.A. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment. **Restoration Ecology**, Malden, v. 8, n. 4, 2000, p.339–349.

HOLLING, C.S. Resilience and stability of ecological systems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 4, p. 1–23, 1973.

HUECK, K. **As florestas da América do Sul: ecologia, composição e importância econômica**. Tradução de Hans Reichardt. São Paulo: Polígono, Ed. Universidade de Brasília. 1972. 466p.

IBGE – Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira** - Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1992. p. 92. (Manuais Técnicos em Geociências, 1).

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Uso da Terra**. 2. ed. - Rio de Janeiro: IBGE, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2006. p. 91.(Manuais Técnicos em Geociências, 7).

IBGE – Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa da Área de Aplicação da Lei 11.428 de 2006**. Rio de Janeiro: IBGE, Diretoria de Geociências, 2008.

ISERNHAGEN. I. **Uso de semeadura direta de espécies arbóreas nativas para restauração florestal de áreas agrícolas, sudeste do Brasil**. 2010.105p. (Tese de Doutorado em Conservação de Ecossistemas Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

ITTO/IUCN. **Restoring forest landscapes: an introduction to the art and science of forest landscape restoration.** International Tropical Timber Organization/IUCN, ITTO, 2005. p. 142. (Technical series, 23).

JAKOVAC, A.C.C. **O uso do banco de sementes florestal contido no *topsoil* como estratégia de recuperação de áreas degradadas.** 2007. 142p. Dissertação de (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade de Campinas, Campinas, 2007.

JENTSCH, A. The challenge to restore processes in face of nonlinear dynamics—on the crucial role of disturbance regimes. **Restoration Ecology**, Malden, v. 15, n.2, p. 334–339, 2007.

JORDAN, W.R.; GILPIN, M.E.; ABER, J.D. (Ed.). **Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research.** Cambridge: Cambridge University Press, 1987. 356p.

KAGEYAMA, P.Y.; CASTRO, C.F.A. Conservação genética “in situ” e uso múltiplo da floresta. **Silvicultura**, São Paulo, v. 11, p. 77–80, 1986.

KAGEYAMA, P.Y. ; CASTRO, C.F.A. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. **IPEF**, Piracicaba, v. 41/42, p.83–93, 1989.

KAGEYAMA, P.Y.; REIS, A.; CARPANEZZI, A.A. Potencialidades e restrições da regeneração artificial na recuperação de áreas degradadas. In: SIMPÓSIO NACIONAL – RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1992. Curitiba. **Anais...** 25-29 out. Curitiba: UFPR; 1992. p. 1-7.

KEANE, R.M.; CRAWLEY, M.J. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 17, n.2, p. 164-170, 2002.

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, Berlin, v.15, n.3, p.259-263, 2006.

KRONKA, F.J.N. (Coord.). **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo: Regiões Administrativas de São José dos Campos (Litoral), Baixada Santista e Registro.** São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente/Instituto Florestal: Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, 2007. p.140.

KRONKA, F.J.N. (Coord.). **Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo Período 2008-2009.** São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente/Instituto Florestal, 2010. Disponível em: <http://www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp/>

KUITERS, A.T.; van BECKHOVEN, K.; ERNST, W.H.O. Chemical influences of tree litters on herbaceous vegetation. In: FANTA, J. (Ed.) **Forest dynamics research in Western and central Europe.** Wageningen: Pudoc, 1986. p. 140-170.

LACHOWSKI, H.M.; WIRTH, T.; MAUS, P.; AVERS, P. Remote Sensing and GIS: their role in ecosystem management. **Journal of Forestry**, Washington, v. 92, n.8, p. 39-40, 1994.

LAMB, D.; ERSKINE, P.; PARROTTA, J.A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, Washington, v. 310, p. 1628-1632, 2005.

LAURANCE, W.F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p.1137-1137, 2009.

LAURANCE, W.F.; COCHRANE, M. A.; BERGEN, S.; FEARNSIDE, P.M.; DELAMÔNICA, P.; BARBER, C.; D'ANGELO, S.; FERNANDES, T. The Future of the Brazilian Amazon. **Science**, Washington, v. 19, n. 291, p.438-439, 2001.

LAURANCE, W.F.; LOVEJOY, T.E.; VASCONCELOS, H.L.; BRUNA, E.M.; DIDHAM, R.K; STOUFFER, P.C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.O.; LAURANCE, S.G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.

LAURANCE, W.F.; ALBERNAZ, A.K.M.; FEARNSIDE, P.M.; VASCONCELOS, H.L.; FERREIRA, L.V. Deforestation in Amazonia. **Science**, Washington, v. 304, p.1109, 2004.

LE DUC, M.G.; PAKEMAN, R.J.; PUTWAIN, P.D.; MARRS, R.H. The variable responses of *Pteridium* (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) fronds to control treatments in Great Britain. **Annals of Botany**, London, v. 85B.p.17–29, 2000.

LE DUC, M.G.; PAKEMAN, R.J.; MARRS, R.H. Plant species responses in a restoration experiment on land infested by *Pteridium aquilinum*. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 119, p. 53–54, 2007.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, Essex, v.141,p.1717–1725, 2008.

LOCKWOOD, J.L. ; SAMUELS, C.L. Assembly models and the practice of restoration. In: TEMPERTON, V.M.; HOBBS, R.J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. (Ed.). **Assembly rules and restoration ecology**. Washington: Island Press, 2004. p. 34–54.

LOWDAY, J.E.; MARRS, R.H. Control of *Pteridium* and the restoration of heathland. III. *Pteridium* litter disturbance and heathland restoration. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 29, p.212–217, 1992.

LUCIER, A.A. Criteria for success in managing: forest landscapes. **Journal of Forestry**, Washington, v. 92, n. 7, p. 20-24, 1994.

- MANSOURIAN, S.; LAMB, D.; GILMOUR, D. Overview of technical approaches to restoring tree cover at the site level. In: MANSOURIAN, S.; VALLAURI, D.; DUDLEY, D. (Ed.). **Forest restoration in landscapes: beyond planting trees**. New York: Springer, 2005. p. 241–249.
- MAGRO, T.C. Manejo de paisagens em áreas florestadas, **Silvicultura**, São Paulo, v. 69, p.38-45, 1997.
- MALAKOFF, D. The river doctor. **Science**, Washington, v. 305, p.937-939, 2004.
- MARGALEF, R. On certain unifying principles in ecology. **American Naturalist**, Chicago, v. 97, p.357-374, 1963.
- MARGALEF, R. **Perspectives in ecology theory**. Chicago: University of Chicago Press, 1968. 111p.
- MARRS, R.H.; LE DUC, M.G.; MITCHELL, R.J.; GODDARD, D.; PATERSON, S.; PAKEMAN, R.J. The ecology of *Pteridium*: its role in succession and implications for control. **Annals of Botany**, London, v. 85B, p.3–15, 2000.
- MARRS, R.H.; JOHNSON, S.W.; LE DUC, M.G. Control of *Pteridium* and the restoration of heathland. VIII. The regeneration of the heathland community after 18 years of continued *Pteridium* control or 6 years of control followed by recovery. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 35, p. 857–870, 1998.
- MATTEI, L.V. Avaliação de protetores físicos em semeadura direta de *Pinus taeda* L. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 7, n. 1, p.91-100, 1997.
- METZGER, J.P. Landscape dynamics and equilibrium in areas of slash-andburn agriculture with short and long fallow period (Bragantina region, NE Brazilian Amazon). **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 17, p. 419–431, 2002.
- METZGER, J.P. Effects of slash-and-burn fallow periods on landscape structure. **Environmental Conservation**, Lausanne, v. 30, n.4, p. 325-333, 2003.
- METZGER, J.P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA ET. AL. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p.49-76
- METZGER, J.P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p.1138-1140, 2009.

METZGER, J.P. Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n.1/2, 2008.

(Disponível em:

<http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/fullpaper?bn00101122001+en>) (Acesso em: 12 out. 2008).

METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; DIXO, M.; BERNACCI, L.C.; RIBEIRO, M.C.; TEIXEIRA, A.M.G.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1166-1177, 2009.

MILLER, J.R.; HOBBS, R.J. Habitat Restoration—Do We Know What We're Doing? **Restoration Ecology**, Malden, v. 15, n. 3, p. 382–390, 2007.

MILTON, S.J. 'Emerging ecosystems': a washing-stone for ecologists, economists and sociologists? **South African Journal of Science**, Johannesburg, v. 99, p. 404–406, 2003.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Brasília, 2000. p.40.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. **Biodiversidade Brasileira: 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, 2002. p. 404.

MIRANDA, E.E. Questões ambientais (impactos locais e globais) e energéticas: a expansão da cana-de-açúcar e a ocupação das terras no Estado de São Paulo. In: CORTEZ, L.A.B. (Coord.). **Bioetanol de cana-de-açúcar: P&D para produtividade e sustentabilidade**. São Paulo: Bluncher, 2010. p. 41-51.

MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, J.; MIITERMEIER, C.G.; LAMOURUX, J.; FONSECA, G.A.B. **Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions**. Washington, DC: Cemex, 2005. 392p.

MOLISCH, H. **Der Einfluss einer Pflanze auf die andere – Allelopathie**. Germany: Jena, Fisher, 1937. p.116.

MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4b, p.786-792, 2000.

MULLER, M.R.; MIDDLETON, J. A Markov model of land-use change dynamics in the Niagara Region, Ontario, Canada. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 9, n. 2, p. 151-157, 1994.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p.853–858, 2000.

NAEEM, S. Biodiversity and ecosystem functioning in restored ecosystems: extracting principles for a synthetic perspective. In: FALK, D.A.; PALMER, M.A.; ZEDLER, J.B. (Ed.). **Foundations of restoration ecology**. Washington: Island Press, 2006. p.210-237.

NAGENDRA, H.; SOUTHWORTH, J.; TUCKER, C. Accessibility as a determinant of landscape transformation in Western Honduras: linking pattern and process. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v.18, p.141-158, 2003.

NASSAR, A.M.; RUDORFF, B.F.T.; ANTONIAZZI, L.B.; AGUIAR, D.A.; BACCHI, M.R.P.; ADAMI, M. Prospects of the sugarcane expansion in Brazil: impacts on direct and indirect land use changes. In: ZUURBIER, P. ; van de VOOREN, J. (Ed.). **Sugarcane ethanol - Contributions to climate change mitigation and the environment**. Wageningen: Wageningen Academic Publishers, 2008. p. 63-93.

NAVE, A.G. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na Fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP**. 2005. 219p. (Tese de Doutorado em Silvicultura e Manejo Florestal) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Combination of species into filling and diversity groups as forest restoration methodology. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.). **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas**. New York: New Science Publisher, 2007. p. 103-126.

NEGISHI, J.N.; SIDLE, R.C.; NOGUCHI, S.; NIK, A.R.; STANFORTH, R. Ecological roles of roadside fern (*Dicranopteris curranii*) on logging road recovery in Peninsular Malaysia: Preliminary results. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 224, p.176-186, 2006.

NEPSTAD, D.C.; VERÍSSIMO, A.; ALENCAR, A.; NOBRE, C.; LIMA, E.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P.; POTTER, C.; MOUTINHO, P.; MENDOZA, E.; COCHRANE, M.; BROOKS, V. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, London, v. 398, p.505-508, 1999.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 1977. 422p.

NOBLE, I.R. ; SLATYER, R.O. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. **Vegetatio**, The Hague, v. 43, p. 5-21, 1980.

NOVO, E.M.L.M. **Sensoriamento Remoto: Princípios e Aplicações**. São José dos Campos: Editora Edgar Blücher, 1989. 308p.

ODUM, E.P. **Fundamental of Ecology**. 2nd ed. Philadelphia: W.B. Sanders , 1959. 624p.

ODUM, E.P. The strategy of ecosystem development. **Science**, Washington, v.164, p.262-270, 1969.

OLIVER, C.D. A landscape approach: achieving and maintaining biodiversity and economic productivity. **Journal of Forestry**, Washington, v. 90,n. 9, p. 20-25, 1992.

PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. Disponível em: <<http://www.pactomataatlantica.org.br>>. Acesso em: 22 jul. 2009

PADILLA, F.M.; PUGNAIRE, F.I. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. **Frontiers Ecological Environmental**, Washington, v. 4, n. 4, 2006. p.196-202.

PAKEMAN, R.J ; HAY, E. Heathland seedbanks under *Pteridium* (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) and their importance for revegetation after *Pteridium* control. **Journal of Environmental Management**, London, v. 47,p. 329–339,1996.

PAKEMAN, R.J ; MARRS R.H. The conservation value of *Pteridium* (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) dominated communities in the UK, and an assessment of the ecological impact of *Pteridium* expansion for its removal. **Biological Conservation**, Essex, v. 62, p.101–114, 1992.

PAKEMAN, R.J; THWAITES, R.H; LE DUC, M.G; MARRS, R.H. Vegetation re-establishment on land previously subject to control of *Pteridium aquilinum* by herbicide. **Applied Vegetation Science**, Knivsta, v. 3, p.95–104, 2000.

PALMER, M.A.; AMBROSE, R.F.; POFF, N.L. Ecological theory and community restoration ecology. **Restoration Ecology**, Malden, v. 5, n. 4, p. 291-300, 1997.

PALMER, M.A.; FALK, D.A.; ZEDLER, J.B. Ecological theory and restoration ecology. In: FALK, D.A.; PALMER, M.A.; ZEDLER, J.B. (Ed.). **Foundations of restoration ecology**. Washington; Covelo; London: SERI, Island Press, 2006. p. 1-10.

PARKER, V.T. The scale of successional models and restoration objectives. **Restoration Ecology**, Malden, v. 5, n. 4, p.301-306, 1997.

PARKER, V.T.; PICKETT, S.T.A. Restoration as an ecosystem process: implications of the modern ecological paradigm. In: URBANSKA, K.M.; WEBB N.R.; EDWARDS P.J. (Ed.). **Restoration ecology and sustainable development**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. p.17-32.

PEDROSA, B.M.; CÂMARA, G. **Modelagem dinâmica: conceitos básicos e exemplos de sistemas**. 2003.

Disponível em: www.dpi.inpe.br/cursos/tutoriais/modelagem/cap1_conceitos
Acesso em: 15 ago.2008.

PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Orlando: Academic Press, 1985. 472p.

PICKETT, S.T.A.; PARKER, V.T.; FIEDLER, P. The new paradigm in ecology: implications for conservation biology above the species level. In: FIELDER, P.; JAIN, S. (Ed.). **Conservation biology: the theory and practice of nature conservation**. New York: Chapman and Hall, 1992. p.65-88.

PICKETT, S.T.A. ; CADENASSO, M.L. Vegetation dynamics. In: van der MAAREL (Ed.). **Vegetation Ecology**. Oxford: Blackwell Publishing, 2005. p.172-198.

PICKETT, S.T.A.; COLLINS, L.S; SAND ARMESTO, J.J. Models, mechanisms of and pathways in succession. **Botanical Review**, New York, v. 53, p. 335-371, 1987.

PICKETT, S.T.A. E OSTFIELD, R.S. The shifting paradigm in ecology. In: KNIGHT, R.L.; BATES, S.F. (Ed.). **A new century for natural resources management**. Washington, Island Press, 1995. p.261-278.

PINHEIRO, E.S. **Análises ecológicas e sensoriamento remoto aplicados à estimativa de fitomassa de cerrado na Estação Ecológica de Assis, SP**. 2008. p.192 (Tese de Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

PINHEIRO, E.S. ; DURIGAN, G. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 32, n. 3, p. 441-454, 2009.

PIVELLO, V.R. Invasões Biológicas no Cerrado Brasileiro: Efeitos da Introdução de Espécies Exóticas sobre a Biodiversidade. **ECOLOGIA.INFO**, 33. 2008.
<http://www.ecologia.info/cerrado>. Acesso em:08 set.2009.

PIVELLO, V.R.; SHIDA, C.N.; MEIRELLES, S.T. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 8, p.1281–1294, 1999a.

PIVELLO, V.R.; CAVALHO, V.M.C.; LOPES, P.F.; PECCININI, A.A.; ROSSO, S. Abundance and distribution of native and alien grasses in a “Cerrado” (Brazilian Savanna) Biological Reserve. **Biotropica**, Washington, v. 31, n. 1, p. 71-82, 1999b.

POMPÉIA, S.L., PRADELLA, D.Z.A., MARTINS, S.E., SANTOS, R.C., DINIZ, K.M. A sementeira aérea na Serra do Mar em Cubatão. **Ambiente**, São Paulo, v. 3, n. 1, p.13-19, 1989.

PRIMACK, R.B. **Essentials of Conservation Biology** 4th Ed. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, 2006. 530p.

PRIMACK, R.B. ; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Editora Planta, 2001. 328 p.

R Development Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, 2006. p.215.

REIS, A.; BECHARA, F.C.; ESPINDOLA, M.B.; VIEIRA, N.K.; SOUZA, L.L. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 1, p. 28–36, 2003.

REIS-DUARTE, R.M. **Estrutura da floresta de restinga do Parque Estadual da Ilha Anchieta (sp)**: bases para promover o enriquecimento com espécies arbóreas nativas em solos alterados. 2004. 230p. (Tese de Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, “Julio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2004.

REJMÁNEK, M. Invasive plants: approaches and predictions. **Austral Ecology**, Carlton, v. 25, p. 497–506, 2000.

REJMÁNEK, M. ; RICHARDSON, D.M. What attributes make some plant species more invasive. **Ecology**, Durham, v. 77, p. 1655-1661, 1996.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, M.G.; PANETTA, F.D.; WEST, C.J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and distributions**, Oxford, v. 6, p. 93–107, 2000.

ROBERTS, D.A.; NUMATA, I.; HOLMES, K.; BATISTA, G.; KRUG, T.; MONTEIRO, A.; POWELL, B.; CHADWICK, O.A. Large area mapping of land-cover change in Rondônia using multitemporal spectral mixture analysis and decision tree classifiers. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 107, n. D20, p. 1-17, 2002.

ROBIM, M.J. **Análise das características do uso recreativo do Parque Estadual da Ilha Anchieta**: uma contribuição ao manejo. 1999.245p. (Tese de Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1999.

RODRIGUES, R.R.; BONONI, V.L.R. (Org.). **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2008. 246p.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Recomposição de florestas nativas: princípios gerais e subsídios para uma definição metodológica. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, Campinas, v. 2, p. 4-15, 1996.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: DIAS, L.E.; MELLO, J.W. (Ed.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, SOBRADE, 1998. p.203-215.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. (Ed.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo/FAPESP, 2000. p.235–247.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Restoration actions. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.). **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: New Science Publisher, 2007. p.77-101.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p.1242-1251, 2009.

RUDORFF, B.F.T.; AGUIAR, D.A.; SILVA, W.F.; SUGAWARA, L.M.; ADAMI, M.; MOREIRA, M.A. Studies on the Rapid Expansion of Sugarcane for Ethanol Production in São Paulo State (Brazil) Using Landsat Data. **Remote Sensing**, Basel, v. 2, n. 4, p.1057-1076, 2010.

RUIZ-JAEN, M.C.; AIDE, T.M. Restoration Success: How Is It Being Measured? **Restoration Ecology**, Malden, v. 13, n.3, p.569-577, 2005.

RUSSELL, A.E., RAICH, J.W.; VITOUSEK, P.M. The ecology of the climbing fern *Dicranopteris linearis* on windward Mauna Loa, Hawaii. **Journal of Ecology**, Oxford, v.86, p.765–779, 1998.

SACHS, D.L.; SOLLINS, P.; COHEN, W.B. Detecting landscape changes in the interior of British Columbia from 1975 to 1992 using satellite imagery. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 28, n. 1, p. 23-36, 1998.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Projeto Museológico do Parque Estadual da Ilha Anchieta – Relatórios: Fase I, II, III e IV. São Paulo: Marcos Carrilho Arquitetos S/C Ltda. **Convênio MMA/PNMA/PED 97 CV047**, 1998b.

SÃO PAULO (Estado). Decreto Estadual nº 24906, de 3 de setembro de 1955. Dispõe sobre extinção do estabelecimento penal localizado na Ilha Anchieta. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder..., São Paulo, 4 set. 1955. p. 1.

SÃO PAULO (Estado). Decreto Estadual nº 9629, de 29 de março de 1977. Cria o Parque Estadual da Ilha Anchieta e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder..., São Paulo, 30 mar. 1977. p. 1.

SÃO PAULO (Estado). Decreto Estadual nº 6349, de 19 de março de 1934. Muda para Ilha Anchieta a atual denominação da Ilha dos Porcos, deste Estado. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder..., São Paulo, 21 mar. 1934. p. 1.

SÃO PAULO (Estado). Decreto Estadual nº 54079, de 04 de março de 2009. Altera os artigos 5º, 6º e 9º, acrescenta o artigo 9ºA e modifica os Anexos do Decreto nº 51453, de 2006, que cria o Sistema Estadual de Florestas – SIEFLOR. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder..., São Paulo, 5 mar. 2009. Seção 1, p. 3.

SÃO PAULO (Estado). Resolução SMA nº 87, de 11 de dezembro de 1998. Disciplina o acesso e a permanência de turistas no Parque Estadual da Ilha Anchieta e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder..., São Paulo, 12 dez. 1998a. Seção 1, p. 23.

SÃO PAULO (Estado). Portaria do diretor geral do IF, de 18 de dezembro de 2002. Dispõe sobre o cadastro de empresas ou pessoas físicas que operam o turismo e/ou transporte de visitantes no Parque Estadual da Ilha Anchieta, e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder..., São Paulo, 19 dez. 2002. Seção 1, p. 50.

SÃO PAULO (Estado). Lei Estadual nº 844, de 10 de outubro de 1902. Autoriza o Governo a fundar um instituto disciplinar e uma Colônia Correccional. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder..., São Paulo, 14 out. 1902. p. 2181.

SÃO PAULO (Estado). Lei Estadual nº 2347, de 31 de dezembro de 1928. Transfere para a Ilha dos Porcos do Instituto Correccional de Taubaté, com a denominação de Colônia Correccional do Estado de São Paulo. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder..., São Paulo, 5 jan. 1929. p. 191-192.

SAYER, J.; CHOKKALINGAM, U.; POULSEN, J. The restoration of forest biodiversity and ecological values. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 201, p. 3–11, 2004.

SER. SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE & POLICY WORKING GROUP. **The SER International Primer on Ecological Restoration**. Tucson: Society for Ecological Restoration International. 2nd ed. 2004, 13 p. Disponível em: <www.ser.org>. Acesso em: 15 jan. 2009.

SHIMABUKURO, Y.O.; DUARTE, V.; MELLO, E.M.K.; MOREIRA, J.C. Levantamento de áreas desflorestadas na Amazônia através de processamento digital de imagens orbitais. **Floresta e Ambiente**, Seropedica, v. 6, n. 1, p. 38-44, 1999.

- SILVA, U.S.R. ;MATOS, D.M.S. The invasion of *Pteridium aquilinum* and the impoverishment of the seed bank in fire prone areas of Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 15, p. 3035-3043, 2006.
- SLOCUM, M.G.; AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; NAVARRO, L. A Strategy for Restoration of Montane Forest in Anthropogenic Fern Thickets in the Dominican Republic. **Restoration Ecology**, Malden, v. 14, n. 4, p. 526–536, 2006.
- SLOCUM, M.G.; AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; NAVARRO, L. Natural regeneration of subtropical montane forest after clearing fern thickets in the Dominican Republic. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 20, p.483–486, 2004.
- SOARES, G.L.G. ; VIEIRA, T.R. Inibição da germinação e do crescimento radicular de alface (cv. “Grand Rapids”) por extratos aquosos de cinco espécies de Gleicheniaceae. **Floresta e Ambiente**, Seropedica, v. 7,n.1, p. 190-197, 2000.
- SOARES-FILHO, B.S. **Modelagem da dinâmica de paisagem de uma região de fronteira de colonização amazônica**. 1998. p.299 (Tese de Doutorado em Engenharia) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998.
- SOARES-FILHO, B.S.; CERQUEIRA, G.C.; PENNACHIN, C.L. DINAMICA. A stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 154, p.217-235, 2002.
- SOARES-FILHO, B.S.; NEPSTAD, D.C.; CURRAN, L.M.; CERQUEIRA, G.C.; GARCIA, R.A.; RAMOS, C.A.; VOLL, E.; MCDONALD, A.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P. Modelling conservation in the Amazon basin. **Nature**, London, v. 440, p.520-523, 2006.
- SOBRINHO, J.M.A.; JANASI, V.A.; SIMONETTI, A.; SANTORO, J.; DINIZ, H.N. Granito da Ilha Anchieta: Extensão do magmatismo tardio à orogênese Búzios no Estado de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 64., 2008. Curitiba. . O Planeta Terra em Nossas Mãos. Curitiba: 26 e 31 out. 2008.
- STEWART, G.; COZ, E.; LE DUC, M.; PAKEMAN, R.; PULLIN, A.; MARRS, R. Control of *Pteridium aquilinum*: Meta-analysis of a Multi-site Study in the UK. **Annals of Botany**, London, v. 101, p.957-970, 2008.
- STEVENS, S. **Conservation through cultural survival: Indigenous people and protected areas**. Washington, D.C.: Island Press, 1997. p.383.
- STINSON, K.A.; CAMPBELL, S.A.; POWELL, J.R.; WOLFE, B.E.; CALLAWAT, R.M.; THELEN, G.C.; HALLETT, S.G.; PRATI, D.; HLIRONOMOS, J.N. Invasive Plant Suppresses the Growth of Native Tree Seedlings by Disrupting Belowground Mutualisms. **PLOS Biology**, v. 4, n. 5, p.727-731, 2006. e140. DOI: 10.1371/journal.pbio.0040140.

STONE T. A.; BROWN, I.F. WOODWELL, G.M. Estimation, by remote sensing, of deforestation in central Rondônia, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 38: 291-304, 1991. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 204, p.67–83, 2005.

SUDING, K.N.; GROSS, K.L.; HOUSEMAN, G.R. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. **Trends in Ecology and Evolution**, London, v.19, p.46–53, 2004.

TANSLEY, A.G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. **Ecology**, Durham, v. 16, p.284-307, 1935.

TEIXEIRA, A.M.G. **Modelagem da dinâmica de uma paisagem do Planalto de Ibiúna (1962-2000) e inferências sobre a sua estrutura futura (2019)**. 2005. 118p. (Dissertação de Mestrado em Ecologia) - Departamento de Ecologia , Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

TEIXEIRA, A.M.G.; SOARES-FILHO, B.S.; FREITAS, S.R.; METZGER, J.P. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 257, n. 4, p.1219-1230, 2009.

TEMPERTON, V.M. The recent double paradigm shift in restoration ecology. **Restoration Ecology**, Malden, v. 15, p. 344–347, 2007.

THE ECONOMIST. **Restoration drama**. Aug. 8, 2002. Disponível em: <http://www.economist.com/node/1270447>

TURNER, M.G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 20, p. 171-197, 1989.

van ANDEL, J. ; ARONSON, J. **Restoration ecology: The new frontier**. Oxford: Blackwell Publishing, 2005. 254p.

van ANDEL, J. ; GROOTJANS, A.P. Concepts in restoration ecology. In: van ANDEL, J; ARONSON, J. (Ed.). **Restoration Ecology: The New Frontier**. Malden: Blackwell Publishing, 2005. p.16-30.

van DIGGELEN, R. Landscape: spatial interactions. In: van ANDEL, J.;ARONSON, J. (Ed.). **Restoration Ecology**. Malden: Blackwell, 2006. p. 31-44.

van DIGGELEN, R.; GROOTJANS A.P.; HARRIS, J.A. Ecological Restoration: State of Art or State of Science? **Restoration Ecology**, Malden, v. 9, n. 2, p. 115-118, 2001.

VIANI, R.A.G.; NAVE, A.G.; RODRIGUES, R.R. Transference of seedlings and aloctone young individuals as ecological restoration methodology. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Ed.). **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: New Science Publishers, 2007. p. 145–170.

VIEIRA, D.L.M.; SCARIOT, A. principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration Ecology**, Malden, v. 14, n. 1, p.11–20, 2006.

VIEIRA, I.C.G.; ALMEIDA, A.S.; DAVIDSON, E.A.; STONE, T.A.; CARVALHO, C.J.R.; GUERRERO, J.B. Classifying successional forests using Landsat spectral properties and ecological characteristics in eastern Amazônia. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 87, p.470–481, 2003.

VIEIRA, D.C.M. ; GANDOLFI, S. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 29, p. 541–554, 2006.

WALKER, B.; HOLLING, C.S.; CARPENTER, S.R.; KINZIG, A. Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. **Ecology and Society**, v. 9, n. 2, p.5, 2004. Disponível em: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5>

WALKER, B.; CARPENTER, S.; ANDERIES, J.; ABEL, N.; CUMMING, G.; JANSSEN, M.; LEBEL, L.; NORBERG, J.; PETERSON, G.D.; PRITCHARD, R. Resilience management in social-ecological systems: a working hypothesis for a participatory approach. **Conservation Ecology**, v. 6, n. 1, p.14, 2002. Disponível em: <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art14/>

WALTER, H. **Vegetação e zonas climáticas**. São Paulo: EPU, 1986. 326p.

WATT, A.S. Patter and process in the plant community. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 35, p. 1-22, 1947.

WEIHER, E. On the status of restoration science: obstacles and opportunities. **Restoration Ecology**, Malden, v. 15, p.340–343, 2007.

WHITAKER, R.H. A consideration of climax theory: the climax as a population and pattern. **Ecological Monographs**, Ithaca, v. 23, p. 41-78, 1953.

WHITE, P.S. E WALKER, J.L. Approximating nature’s variation: selecting and using reference information in restoration ecology. **Restoration Ecology**, Malden, v. 5, p. 338–349, 1997.

WIENS, J.A. Spatial scaling in ecology. **Functional Ecology**, Oxford, v. 3, n. 4, p.385-397, 1989.

WORBOYS, M.F. **GIS - A Computing Perspective**. London: Taylor & Francis ,1995.

XUAN, T.D.; TSUZUKI, E.; UEMATSU, H.; TERAOKA, H. Effect of alfalfa (*Medicago sativa* L.) pellets on weed control in rice. **Allelopathy Journal**, Hissar, v. 9, n. 2, p.195-203, 2002.

YOUNG, T.P. Restoration ecology and conservation biology. **Biological Conservation**, Essex, v. 92, n. 1, p.73-83, 2000.

YOUNG, T.P.; PETERSEN, D.A.; CLARY, J.J. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. **Ecology Letters**, Oxford, v. 8, p. 662–673, 2005.

ZEDLER, J.B. ;CALLAWAY, J.C. Tracking wetland restoration: Do mitigation sites follow desired trajectories? **Restoration Ecology**, Malden, v. 7, p. 69–73, 1999.

ZEMBRUSKI, S. Geomorfologia da margem continental sul brasileira e das bacias oceânicas adjacentes. In: REMAC – RELATÓRIO FINAL. Rio de Janeiro, PETROBRÁS – CENPES – DINTEP, 1979. p. 129-177. (Série Projeto REMAC, 7).

ZILLER, S.R. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. **Ciência Hoje**, São Paulo, v. 178, p.77-79, 2001.

ZIPPARRO, V.B. Caracterização florística e fitossociológica de três ambientes com diferentes estágios sucessionais na Ilha Anchieta, SP. In: **Interações ecológicas entre plantas e animais: implicações para a conservação e restauração de uma ilha pluvial atlântica**. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" - ESALQ, Universidade de São Paulo - USP. Projeto Auxílio à Pesquisa, Processo FAPESP N°: 05/55093-7 (2º Relatório Científico), 2008.

BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

CLEWELL, A.; RIEGER, J.P. What practitioners need from restoration ecologists. **Restoration Ecology**, Malden, v. 5, n.4, p.350-354, 1997.

HIGGS, E.S. What is Good Ecological Restoration? **Conservation Biology**, Boston, v.11, n. 2, p.338-348, 1997.