USP

Campus de São Carlos

APLICAÇÃO DE REDES NEURAIS ARTIFICIAIS E SENSORIAMENTO REMOTO NA CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DO PARQUE ESTADUAL MORRO DO DIABO

Maria de Lourdes Bueno Trindade Galo

Orientador: Dra. Evlyn Marcia Leão de Moraes Novo

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

APLICAÇÃO DE REDES NEURAIS ARTIFICIAIS E SENSORIAMENTO REMOTO NA CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DO PARQUE ESTADUAL MORRO DO DIABO

Maria de Lourdes Bueno Trindade Galo

EESC-USP
Biblioteca
CAMPUS DE S. CARLOS

Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título em Doutor em Ciências da Engenharia Ambiental.

ORIENTADOR: Dra. Evlyn Marcia Leão de Moraes Novo.

São Carlos

2000

Classe. TESE-EESC
Cutt. 2375
Tombo 0098/00
1084019

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento da Informação do Serviço de Biblioteca - EESC/USP

G178a

Galo, Maria de Lourdes Bueno Trindade
Aplicação de redes neurais artificiais e sensoriamento remoto na caracterização ambiental do Parque Estadual Morro do Diabo /
Maria de Lourdes Bueno Trindade Galo. -- São Carlos, 2000.

Tese (Doutorado) -- Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, 2000.
Área: Ciências da Engenharia Ambiental.
Orientador: Profa. Dra. Evlyn Marcia Leão de Moraes Novo.

1. Sensoriamento remoto. 2. Redes neurais artificiais. 3. Ecologia da paisagem. I. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

Candidata: Engenheira **MARIA DE LOURDES BUENO TRINDADE GALO**

Tese defendida e aprovada em 16-03-2000
pela Comissão Julgadora:

Profa. Doutora **EVLYN MARCIA LEÃO MORAES NOVO (Orientadora)**
(Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE)

Profa. Associada **MARIA DO CARMO CALIJURI**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)

Prof. Doutor **NILTON NOBUHIRO IMAI**
(UNESP – Campus de Presidente Prudente)

Doutor **DALTON DE MORISSON VALERIANO**
(Pesquisador - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares - INPE)

Profa. Doutora **PAULINA SETTI RIEDEL**
(UNESP – Campus de Rio Claro)

Prof. Doutor **EVALDO LUIZ GAETA ESPÍNDOLA**
Coordenador da Área de Ciências da Engenharia Ambiental

JOSÉ CARLOS A. CINTRA
Presidente da Comissão de Pós-Graduação da EESC

Ao Maurício, dedico;

Aos meus pais, ofereço.

AGRADECIMENTOS

À Dr^{a}. Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo pela inestimável orientação, pelas críticas e sugestões, constante incentivo e amizade.

Ao Prof. Ass. Mauricio Galo, da FCT/Unesp, pelo constante apoio, moral e operacional.

Ao Dr. José Simeão de Medeiros, pesquisador do INPE, pela valiosa ajuda na operacionalização do simulador de redes neurais.

Aos colegas do Departamento de Cartografia, Prof. Dr. Nilton Nobuhiro Imai e Prof^{a}. Dr^{a}. Mônica Modesta dos Santos Decanini, pelas sugestões apresentadas.

À Prof^{a}. Dr^{a}. Maria do Carmo Calijuri, pelo pronto atendimento às questões acadêmicas.

Ao IF, particularmente ao Eng. Agr. Francisco Vilela e ao Biol. André de Luca, pelas facilidades de acesso ao Parque Estadual Morro do Diabo e à documentação disponível.

À Eng. Cart. MSc. Élcia Ferreira da Silva, do ITESP, pelas informações relativas aos assentamentos rurais vizinhos ao PEMD.

À CESP, pelo acesso ao material disponível sobre o reservatório de Rosana.

Ao Departamento de Cartografia da FCT/Unesp pela concessão de afastamento para a obtenção dos créditos e desenvolvimento do trabalho.

À CAPES/PICD, pela concessão da bolsa.

Aos professores, funcionários e colegas do CRHEA que participaram dessa jornada.

A todos os amigos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização desse trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS i
LISTA DE TABELAS iv
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS vi
LISTA DE SÍMBOLOS viii
RESUMO x
ABSTRACT xi
1 INTRODUÇÃO 1
1.1 Objetivos 6
1.2 Estrutura do trabalho 7
2 FUNDAMENTAÇÃO TEORICA 9
2.1 Áreas de conservação e propostas de manejo 9
2.1.1 O manejo tradicional e a legislação pertinente 9
2.1.2 A influência do contexto 12
2.1.3 A abordagem sistêmica para o manejo de parques 14
2.2 Ecologia da Paisagem 16
2.2.1 Padrões espaciais e estrutura ecológica da paisagem 17
2.2.2 Padrões de paisagem e processos ecológicos: considerações sobre escala e hierarquia 18
2.2.3 Paisagens no tempo e no espaço 20
2.2.4 O modelo mancha - corredor - matriz 21
2.2.5 Fragmentação da paisagem 23
2.2.6 Análise da paisagem: métodos e ferramentas 25
2.3 Análise das informações espaciais: o papel do sensoriamento remoto 27
2.3.1 Informações espaciais georreferenciadas 29
2.3.2 Caracterização dos dados de sensoriamento remoto 31
2.3.3 Sensoriamento remoto e vegetação 33

2.3.4 Mapeamento temático e classificação 34
2.3.5 Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto 36
2.3.6 Classificação com apoio do computador 40
2.3.7 Aplicação de redes neurais artificiais em classificação 42
2.3.8 Exatidão da classificação 48
2.4 Sistemas de classificação da paisagem 53
2.4.1 A hierarquia dos grandes ecossistemas do globo 54
2.4.2 A vegetação como manifestação dos fenômenos ambientais 55
2.4.3 Sistemas de classificação da vegetação 56
2.4.4 Classificações locais e regionais 58
3 MATERIAIS E MÉTODOS 60
3.1 Caso de estudo: o Parque Estadual Morro do Diabo 60
3.1.1 Aspectos fisiográficos e faunísticos do PEMD 61
3.1.2 Planos e propostas de manejo elaborados para o PEMD 68
3.1.3 Contexto geográfico: o Pontal do Paranapanema 72
3.2 Materiais e equipamentos 74
3.2.1 Dados multiespectrais e multitemporais de sensoriamento remoto 74
3.2.2 Dados espaciais e descritivos resultantes de levantamentos anteriores 75
3.2.3 Ferramentas computacionais utilizadas no processamento e análise dos dados 76
3.3 Desenvolvimento metodológico 79
3.3.1 Integração de dados espaciais: caracterização da vegetação limitada ao PEMD 81
3.3.1.1 Processamentos prévios aplicados aos dados multiespectrais e multitemporais TM/Landsat 84
3.3.1.2 Dados temáticos: hipsometria, geomorfologia e solos 86
3.3.1.3 Geração da imagem de textura 87
3.3.1.4 Elaboração da imagem contendo classes de vegetação de referência 88
3.3.1.5 Aplicação de redes neurais artificiais na classificação dos dados 90
3.3.1.6 Análise do desempenho da rede: estimativa da exatidão da classificação de 1985 102
3.3.1.7 Procedimento adotado para a análise da vegetação do PEMD 104
3.3.2 Análise do PEMD integrado à paisagem do Pontal do Paranapanema 106
3.3.2.1 Seleção da área de entorno e processamentos aplicados aos dado multiespectrais 109

3.3.2.2 Definição das classes para análise da paisagem do entorno do PEMD..... 110
3.3.2.3 Aplicação de redes neurais artificiais na classificação dos dados..... 113
3.3.3 Análise das abordagens desenvolvidas..... 114
4 RESULTADOS: APRESENTAÇÃO E ANÁLISE..... 116
4.1 Caracterização da vegetação do PEMD: Abordagem 1..... 117
4.1.1 Dados espaciais compatibilizados: planos de entrada para a rede neural..... 117
4.1.2 Caracterização espectral, textural e temporal das amostras de treinamento..... 125
4.1.3 Arquiteturas das redes neurais selecionadas..... 134
4.1.4 Proporção de pixels associados às classes treinadas..... 137
4.1.5 Desempenho da rede neural na classificação dos dados..... 150
4.1.6 Definição da legenda: a questão da consistência temporal na rotulação das classes..... 154
4.1.7 As cenas classificadas..... 159
4.2 O PEMD integrado à paisagem do Pontal do Paranapanema: Abordagem 2..... 165
4.2.1 Seleção da área de entorno e parâmetros de pré-processamento dos dados TM/Landsat..... 165
4.2.2 As imagens de textura..... 169
4.2.3 As classes de interesse..... 171
4.2.4 Variabilidade espectral e textural das amostras de treinamento..... 173
4.2.5 Classificações resultantes da aplicação das redes neurais artificiais..... 177
4.2.6 A incorporação de informações espaciais/contextuais relevantes para a análise..... 184
4.3 Análise comparativa das abordagens adotadas..... 187
5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES..... 191
5.1 Conclusões..... 191
5.2 Recomendações..... 195
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... 197
APÊNDICE 1

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 01 - Diagrama esquemático da arquitetura de uma rede neural de *perceptron* com uma camada escondida..... 44

FIGURA 02 - Localização geográfica do Parque Estadual Morro do Diabo..... 61

FIGURA 03 - Mapa de vegetação do PEMD elaborado a partir de fotografias aéreas de 1962, escala 1:25000..... 64

FIGURA 04 - Visão geral da vegetação do Morro do Diabo..... 67

FIGURA 05 - Mapa conceitual do manejo e desenvolvimento do Morro do Diabo..... 70

FIGURA 06 - Fluxograma geral mostrando os modelos concebidos para desenvolver as abordagens adotadas..... 80

FIGURA 07 - Fluxograma das atividades desenvolvidas para a caracterização da vegetação do PEMD, a partir da integração de diferentes tipos de dados espaciais..... 82

FIGURA 08 - Fluxograma genérico das atividades relacionadas com a aplicação de redes neurais para a classificação dos dados espaciais..... 91

FIGURA 09 - Configuração dos dados de treinamento e validação constituídos por segmentos de imagens, extraídos com base no mapa de referência..... 95

FIGURA 10 - Caracterização das classificações desenvolvidas com a aplicação das redes neurais treinadas..... 105

FIGURA 11 - Representação gráfica do procedimento de definição e análise do PEMD integrado à paisagem do entorno..... 108

FIGURA 12 - Distribuição espacial das classes de hipsometria do PEMD..... 120

FIGURA 13 - Distribuição espacial das classes de geomorfologia (a) e solos (b)... 120

FIGURA 14 - Imagem representando as classes de vegetação do PEMD, elaborada a partir do mapa temático de 1970..... 121

FIGURA 15 - Bandas espectrais TM5 referentes a cada data de passagem após a aplicação das operações de pré-processamento necessárias..... 123

FIGURA 16 - Imagens de textura geradas a partir da banda TM4, para cada data de passagem..... 124

FIGURA 17 - Variabilidade espectral das classes, representada pela média e desvio padrão das amostras de treinamento, para os dados multiespectrais de 1985 127

FIGURA 18 - Variabilidade espectral das classes, representada pela média e desvio padrão das amostras de treinamento, para os dados multiespectrais de 1991 128

FIGURA 19 - Variabilidade espectral das classes, representada pela média e desvio padrão das amostras de treinamento, para os dados multiespectrais de 1995 129

FIGURA 20 - Variabilidade espectral das classes, representada pela média e desvio padrão das amostras de treinamento, para os dados multiespectrais de 1998 130

FIGURA 21 - Comportamento textural das classes em cada data de passagem, representado pela média do índice de textura das amostras de treinamento 133

FIGURA 22 - Representação espacial das classes treinadas com a inclusão do plano de solos e gerada com *Fna*=0, para cada data de aquisição de dados multiespectrais 141

FIGURA 23 - Representação espacial das classes treinadas com a inclusão do plano de textura e gerada com *Fna*=0, para cada data de aquisição de dados multiespectrais 143

FIGURA 24 - Efeito da utilização de diferentes limiares aplicados ao *Fna* na geração da imagem classificada, a partir dos dados de 1985 e plano de textura 147

FIGURA 25 - Classificações resultantes da aplicação de diferentes limiares ao *Fna* (rede treinada e aplicada aos dados de 1985, incluindo plano de textura) 149

FIGURA 26 - Classificações resultantes da aplicação de redes neurais a dados multiespectrais de 1985, incluindo plano de textura (a) e de solos (b) e derivada do método de máxima verossimilhança (c) 151

FIGURA 27 - Representação temática das classes de vegetação resultantes da aplicação da rede neural definida pela inclusão da textura aos dados multiespectrais de 1985 e demais planos de entrada 160

FIGURA 28 - Representação temática das classes de vegetação resultantes da aplicação da rede neural definida pela inclusão da textura aos dados multiespectrais de 1991 e demais planos de entrada 161

FIGURA 29 - Representação temática das classes de vegetação resultantes da aplicação da rede neural definida pela inclusão da textura aos dados multiespectrais de 1995 e demais planos de entrada 162

FIGURA 30 - Representação temática das classes de vegetação resultantes da aplicação da rede neural definida pela inclusão da textura aos dados multiespectrais de 1998 e demais planos de entrada 163

FIGURA 31 - Área de entorno estabelecida para verificar a distribuição espacial de fragmentos e corredores, representada nas bandas espectrais TM5, adquiridas nas cenas de 1985 (a) e 1998 (b) 166

FIGURA 32 - Área de entorno do PEMD selecionada para a análise da intensidade de pressão exercida sobre os fragmentos florestais remanescentes 169

FIGURA 33 - Imagens de textura geradas a partir da banda espectral TM4, para a análise da dispersão espacial dos fragmentos florestais em 1985 (a) e 1998 (b) 170

FIGURA 34 - Imagem de textura produzida a partir da banda TM4 para posterior avaliação da intensidade de pressão exercida sobre os fragmentos florestais 170

FIGURA 35 - Variabilidade espectral e textural das classes relacionadas com o arranjo espacial da paisagem em 1985 e 1998, para cada amostra de treinamento 174

FIGURA 36 - Variabilidade espectral e textural das classes relacionadas com a intensidade de pressão antrópica sobre os fragmentos, referentes a cada amostra de treinamento adquiridas 176

FIGURA 37 - Classificação resultante da aplicação da rede [4-37-3] treinada para representar a dispersão espacial dos fragmentos florestais em 1985 180

FIGURA 38 - Classificação resultante da aplicação da rede [4-37-3] treinada para representar a dispersão espacial dos fragmentos florestais em 1998 181

FIGURA 39 - Classificação resultante da aplicação da rede [4-37-5] treinada para indicar a intensidade de pressão antrópica sobre os fragmentos florestais 183

FIGURA 40 - Indicação da localização aproximada dos assentamentos rurais e glebas existentes no entorno do PEMD 184

FIGURA 41 - Representação de uma zona tampão arbitrária ao redor dos fragmentos florestais remanescentes 186

LISTA DE TABELAS

TABELA 01 - Principais aplicações das bandas espectrais do sensor TM/Landsat5 32

TABELA 02 - Descrição dos tipos de vegetação mapeados em 1970 63

TABELA 03 - Especificações dos dados orbitais TM/Landsat, órbita/ponto 223/75 - quadrante D+ 75

TABELA 04 - Aplicativos e equipamentos utilizados no processamento e análise dos dados, discriminados por atividade 78

TABELA 05 - Combinação das imagens que constituíram os diferentes conjuntos temporais e composições de dados de entrada 99

TABELA 06 - Especificações dos elementos que diferenciam os dois enfoques adotados na análise do PEMD integrado ao seu contexto geográfico 112

TABELA 07 - Resíduos resultantes do georreferenciamento das imagens orbitais com base nas cartas topográficas do IBGE, escala 1:50000 118

TABELA 08 - Resíduos obtidos no refinamento do ajuste geométrico dos dados espaciais, a partir do arquivo de planimetria (escala original 1:10000) 118

TABELA 09 - Média e desvio padrão dos valores de brilho para cada banda espectral e data de aquisição de imagens, antes e após a normalização radiométrica 122

TABELA 10 - Número de pixels adquiridos em cada amostra de treinamento para cada classes 126

TABELA 11 - Quadro resumo das simulações realizadas para o treinamento das arquiteturas de rede selecionadas com dados de entrada referentes à composição I (imagens 85, hipsometria, geomorfologia e solos) 136

TABELA 12 - Proporção de pixels atribuídos às classes de treinamento: resultado direto da aplicação da rede neural e geração da imagem com *Fna*=0 138

TABELA 13 - Proporção de pixels atribuídos às classes de treinamento: resultado direto da aplicação da rede neural e geração da imagem com a incorporação de um limiar de 10% ao *Fna* 145

TABELA 14 - Indicadores estatísticos da similaridade entre as classificações obtidas com dados multiespectrais de 1985 e dados amostrais de referência..... 153

TABELA 15 - Designação adotada para as classes de vegetação do PEMD e sua correspondência com classificações usadas como referência..... 156

TABELA 16 - Média e desvio padrão dos valores de brilho antes e após a normalização geométrica para analisar a dinâmica do arranjo espacial dos fragmentos no entorno do PEMD..... 167

TABELA 17 - Classes de interesse estabelecidas segundo o enfoque analítico considerado..... 172

TABELA 18 - Resultados do treinamento e validação das arquiteturas de redes neurais selecionadas para os dois enfoques analíticos adotados..... 178

TABELA 19 - Especificação dos tópicos que caracterizam as abordagens utilizadas..... 188

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CESP	- Companhia Energética de São Paulo
CONAMA	- Conselho Nacional do Meio Ambiente
CRHEA	- Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada
EESC	- Escola de Engenharia de São Carlos
EMQ	- Erro Médio Quadrático
ETM+	- Enhanced Thematic Mapper Plus
FCT	- Faculdade de Ciências e Tecnologia
FEPASA	- Ferrovias Paulistas S. A.
FIBGE	- Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
HRV	- Haute Resolution Visible
IBGE	- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IF	- Instituto Florestal de São Paulo
IGC	- Instituto Geográfico e Cartográfico de São Paulo
INCRA	- Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
INPE	- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPÊ	- Instituto de Pesquisas Ecológicas
ITESP	- Instituto de Terras do Estado de São Paulo
IUCN	- International Union for Conservation Nature and Natural Resource
Landsat	- Land Observation Satellite
MSS	- Multispectral Scanner
MST	- Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra
PEMD	- Parque Estadual Morro do Diabo
SIG	- Sistema de Informações Geográficas
SNNS	- Stuttgart Neural Networks Simulator

SPOT	- Système Pour l'Observation de la Terre
TF	- Tipo Florestal
TM	- Thematic Mapper
UHE	- Usina Hidrelétrica
UNESCO	- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
Unesp	- Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"
USP	- Universidade de São Paulo
UTM	- Universal Tranversa de Mercator

LISTA DE SÍMBOLOS

x_i - vetor de atributos

m_i - vetor média para uma dada classe i

N - número de dimensões do espaço de atributos; número de elementos de processamento (nós) em cada camada de uma rede neural artificial

Σ_i - matriz de covariância para uma dada classe i

$\sum$ - somatório

J - camada escondida de uma rede neural artificial

Q - camada de saída de uma rede neural artificial

W_j, W_q - pesos das conexões entre os nós de uma rede neural

ω_i - classes de interesse

M - número de classes

I_q - padrão de entrada de uma rede neural

O_j - padrão de saída de uma rede neural

h - função de ativação definida para cada elemento de processamento da rede

θ - ganho adicional acrescido ao coeficiente calculado para cada nó da rede

E - erro total calculado entre a resposta esperada (r_q) e a resposta calculada (O_q)

∂E - derivada parcial do erro

α - taxa de aprendizagem

$\Delta\varpi$ - proporção de mudança nos pesos calculados

δ - termo de erro

$\hat{K}$ - medida de concordância *Kappa*

n_0 - tamanho inicial da amostra para estimativa de exatidão

$Z_{\alpha/2}$ - valor tabelado, para um nível de confiança α, em uma distribuição normal

p - exatidão esperada

$\hat{p}$ - exatidão estimada

d - grau de exatidão desejado (para um dado intervalo de confiança)

n - tamanho da amostra utilizada

F - índice de fragmentação

Fna - fator de não-ambigüidade

L - limiar incorporado ao fator de não-ambigüidade

RESUMO

GALO, M. L. B. T. (2000). *Aplicação de redes neurais artificiais e sensoriamento remoto na caracterização ambiental do Parque Estadual Morro do Diabo.* São Carlos, 2000. 205p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

As características espaciais, espectrais, radiométricas e temporais das imagens de sensoriamento remoto permitem sua utilização em uma ampla variedade de estudos ambientais. A aplicação de estruturas de redes neurais artificiais a essas imagens, muitas vezes integradas a dados temáticos, permite estabelecer relações de síntese entre as variáveis que representam o meio físico e fenômenos ambientais acessíveis a diferentes níveis analíticos. Nesse contexto, buscou-se adequar essas estruturas computacionais a diferentes situações de classificação e aplicá-las à caracterização ambiental do Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD), adotando-se duas abordagens de análise. Inicialmente, a vegetação natural da área restrita ao PEMD foi mapeada e categorizada em quatro momentos distintos no tempo. Na segunda abordagem foram desenvolvidos sistemas de classificação fundamentados na Ecologia da Paisagem, a fim de explicitar a influência do contexto sobre os fragmentos florestais remanescentes. Os resultados apontam a viabilidade de se aplicar redes neurais nesses casos e mostram que a Ecologia da Paisagem fornece uma sustentação teórica adequada para a análise das relações entre ambientes naturais e antrópicos. Esse último ponto mostra-se particularmente importante para o PEMD, face às especificidades do contexto geográfico no qual ele se insere.

Palavras-chave: sensoriamento remoto; redes neurais artificiais, Ecologia da Paisagem.

ABSTRACT

GALO, M. L. B. T. (2000). *Artificial neural networks and remote sensing data applied in the "Parque Estadual Morro do Diabo" environmental analysis.* São Carlos, 2000. 205p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Spatial, spectral, radiometric and temporal features of remote sensing data allow several kinds of environmental analysis. Artificial neural networks have been used to many types of classification of multispectral images. So, these computational structures were adopted to aggregating spatial data sets into classes of environmental phenomena, and then applied in "Parque Estadual Morro do Diabo" (PEMD) analysis. Two approaches were used to assess different analytical levels of the environmental phenomena. Firstly, natural vegetation types of PEMD were mapped in four different years. Lately, classifications systems based on Landscape Ecology principles were applied in order to assess the human-derived disturbance effects on natural forested patches. The results suggest that neural networks are useful to classify specifics spatial data sets into well-defined classes of environmental phenomena. Besides, the Landscape Ecology provides the conceptual framework to analyze the relationship among natural and cultural environments. This evaluation is important to PEMD due to the present geographical context.

Keywords: remote sensing; artificial neural networks; Landscape Ecology.

1 INTRODUÇÃO

A redução sistemática dos habitats florestais tem estimulado o desenvolvimento de novas abordagens para o manejo dos recursos naturais, visando à conservação da floresta e à manutenção da biodiversidade. De acordo com WHITE et al. (1995), as áreas florestadas fornecem um refúgio para a sobrevivência das espécies de plantas e animais de seus habitats. Os autores acrescentam que o conhecimento da composição de espécies florestais é parte integrante do planejamento e implantação de uma política de manejo de recursos em unidades de conservação e destacam, ainda, que a fitocartografia automatizada, desenvolvida a partir de dados de sensoriamento remoto integrados a uma base de dados geográficos, pode ter um papel importante na categorização da distribuição das espécies de plantas nessas áreas protegidas.

Entretanto, com o crescimento considerável de problemas críticos relacionados com a preservação dos recursos naturais, nenhuma área, mesmo protegida, está imune a sérias perturbações externas. Por estar inserida em um contexto regional mais amplo, uma Unidade de Conservação é influenciada por fatores externos que interagem com ela, os quais podem causar impactos decorrentes das práticas de uso da terra nos arredores e de outras atividades antrópicas. Assim, o efetivo manejo dessas áreas requer uma compreensão do que ocorre tanto no seu interior quanto na vizinhança, o que demanda uma base de informações adequada, que venha subsidiar decisões no sentido de proteger os recursos naturais (DECANINI, 1997).

Como os problemas ambientais raramente respeitam uma demarcação física estabelecida, sua solução requer uma compreensão tanto dos aspectos físicos, como ecológicos do ambiente e de como ocorre sua interação com fatores econômicos, sociais e políticos (HAINES-YOUNG et al., 1993), ou seja, sua percepção pressupõe

uma perspectiva integrada de análise. A Ecologia da Paisagem fornece parte dessa visão integrada, ao enfatizar grandes áreas e os efeitos ecológicos do ordenamento espacial dos ecossistemas (TURNER & GARDNER, 1990).

Vários trabalhos recentes têm fornecido uma base conceitual para muitos estudos ao nível de paisagem, bem como abordagens tecnológicas para criar novas perspectivas de análise que possibilitem uma maior compreensão dos problemas ecológicos. Sob esse ponto de vista, a utilização de informações que possam subsidiar estratégias de ação direcionadas à conservação dos recursos naturais requer, hoje, que se incorpore à análise das entidades ambientais, atributos que tenham expressão espacial. Assim, para acompanhar a dinâmica e a complexidade das mudanças na paisagem, é preciso se dispor de dados e técnicas que forneçam as referências espaciais dessa dinâmica. Os dados de sensoriamento remoto vêm fornecendo essa dimensão adicional aos estudos da paisagem, enquanto que a capacidade de manipulação de dados geográficos ou espaciais oferecida pelos Sistemas de Informação Geográficas (SIG) pode prover a ferramenta analítica ideal para muitos propósitos ambientais.

Desse modo, as informações espaciais georreferenciadas derivadas de dados multiespectrais de sensoriamento remoto têm-se mostrado importantes para o manejo e gerenciamento de recursos naturais, principalmente face aos recursos tecnológicos atualmente empregados para torná-las disponíveis. Paralelamente, o desenvolvimento tecnológico que caracteriza essa área do conhecimento, intensificado pelo uso crescente de computadores nos processos de extração e análise da informação espacial, fornece também instrumentos adequados aos estudos e monitoramentos do meio ambiente.

Os procedimentos de classificação automática de dados multiespectrais tem sido aplicados em muitas dessas situações e novos classificadores vem sendo desenvolvidos e avaliados com a finalidade de identificar e rotular regiões homogêneas da superfície terrestre. Segundo RYAN et al. (1991), as tentativas prévias de automatizar o processo de extração de feições têm conduzido a uma "caixa de ferramentas" de algoritmos, sendo que muitos deles dependem, de algum modo,

da classificação de regiões de uma imagem em categorias, de modo que possam fornecer subsídios aos processos de tomada de decisão.

Devido à natureza multiespectral das imagens de sensoriamento remoto, os métodos estatísticos de reconhecimento de padrões têm se mostrado adequados nos procedimentos de classificação e são bastante empregados com essa finalidade. Entretanto, conforme ressaltam BENEDIKTSSON et al. (1990), os métodos convencionais de classificação multivariada implicam no conhecimento prévio da distribuição estatística das classes, o que pode se constituir em um fator limitante para a utilização de dados obtidos por diferentes fontes, uma vez que estes não podem ser modelados por um modelo multivariado adequado.

Nos últimos anos, têm-se observado um interesse renovado pelas pesquisas de redes neurais aplicadas ao reconhecimento de padrões. Nessa perspectiva, HEPNER et al. (1990) destacam que essa é uma abordagem bastante promissora na resolução de problemas que envolvem a associação de elementos de um conjunto com os elementos de outro conjunto, sendo que tais problemas incluem o reconhecimento de padrões e a classificação espectral e textural.

No caso de reconhecimento de padrões, LEE et al. (1990) relatam que as redes neurais parecem desempenhar a tarefa de classificação de imagens tão bem ou melhor que as técnicas estatísticas, uma vez que não requerem que a natureza paramétrica da distribuição dos dados a ser classificados seja explicitada.

Existem, atualmente, vários modelos de redes neurais artificiais desenvolvidos para as mais diversas aplicações. Nesse contexto, está inserida a *rede neural de perceptron multicamadas*, a qual assume regiões de decisão semelhantes àquelas formadas por um classificador estatístico, porém com entradas não correlacionadas e distribuições diferentes para os dados (LIPPMAN, 1987). Além disso, essas redes são treinadas por um algoritmo iterativo de aprendizagem, chamado *backpropagation* que as habilita a desenvolver um comportamento associativo correto quando confrontadas com situações com características similares.

Um grande número de artigos recentes têm relatado o uso de redes neurais artificiais na classificação de dados de sensoriamento remoto, utilizando estruturas multicamadas treinadas pelo algoritmo *backpropagation*. A maioria dos trabalhos

desenvolvidos ressaltam que os modelos de redes neurais prevêem a utilização não apenas de dados multiespectrais, mas permitem a incorporação de dados adquiridos por outras fontes e que não apresentam natureza espectral, a exemplo de ZHUANG et al. (1991) que acoplaram dados espacializados referentes a limites de propriedades rurais, manipulados em um Sistema de Informações Geográficas. Essas aplicações, via de regra, adotam algum critério para estimar o desempenho da rede neural na classificação dos dados.

Nesse contexto, a proposta deste trabalho se apoia na ampla aplicabilidade dos dados e técnicas de sensoriamento remoto como uma ferramenta efetiva para o desenvolvimento de propostas para o manejo dos recursos naturais e considera as seguintes premissas:

- a vegetação de uma área razoavelmente protegida é uma manifestação natural da interação de um conjunto de elementos fisiográficos, de modo que é possível estabelecer uma relação entre variáveis específicas do meio físico e tipos florestais que expressem a variabilidade da vegetação nessas áreas protegidas;
- a influência de fatores externos a uma Unidade de Conservação, principalmente aqueles relacionados com o desenvolvimento de atividades antrópicas no seu entorno, pode ser analisada em um contexto territorial mais amplo, segundo o ordenamento espacial dos elementos da paisagem, cuja representação é fundamentada nos princípios Ecologia da Paisagem;
- as estruturas de redes neurais artificiais podem ser aplicadas a diferentes situações de classificação face às suas características de maior flexibilidade na entrada de dados para a classificação, à possibilidade de incorporar atributos não-espectrais ao conjunto de dados de entrada e, ao fato de que a sua aplicação não implica no pressuposto de que os dados da natureza e as classes resultantes tenham uma distribuição estatística conhecida.

A referida proposta baseia-se na idéia de que podem ser concebidos modelos que representem fenômenos ambientais em diferentes níveis analíticos, desde que as

variáveis que expliquem tais fenômenos sejam apropriadamente definidas, e utilizar estruturas de redes neurais artificiais para estabelecer o relacionamento de síntese entre as variáveis de entrada e as classes de interesse.

Para testar a hipótese anterior foi definido um estudo de caso representado por uma área de proteção ambiental: o Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD). Essa Unidade de Conservação apresenta características particularmente adequadas ao objeto da pesquisa, e constitui-se de uma das mais significativas áreas de floresta natural do interior do Estado de São Paulo.

Administrado pelo Instituto Florestal de São Paulo, o Parque Estadual Morro do Diabo tem uma área de 34.156 ha e está localizado no Município de Teodoro Sampaio, Pontal do Paranapanema, o qual pertence à região administrativa de Presidente Prudente. A instalação da Usina Hidrelétrica de Rosana (UHE de Rosana) no rio Paranapanema, limite sul da área de estudos, resultou no alagamento de 3.000 ha (de um total anterior de mais de 37.000 ha).

Desde a criação da Reserva do Morro do Diabo em 1941 e após ter passado à categoria de Parque em 1986, foram elaboradas várias propostas de manejo para o PEMD e geralmente, os levantamentos do meio biofisico realizados, as pesquisas desenvolvidas e as diretrizes conservacionistas estabelecidas, estavam restritas aos limites do Parque. Entretanto, mesmo antes que o atual quadro de conflito social, político e ambiental se instalasse na região, decorrente da disputa pela posse da terra no Pontal do Paranapanema, e pela implantação de Usinas Hidrelétricas de grande porte nos rios Paranapanema e Paraná, GUILLAUMON et al.(1983) já alertavam para a necessidade de se considerar o contexto geográfico do PEMD no desenvolvimento das atividades de manejo. Hoje, algumas pesquisas e programas de conservação, desenvolvidos em parceria pelo Instituto Florestal de São Paulo (IF) e o Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ), já consideram essa necessidade.

Finalmente, devem ser ressaltados tanto a inequívoca vocação ambiental de uma área de estudos, para a qual se encontram disponíveis dados e informações oriundas de levantamentos anteriores, e a importância de se preservar e proteger a floresta remanescente que se constitui no mais expressivo fragmento de vegetação

natural para o refúgio da fauna do Pontal do Paranapanema, poderá fornecer a base para estudos de regeneração e de conservação da fauna.

1.1 Objetivos

Considerando um estudo de caso representado por área de proteção ambiental, o objetivo geral da pesquisa é conceber um modelo que incorpore a aplicação de redes neurais artificiais, para a caracterização do meio físico do Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD), em termos de cobertura florestal presente e influência de fatores externos, utilizando dados e técnicas de sensoriamento remoto e atributos extra-imagem.

Com esse propósito, são abordados dois aspectos diferentes para a caracterização da Unidade de Conservação. Em um primeiro momento, faz-se uma categorização das tipologias florestais presentes no PEMD utilizando dados orbitais e temáticos (hipsometria, solos e geomorfologia), na tentativa de reproduzir um sistema de classificação da vegetação que seja similar ao que se observa nas propostas tradicionais de manejo de áreas de proteção ambiental. Posteriormente, a abordagem utilizada passa a incorporar o paradigma da Ecologia da Paisagem, ao caracterizar o PEMD integrado ao contexto geográfico no qual ele se insere.

Além do enfoque direcionado para uma aplicação ambiental emergente, explicitada quando se coloca a necessidade de considerar a influência do contexto geográfico na caracterização da Unidade de Conservação, face às exigências atuais de uma política integrada de manejo da paisagem, a pesquisa agrega um componente tecnológico ao avaliar um modelo não convencional de classificação de dados geográficos: a aplicação de redes neurais artificiais. Com a utilização dessa ferramenta computacional pretende-se averiguar três questões básicas: a adequação desse modelo a diferentes situações de classificação; a possibilidade de se incorporar atributos não-espectrais aos dados a serem classificados e; a viabilidade de se realizar o treinamento da rede uma única vez, para uma mesma situação de classificação e área geográfica, em uma escala temporal definida.

Nesse contexto, os objetivos específicos da pesquisa podem ser explicitados como sendo:

- testar e aplicar estruturas de rede neural artificial para a classificação da cobertura florestal do PEMD e a paisagem do entorno;

- categorizar o PEMD em termos de tipologias florestais presentes, tendo em vista o detalhamento possibilitado pelo conjunto de dados geográficos disponíveis;

- analisar as questões relacionadas com as áreas de transição entre as classes de vegetação natural e, ainda, com a aplicação de um critério quantitativo para verificar o desempenho das redes neurais na classificação dos tipos florestais do PEMD, com base em mapeamentos anteriores;

- estabelecer um sistema de classificação que permita verificar como o arranjo espacial da paisagem se modificou nos últimos anos e indicar as pressões antrópicas exercidas sobre os fragmentos florestais remanescentes no entorno do PEMD.

1.2 Estrutura do trabalho

Nesse primeiro capítulo é delineado o assunto a ser tratado, à luz de algumas considerações que sustentem a hipótese formulada, e são explicitados os objetivos do trabalho.

No segundo capítulo faz-se uma revisão das bases conceituais dos temas relacionados com o desenvolvimento metodológico proposto. Em tópicos distintos são fundamentados os aspectos relativos ao manejo de áreas de conservação, Ecologia da Paisagem, sensoriamento remoto e sistemas de classificação da paisagem. A sustentação teórica para a ferramenta computacional constituída pelas redes neurais artificiais é mostrada no tópico que enfoca o papel do sensoriamento remoto na análise das informações espaciais, no qual estão inseridas as questões da tecnologia adotada.

O terceiro capítulo refere-se inicialmente, a uma descrição do estudo de caso, discriminando seus aspectos fisiográficos, os dados disponíveis para o PEMD e seu

contexto geográfico. Os materiais, constituídos basicamente por dados de sensoriamento remoto, topográficos e temáticos, e as ferramentas computacionais usadas, são também apresentadas nesse capítulo. Além disso, faz-se uma descrição minuciosa da metodologia desenvolvida para operacionalizar a pesquisa, distinguindo as duas abordagens analíticas adotadas para viabilizar as questões propostas nos objetivos.

A apresentação e análise dos resultados constam do quarto capítulo, no qual se privilegia, inicialmente, uma discussão individual dos resultados obtidos para cada abordagem, para em seguida, estabelecer uma comparação entre elas, ressaltando a contribuição de cada uma.

No quinto capítulo são apresentadas as conclusões do trabalho, face aos objetivos propostos e, com base na experiência acumulada, feitas recomendações no sentido de aprofundar algumas questões tratadas no trabalho e sugestões para investigações futuras.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Áreas de conservação e propostas de manejo

A relação do homem com o ambiente tem se caracterizado pela prática predatória de exploração dos recursos naturais. A intervenção humana sobre as florestas, especificamente, resultou em efeitos negativos que se manifestam em outros componentes do sistema biofísico, visto que a floresta é um fator preponderante no contexto ambiental, influenciando diretamente muitos processos ambientais.

Quando o ser humano percebeu que sua sobrevivência dependia da sua relação com a natureza, começaram a surgir algumas medidas de proteção localizadas, as quais se difundiram e se especializaram cada vez mais. Hoje, o princípio que norteia a conservação dos recursos naturais é seu uso racional e múltiplo, o qual acarreta, ao mesmo tempo, o mínimo impacto sobre o ambiente natural e estimula a interação entre os ambientes natural e econômico.

2.1.1 O manejo tradicional e a legislação pertinente

No Brasil, como em todo o mundo, a destruição das florestas naturais foi intensiva. Para proteger os remanescentes florestais foi instituído o Código Florestal (Lei n° 4771/65), com a finalidade de preservar, racionalizar a exploração e valorizar a função da floresta na estrutura sócio-econômica do país. Inúmeras leis, decretos e resoluções promulgados desde então, dispõem sobre a defesa da qualidade dos componentes ambientais naturais isoladamente (água, solo, ar, vegetação nativa e florestas, fauna e subsolo), e sobre a criação e manejo de áreas específicas destinadas à conservação dos recursos naturais como um todo.

A criação e manejo de unidades de conservação é uma das formas mais efetivas de proteção aos recursos ambientais, tanto que a Constituição Brasileira declarou como sendo um dos deveres do Poder Público a definição de espaços territoriais a serem especialmente protegidos. Ainda no contexto da legislação pertinente, as unidades de conservação admissíveis no Direito Ambiental Brasileiro foram discriminadas na Resolução CONAMA n° 11/87, enquanto que a criação dessas áreas está instituída ou prevista em leis federais de diversas ordens (MUKAI, 1992).

As características ambientais especiais e os princípios de conservação observados determinam a classificação das unidades de conservação, assim como os objetivos fundamentais de seu manejo. Desse modo, enquanto as reservas científicas prevêem a manutenção dos processos naturais em estado inalterado, os parques (nacionais, estaduais ou municipais) destinam-se à proteção de áreas naturais e cênicas significativas, para uso científico, educacional e recreacional (BRUCK et al., 1995), o que define as características de manejo de cada uma.

De acordo com MILANO (1982), a conciliação dos usos recreativos, culturais e científicos com a preservação da flora, fauna e recursos naturais, em uma unidade de conservação, somente será possível através de uma administração baseada em um plano de manejo, o qual envolve um intenso trabalho de levantamento e diagnóstico. Para a materialização desse plano de manejo é necessário o levantamento de informações básicas sobre recursos naturais e culturais no âmbito local e regional; a realização de inventários que possibilitem a análise, principalmente, dos fatores biofísicos e sócio econômicos; a delimitação da área de influência e; o zoneamento ecológico da unidade de conservação.

Um dos aspectos implícitos na elaboração de um plano de manejo é a questão da delimitação de uma unidade de conservação. Essa delimitação, entretanto, não se refere diretamente aos limites físicos instituídos, mas também envolve a sua área de influência. MCNEELY et al. (1990) argumentam que um manejo efetivo ocorrerá quando as áreas protegidas forem incluídas em um contexto regional mais amplo, a fim de assegurar a sustentabilidade ecológica e social e, além disso, propiciar benefícios apropriados à população rural.

A conservação ambiental deve ser planejada através de estudos e diagnósticos da realidade, e as propostas de manejo devem considerar as áreas que necessitam de medidas de proteção mais acentuadas. Em relação aos dispositivos legais para proteção de parques estaduais em São Paulo, o artigo 6° do Decreto n° 25.341/86 (SÃO PAULO, 1986) define plano de manejo como um projeto dinâmico o qual, utilizando técnicas de planejamento ecológico, estabeleça um zoneamento para o parque, caracterizando cada uma de suas zonas e propondo seu desenvolvimento físico de acordo com suas finalidades. O artigo 7° do mesmo decreto dispõe que o plano de manejo deverá indicar detalhadamente o zoneamento do parque e poderá conter todas ou algumas das seguintes zonas características:

- zona intangível: representa o mais alto grau de preservação, não sendo toleradas quaisquer alterações humanas;
- zona primitiva: por conter espécies da flora e da fauna ou fenômenos naturais de alto valor científico, suporta o mínimo de intervenção humana;
- zona de uso extensivo: manutenção do ambiente natural com o mínimo de impacto humano, sendo permitidas atividades educativas e recreacionais;
- zona de uso intensivo: constituída por áreas naturais ou pouco alteradas, com o objetivo de facilitar a recreação intensiva e educação ambiental;
- zona histórico-cultural: onde ocorrem manifestações históricas, culturais ou arqueológicas que serão preservadas, pesquisadas e interpretadas para o público;
- zona de recuperação: áreas muito alteradas pelo homem, cuja implantação pretende deter a degradação dos recursos ou restaurar a área;
- zona de uso especial: contém as áreas necessárias à administração e serviços do Parque, abrangendo habitações, oficinas, etc..

O zoneamento ambiental é, então o instrumento que permite definir que medidas de proteção serão adotadas para as diferentes zonas estabelecidas no plano de manejo de uma unidade de conservação. Entretanto, essa caracterização em zonas com maior ou menor intensidade de proteção está fundamentada no levantamento, integração e cruzamento de dados coletados dentro dos limites da área, uma vez que

análises mais acuradas sobre o contexto geográfico e o entorno da unidade de conservação raramente são feitas. Sobre esse aspecto pode-se indagar até que ponto os planos de manejo que não consideram as modificações introduzidas pela ação humana que ocorre na vizinhança de uma unidade de conservação são, efetivamente, instrumentos de proteção ambiental.

2.1.2 A influência do contexto

No passado, a falta de subsídios que permitissem explicitar as relações entre uma área de proteção e seus arredores não era, geralmente, uma limitação para o seu manejo, ou seja, uma unidade de conservação podia ser manejada em relativo isolamento. Entretanto, nas últimas décadas, com o crescimento considerável no número e dimensão dos problemas críticos relacionados com os recursos naturais, dificilmente uma área, mesmo protegida, está imune a sérias perturbações externas.

Conforme observaram WRIGTH & MACHLIS (1985) ao tratarem especificamente de parques como unidades de conservação, essas áreas não constituem uma entidade individual, mas sim um emaranhado complexo de componentes e, nesse contexto, podem ser entendidas como um sistema. O sistema parque, então, está inserido em um ecossistema regional mais amplo e é influenciado pela população, organização, tecnologia e ambiente que o rodeiam e com ele interagem.

Em relação a esse aspecto, DECANINI (1997) argumenta que a demarcação de um limite traçado sobre um mapa não significa que as relações fisicas e humanas entre um parque e o ambiente externo sejam desfeitas. A autora ressalta que um parque não é uma área isolada, mas engloba componentes interconectados que o tornam um sistema relacionado com a paisagem e a sociedade na qual ele está inserido.

Quando se reconhece a influência de fatores externos, principalmente decorrentes da ação humana, uma unidade de conservação, um parque inclusive, pode ser tratada como um sistema, cujo atributo principal é que ele só pode ser entendido se observado como um todo. Assim, os problemas complexos envolvidos nessa relação podem ser melhor analisados segundo uma abordagem holística

(WRIGTH & MACHLIS, 1985) que considera o ecossistema parque como sendo constituído por vários subsistemas interdependentes: o ambiente biofísico, o ambiente social e a população humana (DECANINI, 1997). Por estar inserido em um contexto regional mais amplo, o sistema parque é influenciado pelos fatores externos que interagem com ele e que podem causar impactos sobre os recursos naturais as quais ele se destina a preservar. Tais impactos podem ser decorrentes de práticas de uso da terra nos arredores ou de outras atividades humanas, e se manifestam na forma de poluição do ar e da água, perda da cobertura vegetal, fogo, doenças, enfim, perda da diversidade biológica.

Para o efetivo manejo de ecossistema parque, DECANINI (1997) aponta que são necessárias informações sobre os recursos naturais, processos ecológicos e impactos humanos internos ou externos. Essa informação é a ferramenta que permite acessar o estado do ambiente biofísico e que dá sustentação a um programa de manejo.

Em um sentido mais genérico, referindo-se ao planejamento ao nível de paisagem e regional, FORMAN (1995) argumenta que o planejamento efetivo da paisagem requer uma análise detalhada também da área circundante. Uma avaliação desse tipo permitirá identificar os fluxos e movimentos da água, a dispersão das espécies, rotas de migração, transporte e movimentos da poluição do ar e locais mais adequados para recreação; assim como as mudanças relacionadas com expansão de áreas erodidas, cortes de árvores, construção de estradas, etc. O autor ressalta que nenhum plano de manejo pode ignorar movimentos e mudanças que ocorrem na vizinhança, a uma dada escala.

Mesmo que as considerações anteriores tenham sido feitas para paisagens e regiões, entendidas como um mosaico de elementos, é coerente admitir que elas sejam válidas também para a caracterização de um elemento da paisagem (escala espacial diferente), representado por uma unidade de conservação. Ou seja, é razoável supor que o manejo de uma área protegida deva considerar o contexto geográfico no qual ela se insere.

2.1.3 A abordagem sistêmica para manejo de parques

As áreas de recursos naturais protegidas representam um elemento importante do mosaico que constitui a superfície terrestre, cujo manejo tem suas principais diretrizes definidas pelo tipo de unidade de conservação que representam, seja ela um parque, uma reserva ecológica, etc.. FORMAN (1995) destaca que cada um desses tipos de áreas protegidas têm uma meta principal e alguns objetivos adicionais, porém, todas as categorias devem prever alguma proteção à água, solo e biodiversidade.

Dentre as categorias de unidades de proteção, os parques são instituições que foram criadas para conservação, estudo, proteção e manejo da biodiversidade, mas face ao quadro atual de interferência humana dentro e fora de seus limites, o manejo de um parque não pode prescindir de ser particularmente intervencionista. Segundo DECANINI (1997) muito se discutiu, e hoje parece ter ampla aceitação, o fato de que o manejo de parques requer uma compreensão do que ocorre tanto no seu interior como no entorno, o que demanda uma base de informações adequadas que possa vir a subsidiar decisões no sentido de proteger os recursos naturais e fornecer usos recreacional, científico e educacional em bases sustentáveis. A disponibilidade da informação, por sua vez, requer inicialmente a coleta de dados através de levantamentos e monitoramentos contínuos, que possam vir a responder questões específicas.

A informação, seja ela quantitativa ou uma descrição qualitativa, é uma ferramenta essencial para desenvolver e rever planos e estratégias, além de possibilitar a análise e monitoramento dos recursos naturais, processos ecológicos e usos. Ela deve contribuir para alcançar os objetivos da criação do parque e para o seu manejo direcionado para a conservação ecológica (DECANINI, 1997).

Tanto a análise inicial como o monitoramento da informação pode ser feito utilizando diversos tipos de dados e técnicas incluindo a interpretação e análise de fotografias aéreas e imagens de satélite; análises meteorológicas e hidrológicas, radiotelemetria e levantamentos ecológicos de campos para estudar as comunidades de plantas e animais. Alguns desses métodos são particularmente adequados para o processo de monitoramento da informação em um parque, caracterizado como sendo

a realização de observações sistemáticas nas condições dos recursos naturais, a fim de detectar mudanças e tendências para direcionar as ações de manejo e controle.

O aspecto recreacional de um parque deve ser cuidadosamente considerado no seu manejo. Para FORMAN (1995) os usos recreativos devem ser espacialmente separados de acordo com a expectativa das pessoas visitantes a fim de que o impacto sobre os recursos naturais seja minimizado. Um planejamento adequado que privilegie as bordas da unidade de conservação, direcionando-as para as atividades de recreação, ajudará a proteger as espécies do interior, assim como outros recursos naturais.

A aquisição de dados, apesar de ser um estágio essencial no manejo de parques, constitui-se apenas em parte do processo que inclui ainda os procedimentos de análise, a elaboração do plano de manejo e sua aplicação. Uma vez que a maioria dos dados levantados têm uma natureza geográfica e podem ser espacialmente representados, qualquer tentativa de implantar uma abordagem de sistemas para o manejo dos recursos naturais, implica na utilização de técnicas que integrem diferentes tipos de informação (DECANINI, 1997).

Na concepção de FORMAN (1995), a sobreposição e cruzamento de mapas representando vegetação, solos, infra-estrutura, elevação, áreas mais susceptíveis, etc., possibilitados pelo SIG têm sido usados já há algum tempo para identificar locais apropriados e não-apropriados para determinados usos. Porém, os princípios da Ecologia da Paisagem tem levado alguns especialistas a reavaliarem os resultados dos cruzamentos de mapas considerando três fatores: estrutura, função e mudança. Para o referido autor, a estrutura da paisagem, considerando a localização relativa de uma dada área de proteção e outros fragmentos de vegetação, sua vizinhança e configuração da paisagem que a engloba, é um fator importante que deve ser considerado no manejo de uma área de conservação. Por outro lado, os fluxos funcionais e movimentos que ocorrem no nível de paisagem, analisados através de corredores, descontinuidades, etc., são aspectos centrais na identificação de condutores funcionais ou barreiras. Finalmente, as mudanças na paisagem que têm lugar na perspectiva dinâmica de um mosaico, poderão ser avaliadas em termos de

fragmentação de habitats, dinâmica das manchas de cobertura vegetal, mecanismos de estabilidade espacialmente explícitos, além das seqüências das mudanças.

Muitas das características de abordagens tradicionais adotadas em manejo de unidades de conservação permanecem igualmente válidas em um planejamento direcionado para a paisagem . Mais importante, porém, é que quando da aplicação de um plano de manejo, esse deverá apontar as estratégias que permitam antecipar e responder aos distúrbios e mudanças. Isso requer um planejamento contínuo e sujeito a reavaliações periódicas e mudanças de ênfase, quando necessárias.

2.2 Ecologia da Paisagem

Ecologistas e naturalistas, já há algum tempo, compreenderam a importância da modelagem espacial e do conhecimento da distribuição geográfica dos organismos. Existe um longo histórico de estudos ecológicos mostrando a dinâmica de distúrbios naturais e seus efeitos sobre o mosaico espacial, o que vem fornecer a base para compreender as relações entre padrões espaciais e processos que ocorrem ao nível de paisagem.

O termo paisagem, mesmo no âmbito ecológico, apresenta definições diversas. Alguns definem a paisagem como um mosaico de ecossistemas locais, ou usos da terra, que se repetem ao longo de uma grande extensão, produzindo um agregamento repetitivo de elementos espaciais (FORMAN, 1995). Para outros a paisagem representa formas da superfície terrestre e habitats a elas associados, podendo ser considerada como uma área espacialmente heterogênea, onde ocorrem processos ecológicos passíveis de serem analisados em diferentes escalas espaciais (TURNER, 1989).

O primeiro uso da expressão Ecologia da Paisagem é, geralmente, creditado a Karl Troll (1939-68) que a concebeu como a união da Ecologia e da Geografia (HAINES-YOUNG, 1993. Contribuições de diferentes autores, ao longo do tempo, produziram definições subsequentes de Ecologia da Paisagem, a qual passou a incorporar a dimensão temporal e o desenvolvimento e a dinâmica da heterogeneidade espacial; as interações espacial e temporal e as trocas entre paisagens heterogêneas; as influências da heterogeneidade espacial sobre os

processos bióticos e abióticos; e o manejo da heterogeneidade espacial (FORMAN, 1995).

Muitas outras áreas do conhecimento têm contribuído para o desenvolvimento recente da Ecologia da Paisagem, além da própria Ecologia e Geografia. Tais contribuições têm sido importantes para delinear seus princípios fundamentais (FORMAN, 1995), com base, principalmente, na análise e compreensão das três características básicas da paisagem: estrutura, função e mudança (TURNER, 1989), ou seja, padrão, processo e dinâmica.

METZGER (1999) sintetiza a visão de diversos autores sobre estrutura da paisagem e fragmentação de habitats, ao definir paisagem como "uma unidade heterogênea composta por um complexo de unidades interativas (em geral ecossistemas, unidades de vegetação ou de uso e ocupação das terras), cuja estrutura pode ser definida pela área, forma e disposição espacial (p.ex. grau de proximidade e fragmentação) dessas unidades".

2.2.1 Padrões espaciais e estrutura da paisagem

Segundo DUNN et al. (1990) as paisagens, como qualquer outra unidade ecológica de estudo, são dinâmicas em termos de estrutura, função e padrão espacial, integrando habitats, comunidades e tipos de uso da terra. Sua configuração espacial pode ser atribuída a uma combinação de relações ambientais e pressões antropogênicas, de modo que os padrões espaciais observados em paisagens resultam de interações complexas entre forças fisicas, bióticas e sociais (TURNER, 1989). Segundo METZGER (1999), a estrutura da paisagem interfere na dinâmica de populações, alterando os riscos de extinção e as possibilidades de deslocamento.

FORMAN (1995) atribui a criação de um padrão de paisagem específico, a três mecanismos básicos: características do substrato; ocorrência de distúrbios naturais que definem uma estrutura heterogênea de paisagem e; presença de atividade humana. O autor acrescenta que os padrões espaciais resultam ou podem ser modificados por vários processos ecológicos, mas ressalta que, independente da perspectiva na qual se observa a superfície terrestre, o arranjo espacial de seus elementos sempre produzirá um certo grau de heterogeneidade.

A intensidade da atividade humana sobre a paisagem e, com menor freqüência, a ocorrência de distúrbios naturais, manifestam-se como uma mistura de padrões na superfície terrestre, os quais variam em tamanho, forma, e organização. Esse arranjo espacial é um fenômeno único que emerge ao nível da paisagem (TURNER, 1989) e resulta da atuação de processos, sejam naturais ou antropogênicos, que ocorrem ao longo do tempo e redefinem um panorama inicial. BRADSHAW & GARMAN (1994) argumentam que, ao se tomar a paisagem como objeto de análise, o tipo, função e arranjo de suas partes componentes são estudados para que se possa compreender essa unidade que constitui uma ordem espacial mais elevada.

TURNER (1989) aponta que a estrutura espacial da paisagem deve ser analisada e quantificada antes que as interações entre os padrões de paisagem e os processos ecológicos possam ser identificadas. Para isso relaciona série de medidas úteis à análise da estrutura da paisagem. A autora esclarece que os métodos quantitativos são necessários para comparar diferentes paisagens e identificar mudanças significativas ao longo do tempo para que, finalmente, possam ser estabelecidas relações entre os padrões que ocorrem na paisagem com uma função ecológica específica. Nessa mesma linha, TURNER et al. (1990) argumentam que as paisagens são, freqüentemente, consideradas em termos das características das manchas que as definem como mosaicos heterogêneos, ou seja, em relação ao padrão que apresentam. Para essa caracterização são considerados as propriedades que descrevem as manchas e que estão relacionadas com sua *forma*, *grau de isolamento*, *acessibilidade*, *interação* e *dispersão*. Essas relações espaciais, associadas com a localização e o contexto, descrevem a estrutura da paisagem e possibilitam sua caracterização através do padrão, o que é um elemento importante para a compreensão dos processos ecológicos envolvidos.

2.2.2 Padrões de paisagem e processos ecológicos: considerações sobre escala e hierarquia

Alguns processos ecológicos tais como: sucessão de plantas, biodiversidade, interações presa-predador, dispersão, dinâmica de nutrientes e perturbações são,

reconhecidamente, conceitos ecológicos importantes, porém só quando se percebeu a dinâmica espacial desses processos, é que se tornou evidente a necessidade de desenvolver métodos quantitativos para a análise dos padrões de paisagem (TURNER & GARDNER, 1990). Nessa linha, os recentes desenvolvimentos em Ecologia da Paisagem têm destacado as relações entre padrões espaciais e processos ecossistêmicos, assim como, os efeitos que as mudanças na escala espacial têm sobre a manifestação de um fenômeno ecológico.

A observação de mudanças na estrutura da paisagem depende da escala, ou seja, da dimensão espacial e temporal considerada, caracterizada tanto pelo grau de detalhamento de resolução adotado (granulação) como pela extensão da área analisada (TURNER & GARDNER, 1990). Tais elementos, grão e extensão, estão relacionados, então, com o nível de organização da paisagem (KING, 1990) e definem sua configuração a uma dada escala espacial e temporal. Nesse sentido, TURNER (1989) afirma que uma paisagem pode exibir uma configuração estável para uma dada escala espacial, mas não para outra, dependendo do nível hierárquico considerado, enquanto TURNER et al. (1990) sugerem que a escala na qual a paisagem exibe um certo padrão é importante para a compreensão dos processos ecológicos envolvidos na sua configuração presente.

Segundo FORMAN (1995), tanto os padrões como os processos que caracterizam um dado elemento espacial dependem de três ligações hierárquicas: do elemento em questão com os elementos do nível superior; com os elementos próximos no mesmo nível hierárquico e; do elemento com os componentes do nível imediatamente inferior. Em vista do princípio espaço-tempo que considera a persistência e estabilidade de um fenômeno como uma função de sua abrangência espacial, o autor sugere que os elementos do nível hierárquico superior respondem pela maior estabilidade do sistema, enquanto que seus elementos componentes respondem pela maior variabilidade da paisagem.

Assim, a variedade de escalas espaciais e temporais em que ocorrem os processos ecossistêmicos e a questão de acessar a estrutura ecológica ao nível da paisagem têm levado à necessidade de explorar métodos empíricos de agregação e

desagregação para avaliar as escalas nas quais um determinado fenômeno se manifesta (STOW, 1993).

A teoria hierárquica fornece a base epistemológica para o estudo de níveis distintos de organização ecológica, porém, um problema que ainda persiste na pesquisa ecológica é a questão de projetar os níveis de organização superiores com base nos processos estudados nos níveis inferiores (BROWN et al., 1994). Tal limitação é particularmente importante quando se considera o princípio das propriedades emergentes, segundo o qual "à medida que componentes ou subconjuntos combinam-se para produzir sistemas funcionais maiores, emergem novas propriedades que não estão presentes no nível hierárquico inferior" (ODUM, 1983).

2.2.3 Paisagens no espaço e no tempo

Segundo TURNER (1989), a estreita relação entre espaço e tempo na análise da paisagem tem sido reconhecida desde que, em 1947, Watt descreveu a progressão temporal dos estágios de sucessão de padrões de vegetação. Considerando que a percepção da evolução da paisagem se manifesta com a passagem do tempo, qualquer alteração no seu desenvolvimento natural é associada à ocorrência de um distúrbio, seja ou não de natureza antropogênica.

Da mesma forma que a ocorrência de distúrbios contribui para produzir uma estrutura específica de paisagem, sua própria heterogeneidade pode restringir a dispersão espacial de um distúrbio. Esse último aspecto é particularmente importante no contexto de manejo da paisagem, a fim de estabelecer medidas de proteção aos ecossistemas mais sensíveis e voltado para a qualidade ambiental (TURNER, 1989).

Para DUNN et al. (1990) a conseqüência imediata da mudança em um padrão de paisagem está relacionada diretamente com a capacidade de dispersão dos organismos, ao passo que os resultados tardios dessa mudança da paisagem podem apresentar implicações tanto evolucionárias (genéticas), quanto na biodiversidade regional. TURNER (1989) acredita que a manutenção de uma diversidade ecológica a longo prazo requer uma estratégia de manejo que considere não apenas as relações locais, mas também um contexto regional e o arranjo espacial dos padrões da

paisagem. Nesse sentido, o autor relata que alguns estudos ecológicos da paisagem indicam que uma perspectiva de escala abrangente, onde sejam consideradas as relações espaciais, seja uma abordagem necessária para o planejamento do uso da terra.

Em um contexto mais global, HAINES-YOUNG et al. (1993) sugerem que, para compreender o significado das mudanças ambientais ora em curso, é preciso pensar a paisagem, cada vez mais, sob uma perspectiva integrada, uma vez que os problemas ambientais raramente respeitam os limites convencionais dos objetos. A solução desses problemas ambientais requer, então, tanto uma compreensão dos aspectos físicos e ecológicos dos sistemas ambientais, quanto da maneira como eles interagem com fatores econômicos sociais e políticos.

2.2.4 O modelo mancha – corredor – matriz

A consolidação dos princípios básicos no campo da Ecologia da Paisagem e o ritmo crescente das mudanças ambientais têm levado a uma busca por novas abordagens para os estudos ecológicos. Atualmente, existe um consenso quanto à necessidade de considerar a interferência humana sobre qualquer ecossistema, visto que mesmo aqueles mais preservados, podem ter sido submetidos a uma alteração de causa antropogênica no passado. Muitas dessas mudanças ambientais e seus efeitos não são perceptíveis em escalas grandes, porém, elas se manifestam a um menor nível de detalhamento: em escalas de paisagem, regional ou mesmo global.

A tarefa de avaliar mudanças temporais nos padrões da paisagem é extremamente complexa, pois depende dos processos ecológicos envolvidos. Não se trata apenas de quantificar espacialmente os padrões de paisagem, mas de faze-lo de uma maneira que seja consistente com o processo ecológico envolvido (relação de causa e efeito no espaço e no tempo) e com a manifestação de atributos ecologicamente relevantes em diferentes níveis de hierarquia espacial e temporal. Trata-se antes de responder a três questões básicas: Como transpor a barreira das várias escalas espaciais nas quais um fenômeno se manifesta? Como buscar subsídios que permitam interpretar um fenômeno, que se manifesta como um padrão espacial, à luz do processo ecológico que o define? Como avaliar mudanças temporais?

Por outro lado, de acordo com FORMAN (1995), desde o mais alto nível de detalhamento até escalas sucessivamente decrescentes, os componentes individuais se agregam para formar diferentes padrões espaciais sobre a superfície terrestre, produzindo mosaicos que podem ser observados em diferentes escalas espaciais. Essa distribuição é, via de regra, heterogênea e define uma estrutura espacial característica. Sobre essa questão, LAVERS & HAINES-YOUNG (1993) ressaltam que a Ecologia da Paisagem enfatiza a estrutura de mosaico das paisagens e a influência da heterogeneidade espacial nos sistemas ecológicos e ainda salientam que os conceitos fundamentais desse campo são aqueles relacionados com "mancha", "borda" e "corredor", além da dinâmica natural dos padrões ecológicos.

Assim, ao reconhecer essa estrutura de mosaico que se manifesta como uma forma espacialmente heterogênea em diferentes escalas, e estabelecer os elementos espaciais componentes desse mosaico como unidades relativamente homogêneas identificadas na paisagem, FORMAN (1995) concebeu o modelo mancha - corredor - matriz, o qual prevê que qualquer paisagem ou região é constituída por esses três tipos de elementos espaciais.

No âmbito da dinâmica de populações e comunidades, METZGER (1999) esclarece que as manchas estão relacionadas com os fragmentos de habitat e, nesse contexto, a riqueza e diversidade de espécies está relacionada com o arranjo espacial dos fragmentos na paisagem, definido pelo seu tamanho, forma, sinuosidade da borda, isolamento e condições de conectividade entre os habitats. Os corredores, por sua vez, correspondem a estruturas lineares da paisagem que diferem das unidades vizinhas e que ligam pelo menos dois fragmentos anteriormente unidos. Já a matriz inter-habitat refere-se a uma área heterogênea contendo unidades de não-habitat que apresentam condições mais ou menos favoráveis para o desenvolvimento de determinadas espécies. Em suma, a paisagem pode ser percebida como um conjunto de fragmentos de habitat dispersos em uma matriz, interligados ou não por corredores que possibilitam e controlam os fluxos biológicos na paisagem.

Os elementos espaciais designados como manchas e corredores têm sido o foco de muitas pesquisas ecológicas. DUNN et al. (1990) esclarecem que muitas mudanças temporais têm sido analisadas pelo próprio padrão "manchado" que

apresentam. Os autores acrescentam que a relevância da estrutura de manchas para um biota específico depende de fatores como: requisitos do habitat, capacidade de dispersão e longevidade, os quais contribuem para a interpretação dos processos ecológicos.

MERRIAM et al. (1990) consideram a dispersão de animais como uma importante ligação conceitual entre processo ecológico e distribuição espacial. Essa dispersão pode ser modelada em termos de indivíduos se movendo entre manchas em busca de recursos para a própria sobrevivência, ou mesmo considerando as necessidades de deslocamento das *metapopulações*[1]. Entretanto, uma dispersão bem sucedida não pode ser assegurada apenas pela características intrínsecas das manchas (tamanho, forma, sinuosidade das bordas), mas também pela conectividade entre elas. No mesmo artigo, os autores relatam que os elementos de conectividade se caracterizam pela ocorrência de corredores de habitats, pela qualidade das manchas e dos corredores, assim como pela posição espacial das manchas e corredores.

Segundo FORMAN (1995), a atenção inicial dos ecologistas estava direcionada para manchas e só posteriormente se interessaram pelos corredores, quando passaram a avaliar a conectividade entre as manchas. A matriz de fundo, ou o substrato sobre o qual se agregam os outros dois elementos da paisagem, se caracteriza por cobrir uma extensa área, apresentar uma alta conectividade, e controlar as dinâmicas da paisagem ou região.

Os elementos mancha - corredor - matriz fundiram-se quando se reconheceu que, um único modelo, baseado nesses três elementos espaciais, pode fornecer um suporte para análises e comparações entre padrões espaciais de diferentes ecossistemas, estágios *sucessionais* ou classes de cobertura da terra (FORMAN, 1995).

2.2.5 Fragmentação da paisagem

Segundo PEARSON (1994) uma das maiores ameaças aos sistemas naturais é a modificação dos habitats nativos e a conseqüente fragmentação da paisagem.

---

[1] Conjuntos de sub-populações de uma espécie que ocorrem em manchas de habitats dispersas, separadas umas das outras por áreas de não-habitat (MERRIAM et al., 1990).

METZGER (1999) ressalta que "a fragmentação age fundamentalmente reduzindo e isolando áreas propícias à sobrevivência das populações, dando origem assim, a extinções determinísticas e estocásticas, cujos riscos aumentam à medida que o tamanho da população é reduzido".

A fragmentação ocorre quando os padrões naturais de heterogeneidade e conectividade são modificados e os processos ecológicos que dependem da variabilidade e movimentos no interior da paisagem são rompidos. PEARSON (1994) relaciona a heterogeneidade espacial, decorrente das variações em tipos de solo, gradientes de elevação e topografia, da componente de evolução temporal, bem como da conectividade dentro do sistema considerado, como sendo os elementos responsáveis pela diversidade biológica. Para o autor, os padrões espaciais de heterogeneidade revelam as condições de conectividade que, por sua vez, exercem forte influência sobre processos ecológicos como: movimento e dispersão de organismos, utilização de recursos pelos animais, fluxo *gênico* e dispersão dos distúrbios no sistema.

Ao focalizar a influência da fragmentação sobre os processos que determinam a dinâmica das populações e diversidade nas comunidades, METZGER (1999) analisa vários parâmetros relacionados com área e isolamento dos fragmentos, conectividade e complexidade da paisagem. Nessa discussão, o autor relata que a área do fragmento explica as variações de riqueza de espécies, assim como seu isolamento, que leva a uma redução na taxa de imigração e recolonização. A conectividade da paisagem tem a importante característica ecológica de facilitar os fluxos biológicos, e sua definição apresenta tanto uma aspecto estrutural (ou espacial) quanto funcional. A questão estrutural refere-se à fisionomia da paisagem e considera o arranjo espacial dos fragmentos de habitat e de sua permeabilidade, enquanto o aspecto funcional está relacionado com a resposta biológica de uma espécie à estrutura da paisagem.

Finalmente, um aumento na complexidade da paisagem, avaliada segundo parâmetros de diversidade e complexidade de bordas, também é uma manifestação espacial da fragmentação (METZGER, 1999) porém, é a extensão espacial de uma modificação em habitat e o padrão espacial ou arranjo criado por essa modificação

que poderão afetar mais drasticamente a conectividade e aumentar a complexidade da paisagem (PEARSON, 1994). Nesse contexto, parece natural que os elementos relacionados com a extensão e padrão de alteração de um habitat devam ser investigados a partir de uma perspectiva abrangente: ao nível da paisagem.

2.2.6 Análise da paisagem: métodos e ferramentas

Os recentes desenvolvimentos em Ecologia da Paisagem têm enfatizado a importância dos padrões espaciais compelindo ou limitando muitos processos ecológicos. Sob esse aspecto, fica evidente que a análise da paisagem requer métodos adequados para quantificar padrões espaciais, compara-los e identificar seus processos funcionais (TURNER & GARDNER, 1990), e que muitas dessas questões podem ser abordadas utilizando as oportunidades oferecidas pelas ferramentas de análise espacial (ASPINALL, 1994).

As medidas que explicitam espacialmente o arranjo dos padrões da paisagem podem expressar tanto as propriedades dos seus elementos componentes (manchas e corredores), como focalizar as relações entre um elemento específico e seus vizinhos, ou mesmo a configuração de toda a paisagem (mosaico). Enquanto TURNER (1990) relaciona indistintamente algumas das medidas que vem sendo aplicadas na análise da estrutura da paisagem, FORMAN (1995) agrupa as diversas métricas em três categorias diferentes. Nesse contexto, o referido autor expressa matematicamente as equações que permitem analisar quantitativamente o mosaico, ou seja, a paisagem como um todo, relacionando medidas de diversidade (riqueza, diversidade, dominância); de bordas (número de bordas, dimensão fractal), além das medidas de dispersão isolamento e contágio. Outra classe de métricas é centrada nas manchas e se refere ao seu tamanho, forma, isolamento e acessibilidade, isto é, a viabilidade da mancha para determinadas espécies. Finalmente, as medidas que descrevem os corredores procuram quantificar sua largura viável, conectividade e ausência de interrupções.

Diante da variedade de métricas disponíveis e da crescente utilização de métodos quantitativos de análise da paisagem, existe uma sobreposição na informação fornecida por muitas deles. Acrescentando-se a isso o fato de que muitas

dessas medidas constituem-se em adaptações de índices desenvolvidos a partir dos objetos de estudo da Ecologia e da Biogeografia, sua aplicação deve ser bastante criteriosa para evitar interpretações errôneas com base no resultado obtidos.

Ao apresentar um exemplo da aplicação de análise espacial em Ecologia da Paisagem, ASPINALL (1994) relata sua utilidade para interpretar e descrever propriedades geométricas das paisagens, de modo a facilitar a compreensão das interações complexas entre os diferentes componentes da paisagem e relacionar as descrições das condições ambientais com a população biológica.

Os aspectos temporais (dinâmicos) dos sistemas ecológicos, que incluem as dinâmicas no uso da paisagem pelos organismos e as mudanças na estrutura da paisagem através do tempo, devem ser igualmente avaliados na análise da paisagem e sua estrutura.

A partir do arcabouço conceitual fornecido pela Ecologia da Paisagem, é possível identificar métodos de análise espacial, ou mesmo estatísticos, para estudos e modelagens específicas. Nesse caso, a contribuição da ferramentas tecnológicas tem ampliado o escopo das questões que podem ser tratadas nos estudos da paisagem.

O SIG - Sistema de Informações Geográficas tornou-se uma ferramenta valiosa para a análise da paisagem. Sua capacidade de manipular grande quantidade de informações espaciais, permite que atributos da paisagem possam ser identificados e questões específicas sobre ela possam ser analisadas (GARDNER & TURNER, 1990). Além disso, permite a implementação de modelos preditivos de padrões espaciais ecologicamente ótimos (FORMAN, 1995).

A informação multiespectral fornecida pelos produtos de sensoriamento remoto, tem alterado os meios pelos quais a heterogeneidade espacial vem sendo analisada e quantificada. FORMAN (1995) ressalta que as imagens de satélite, em função de sua escala abrangente e do caráter repetitivo e sistemático da aquisição de dados, têm revolucionado não apenas a percepção da paisagem, mas também as abordagens usadas para a sua análise. Por outro lado, a utilização de métricas na análise da paisagem a partir de dados multiespectrais implica, normalmente, na definição prévia das unidades de paisagem que serão avaliadas, a exemplo da

aplicação de FROHN & MRNZ (1996) que determinaram categorias de cobertura da terra antes de usar algumas métricas de paisagem para avaliar o potencial dessas medidas na discriminação das categorias classificadas.

À medida que a Ecologia da Paisagem vem se consolidando como um campo interdisciplinar de pesquisa, muitos trabalhos têm descrito métodos propostos, assim como a utilização de ferramentas tecnológicas para desenvolver análises da paisagem. Coletâneas de artigos têm sido publicadas sobre o assunto, seja com o intuito de relatar métodos quantitativos e técnicas adequadas para analisar a heterogeneidade espacial das paisagens, reunidos no volume 82 da série *Ecological Studies* (TURNER & GARDNER, eds., 1990); ou para descrever a utilização de ferramentas tecnológicas como o SIG, apresentados em *Landscape Ecology and GIS* (HAINES-YOUNG et al., eds., 1993), além das técnicas de sensoriamento remoto, agrupados em *Remote Sensing and GIS in Ecossystem Management* (SAMPLE, ed., 1994).

As questões colocadas nesse item sobre Ecologia da Paisagem, uma área nova e controvertida que parece transitar entre a Ecologia e a Biogeografia, constituem apenas uma apresentação introdutória a esse campo. Sem aprofundar o tema, a exposição anterior pretende apenas mostrar que alguns dos métodos de análise que vem sendo adotados na Ecologia da Paisagem estão relacionados com as técnicas adotadas em outras áreas do conhecimento.

2.3 Análise das informações espaciais: o papel do sensoriamento remoto

Segundo LI et al. (1993) a percepção de um ecossistema começa a emergir como um conjunto de componentes espacialmente distribuídos, definindo uma estrutura ecológica que pode ser considerada como padrões espaciais definidos por objetos ecológicos. Os padrões que determinam essa estrutura formam um mosaico, o qual, em função de sua configuração espacial, pode ser adequadamente representado em mapas ou qualquer outro meio que permita reproduzir, fiel ou simbolicamente, parte do espaço geográfico.

Devido à sua natureza explicitamente espacial e pelo fato de se manifestarem na forma de padrões, os elementos da paisagem podem ser investigados através de imagens que registrem essas condições e, além disso, podem ser analisados através de técnicas e ferramentas específicas.

Independente da escala, tipo de sensor utilizado ou nível da plataforma de aquisição de dados, o sensoriamento remoto tem-se mostrado uma ferramenta importante para a análise das características e interações da paisagem, no qual a coleta de dados ocorre sem perturbar o ambiente ao redor. Particularmente, conforme ressaltam QUATTROCHI & PELLETIER (1990), as imagens de satélite, devido à sua característica multiespectral, apresentam uma perspectiva única para a observação e medição das características biofisicas. Além disso, face à visão qualitativa e sinóptica que oferecem da superficie terrestre, associada à possibilidade de coleta sistemática de dados de uma mesma área, a intervalos de tempo regulares, os dados orbitais de sensoriamento remoto tem se mostrado atrativos para aplicações em Ecologia da Paisagem,

No mais, para a identificação e medição das variáveis da paisagem a partir dos dados de sensoriamento remoto, podem ser usadas desde técnicas de interpretação visual de imagens, até os mais avançados algoritmos para processamento e análise digital, aliados aos recursos analíticos propiciados pelos Sistemas de Informação Geográfica (SIG). Tais ferramentas se constituem, hoje, em instrumentos de extração e análise da informação espacial e temporal altamente adequados aos estudos da paisagem.

TAO & KOUWEN (1994) destacam que, ao avaliarem a contribuição de diversos tipos de dados em modelos hidrológicos, constataram que as imagens de sensoriamento remoto foram uma importante fonte de informação sobre o uso da terra, permitindo o monitoramento das mudanças temporais e espaciais nas características da superficie terrestre. FOODY (1994) ressalta o potencial dos dados de sensoriamento remoto no mapeamento e monitoramento de florestas tropicais, principalmente na geração de mapas em escalas regionais, com possibilidade de atualização periódica.

2.3.1 Informações espaciais georreferenciadas

Qualquer objeto do mundo real ao ser representado, caracteriza-se por apresentar uma posição geográfica definida e atributos que descrevem um padrão em particular. Nesse contexto, antes de qualquer tentativa de analisar um padrão em termos de seus atributos, um conceito espacial fundamental deve ser considerado: sua localização. DEMERS (1997) esclarece que, localizar objetos no espaço implica em se dispor de um mecanismo estruturado para comunicar a localização de cada objeto observado, ou seja, deve-se considerar um sistema de referência em relação ao qual o objeto estará posicionado no espaço. Quando um conjunto de dados espaciais, mesmo sendo de diferentes tipos, têm sua localização na superfície terrestre estabelecida em função de um sistema de referenciamento específico, é possível analisá-los de forma integrada. Nestas situações, os dados são ditos georreferenciados.

RICHARDS (1986) descreve o georreferenciamento de imagens digitais, como um procedimento desenvolvido a partir da identificação de feições, denominadas pontos de controle, com localização definida em termos de coordenadas de terreno (medidas em campo ou através de mapas) e que podem ser posicionadas nas imagens, em termos de coordenadas X e Y. Esses valores que apresentam correspondência nos dois sistemas - mapa e imagem - são submetidos a uma análise de regressão pelo método dos mínimos quadrados, a fim de se determinar os coeficientes das equações de transformação de coordenadas. Posteriormente, é utilizado um processo de reamostragem para determinar os valores apropriados de intensidade radiométrica para as novas posições na imagem transformada, com base nos valores presentes na imagem original.

A análise integrada dos dados georreferenciados em ambientes computacionais é realizada pelos Sistemas de Informações Geográficas ou sistemas de geoprocessamento, os quais, segundo CÂMARA (1993), se caracterizam pela sua faculdade de armazenar, recuperar e analisar mapas.

Ainda de acordo com CÂMARA (1993), as principais características dos Sistemas de Informação Geográfica são a possibilidade de:

- integrar em uma única base de dados, as informações espaciais provenientes de diferentes tipos de levantamentos, tais como: dados cartográficos, dados censitários, imagens de satélite, modelos numéricos do terreno, etc.;
- combinar as várias informações, através de algoritmos de manipulação, para gerar mapeamentos derivados;
- consultar, recuperar, visualizar e desenhar o conteúdo da base de dados geocodificados.

DEMERS (1997) ressalta que a falta de uma definição amplamente difundida para SIG tem provocado algumas confusões quanto à terminologia e mesmo aos aspectos conceituais. Assim, o autor prefere considerar uma definição que se aproxime do modo de operação de um SIG e na qual se perceba uma relação mais explícita com o processo cartográfico de coleta de dados e produção de mapas. Segundo esse enfoque um SIG é constituído pelos seguintes subsistemas:

- um subsistema de entrada que coleta e realiza o pré-processamento dos dados espaciais provenientes de várias fontes;
- um subsistema de armazenamento e recuperação que organiza os dados espaciais de uma maneira que permita sua recuperação, atualização e edição;
- um subsistema de análise e manipulação de dados que permita realizar operações de agregamento e desagregamento, estimar parâmetros e restrições e desenvolver funções de modelamento;
- um subsistema de comunicação que permita visualizar toda ou parte da base de dados, na forma tabular, gráfica ou de um mapa.

Como citado anteriormente, os estudos de paisagem estão, cada vez mais, incorporando as facilidades analíticas para tratar dados espaciais oferecidas pelo SIG. STOW (1993) considera que o uso dessa tecnologia em Ecologia da Paisagem é adequado face, principalmente, ao potencial dessa ferramenta para:

- fornecer uma estrutura de dados eficiente para armazenar e manipular eficientemente dados ecológicos para áreas abrangentes;

- possibilitar operações de agregação e desagregação de dados disponíveis em múltiplas escalas;
- localizar pontos ou áreas ecologicamente sensíveis;
- suportar análises espaciais e estatísticas de distribuições ecológicas;
- ampliar a capacidade de extrair informações a partir de dados e técnicas de sensoriamento remoto; e
- fornecer dados de entrada e/ou parâmetros para modelos ecológicos.

2.3.2 Caracterização dos dados de sensoriamento remoto

Os sistemas de aquisição de dados de sensoriamento remoto, definidos como sistemas sensores, constituem-se de qualquer equipamento capaz de transformar a radiação eletromagnética em um sinal passível de ser convertido em informações sobre o meio ambiente (NOVO, 1989). Dentre a grande variedade de equipamentos que apresentam essa capacidade, podem ser destacados os sensores imageadores, os quais fornecem como produto, uma imagem da cena observada.

Conforme descreve NOVO (1989), os diferentes sistemas sensores são caracterizados pela sua resolução, definida como uma medida da habilidade que o sensor possui de distinguir entre respostas espectralmente semelhantes e espacialmente próximas. Além da resolução espacial que mede a menor separação linear ou angular entre dois objetos da superfície terrestre, os sistemas de varredura instalados em satélites podem ser caracterizados em termos de sua resolução espectral, que é uma medida da largura das faixas espectrais nas quais o sensor opera; resolução radiométrica, relacionada com a sensibilidade do sensor em distinguir entre dois níveis de intensidade do sinal de retorno; e a resolução temporal, relativa ao intervalo de tempo entre a aquisição de duas imagens de uma mesma área.

A aquisição de dados de sensoriamento remoto, com aplicação em recursos naturais, pode ser feita através de sensores instalados em plataformas orbitais. Estes sensores são representados, tradicionalmente, pelo MSS - *Multispectral Scanner Subsystem* (instalados a bordo dos primeiros satélites da série Landsat); o TM - *Thematic Mapper* (a bordo dos satélites Landsat 4 e 5); e os sensores HRV - *Haute*

Resolution Visible, os quais constituem a carga útil do satélite francês SPOT. Em 1999 foi lançado com sucesso um novo satélite americano: o Landsat 7, cujo sensor ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*) tem características técnicas que são um aprimoramento do TM.

Operando a bordo do satélite Landsat 5, o *Thematic Mapper* - TM constitui-se de um sensor imageador óptico multiespectral que coleta dados da superfície terrestre, simultaneamente, em sete bandas espectrais. Seis destas bandas operam na região refletida do espectro óptico e apresentam uma resolução espacial de 30 metros no terreno. A outra banda espectral, designada como banda TM6, capta a radiação termal e tem uma resolução espacial de 120 metros. Na Tabela 1 são apresentadas as principais bandas espectrais do sensor TM, assim como os intervalos de comprimento de onda que as define e suas principais aplicações.

TABELA 1 - Principais aplicações das bandas espectrais do sensor TM/Landsat.

Bandas espectrais	**Intervalo espectral (μm)**	**Principais aplicações**
TM1	0,45-0,52	- Mapeamento de águas costeiras - Diferenciação entre solo e vegetação - Diferenciação entre coníferas e folhosas
TM2	0,52-0,60	- Reflectância da vegetação verde sadia
TM3	0,63-0,69	- Absorção pela clorofila - Diferenciação entre espécies vegetais
TM4	0,76-0,90	- Levantamento de biomassa vegetal - Delineamento de corpos d'agua
TM5	1,55-1,75	- Medidas de umidade da vegetação - Diferenciação entre nuvens e neve
TM6	10,4-12,5	- Mapeamento de estresse térmico em plantas - Outros mapeamentos térmicos
TM7	2,08-2,35	- Mapeamento hidrotermal

Fonte: NOVO (1989)

Conforme sugere a leitura da Tabela 1, as bandas TM3, TM4 e TM5 favorecem as análises da vegetação. O posicionamento destas e das demais bandas

nos seus respectivos intervalos espectrais específicos foi embasado pelos estudos de comportamento espectral de alvos.

Em comparação com o TM, o sensor ETM+ mantém a designação e a resolução espacial das bandas do espectro refletido (30 metros). As exceções ficam por conta da banda termal que, apesar de continuar sendo a de número 6, teve sua resolução espacial melhorada (60 metros), e da incorporação de uma banda pancromática (definida no intervalo espectral entre 0,52 e 0,90 μm), com resolução de 15 metros (SHEFFNER, 1999).

2.3.3 Sensoriamento remoto e vegetação

Ao interagir com a superfície, a radiação eletromagnética pode sofrer absorção, reflexão e transmissão, dependendo das propriedades desta superfície e do intervalo espectral considerado. Os comprimentos de onda nos quais a radiação é refletida e transmitida são utilizados na identificação dos alvos em sensoriamento remoto.

A reflectância espectral, caracterizada dentro de um intervalo de comprimento de onda e segundo uma determinada geometria de aquisição, define o comportamento espectral de um alvo, sendo esta definição amplamente utilizada, em sensoriamento remoto, para a caracterização dos alvos.

A vegetação fotossinteticamente ativa apresenta, geralmente, um nível de reflectância mais baixo na faixa espectral do visível, com um pico de reflexão entre 0,5 a 0,6 μm (verde) e valores menores nas regiões correspondentes ao azul (0,4 a 0,5 μm) e vermelho (0,6 a 0,7 μm), em função das absorções de energia pelos pigmentos foliares. Na região do infravermelho próximo (0,7 a 1.3 μm) verifica-se um nível mais elevado na reflectância da vegetação devido à interferência da estrutura histológica das folhas. Nos comprimentos de onda entre 1,3 a 2,5 μm, essa reflectância é dominada pelo conteúdo de água das folhas (NOVO, 1989).

O fato da cobertura vegetal ser constituída por múltiplas camadas de folhas, também contribui para o aumento da já elevada reflectância no intervalo espectral do infravermelho próximo. Isso é decorrente do efeito aditivo provocado pela

estratificação da vegetação, uma vez que a energia transmitida é parcialmente refletida pela camada imediatamente inferior, e assim sucessivamente, provocando um acréscimo no coeficiente de reflectância do infravermelho próximo devido aos componentes de reflexão pelas camadas inferiores.

Por outro lado, conforme ressalta NOVO (1989), os alvos naturais mais sujeitos a modificações intrínsecas são aqueles que compõem a cobertura vegetal. A vegetação apresenta-se na natureza em diversas formas: florestas, culturas, campos, etc., e tal diversidade resulta em diferenças na estrutura das copas, no estágio fenológico, entre outros. Muitas vezes, são essas diferenças que permitem discriminar os vários tipos de cobertura vegetal.

2.3.4 Mapeamento temático e vegetação

LI et al. (1993) ao descreverem o desenvolvimento de um método para correlacionar e comparar mapas ecológicos, ressaltam que o uso de mapas na investigação dos fenômenos ecológicos, ambientais e geográficos, tem se popularizado nos últimos anos, principalmente graças ao desenvolvimento dos sistemas de cartografia computadorizada e dos Sistemas de Informações Geográficas (SIG).

Essas ferramentas tecnológicas têm contribuído para uma mudança na abordagem tradicional de mapeamento, na qual o mapa era o produto final de um processo projetado para representar um padrão espacial através de símbolos, delimitações de classes, etc., na direção de uma abordagem mais analítica, baseada nas necessidades de informação do usuário. Nessa visão analítica, os mapas temáticos, que convencionalmente se caracterizam por representar as relações estruturais de um tema ou objeto selecionado, são resultantes de um processo de análise concebido para responder a uma questão pré-definida, ou auxiliar no processo de tomada de decisão (DEMERS, 1997).

Para HAZELTON (1997) a disponibilidade de novas tecnologias e as necessidades por parte dos usuários estão conduzindo a uma mudança de paradigma, que inclui tanto a atualização contínua quanto a representação de processos no próprio mapa, uma vez que os mapas estão se tornando uma base dinâmica de dados.

Um mapa temático fornece tanto informações diretas, representadas pela distribuição espacial dos temas que simbolizam as classes do objeto mapeado, quanto informações geradas pela síntese de duas ou mais informações primárias. Especificamente nos casos de levantamento da cobertura vegetal, os mapas temáticos descrevendo a distribuição espacial dos tipos de vegetação de uma área, podem ser usados, individualmente ou integrados com outros tipos de levantamentos, para o manejo e gerenciamento de recursos naturais (VALERIANO et al., 1987).

Via de regra, o uso de dados e técnicas de sensoriamento remoto em estudos da cobertura vegetal, independente de produzir ou não uma representação cartográfica, pressupõe a definição de classes de vegetação. Essas classes representam unidades abstratas com as quais se procura mostrar, de forma generalizada, os tipos de vegetação com características semelhantes. Embora essa generalização, implícita no processo de classificação, desconsidere muitas das variações que possam ocorrer dentro de cada classe, os dados de sensoriamento remoto contém informações a respeito da cobertura vegetal que permitem a estimativa de outros parâmetros da vegetação e podem descrever a variação espacial e temporal de alguns de seus aspectos quantitativos (VALERIANO et al., 1987).

SCHRIEVER & CONGALTON (1995) salientam a importância de um sistema de classificação em tipos de cobertura florestal para fornecer informações que permitam o manejo efetivo dos recursos naturais de uma área e relacionam três abordagens para a classificação dos habitats florestais: classificações biofísicas, classificações em tipologias florestais e classificações de tipos florestais/tipos de solo. Os autores argumentam que a característica comum a estas três abordagens é a classificação das áreas florestadas em tipos de cobertura florestal específicos, e que nessas situações, as imagens de satélite e as técnicas de sensoriamento remoto têm-se mostrado um método efetivo, sendo utilizadas em vários trabalhos relacionados, em todo o mundo.

Mesmo que, hoje, as imagens de satélite sejam normalmente usadas para produzir mapas de vegetação de grandes áreas, o procedimento tradicional de mapeamento tem sido combinar fotografias aéreas e trabalho de campo, e são esses mapas em escalas maiores que fornecem a base para muitos dos estudos atuais de

vegetação. Além disso, DEMERS (1997) observa que existe uma grande variação quanto às técnicas de amostragem e métodos de classificação, aliados a um certo grau de subjetividade, inerente ao processo de interpretação, e aponta para a necessidade de se considerar essas variáveis quando se compara, em um ambiente de SIG, modernos mapas de vegetação com documentos históricos, os quais podem apresentar um sistema de classificação incompatível.

Assim sendo, um dos aspectos básicos da aplicação do sensoriamento remoto aos mapeamentos temáticos é a definição de um sistema de classificação que seja adequado ao estudo que se pretende desenvolver e, no caso de dados históricos, que sejam compatíveis entre si. É importante estabelecer claramente as classes que constarão do mapeamento, e nesse processo deve ser levado em consideração o nível de detalhamento oferecido pelos dados disponíveis.

2.3.5 Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto

Nas últimas décadas, a utilização de computadores nos procedimentos de extração de informação a partir de dados de sensoriamento remoto tem sido realizada com sucesso, possibilitando o desenvolvimento de análises direcionadas à caracterização dos processos ambientais.

Ao caracterizar as imagens de sensoriamento remoto, RICHARDS (1986) salienta que elas apresentam um formato essencialmente digital: espacialmente os dados são compostos por elementos discretos de resolução, chamados pixels, com uma posição definida na cena; e radiométricamente esses dados são quantizados em níveis de brilho discretos (8 bits ou 256 níveis de brilho, no caso das imagens TM/Landsat). O autor acrescenta que, em conjunto com a área de abrangência da cena considerada e com o número de bandas espectrais disponíveis, as resoluções espacial e radiométrica é que determinam o volume de dados que será analisado.

Numericamente, uma imagem digital é formada por uma matriz bidimensional, onde linhas e colunas definem as coordenadas espaciais de um pixel, ao qual é atribuído um valor digital (nível de cinza) correspondente ao valor radiométrico registrado pelo sensor. No caso de imagens multiespectrais, cada pixel é

radiométricamente representado por uma vetor de atributos com tantas dimensões quantas forem as bandas espectrais consideradas.

Assim, no contexto analisado, o processamento digital de imagens envolve a manipulação e interpretação de dados de sensoriamento remoto com o auxílio de computadores, e tem como finalidade facilitar a identificação e extração das informações contidas nesses dados.

NOVO (1989) classifica as técnicas de processamento digital de imagens em três conjuntos: técnicas de pré-processamento, cuja aplicação permite transformar dados digitais brutos em dados corrigidos radiométrica e geométricamente; técnicas de realce, as quais visam melhorar efetivamente a visualização da cena para subsequente interpretação visual ou classificação digital; e técnicas de classificação que têm como finalidade o reconhecimento automático dos objetos da cena, a partir da análise quantitativa dos níveis de cinza.

A decisão de quais técnicas aplicar em cada situação deve ser ditada pelos objetivos a ser alcançados e pelas especificidades da situação. O uso de dados multitemporais, por exemplo, implica na utilização de métodos mais sofisticados para a retificação radiométrica e geométrica dos dados. O registro multitemporal, pressuposto básico para a análise simultânea de cenas adquiridas em diferentes épocas, assegura que os pixels que compõem o conjunto de imagens analisadas contemplem uma mesma região da superfície terrestre. Esse procedimento difere do georreferenciamento pelo fato de considerar uma das datas de aquisição de dados como referência, e não necessariamente um sistema de referenciamento conhecido.

Os procedimentos de correção radiométricas são empregados na tentativa de remover as variações externas e independentes da cena. Tais técnicas, em geral, prevêem a aquisição de parâmetros extra-cena durante a passagem do satélite, o que pode inviabilizar algumas aplicações de dados multitemporais (HENEBRY & SU, 1993). Na tentativa de viabilizar a análise de séries temporais, SCHOTT et al. (1988) desenvolveram uma técnica de normalização radiométrica cena a cena que resulta em uma alteração das imagens para que estas pareçam ter sido imageadas nas mesmas condições atmosféricas e de iluminação de uma imagem de referência da mesma área.

As técnicas de realce incluem uma grande variedade de procedimentos que podem implementar tanto modificações radiométricas e geométricas em uma única banda, como transformações orientadas, desenvolvidas a partir de dados multiespectrais. Uma modificação radiométrica bastante aplicada em imagens de sensoriamento remoto, de característica pontual e unidimensional, é a ampliação linear de contraste. Essa técnica consta do mapeamento dos valores de brilho de uma banda, cuja distribuição é representada em um histograma específico, para uma redefinição mais favorável, ou seja, expandindo ao máximo o intervalo de variação dos valores de brilho (RICHARDS, 1986).

Entre as técnicas que implementam transformações geométricas em uma imagem unidimensional, aquelas que representam o atributo textural merecem destaque no contexto de análise espacial.

Ao caracterizar informações espectrais e texturais da vegetação da Amazônia usando dados TM/Landsat, CHEN (1996) fez uma ampla revisão sobre textura, incluindo os métodos usados na sua análise e aplicações desse atributo. Nesse trabalho, a autora destaca três componentes de textura: o contraste local, que é a diferença de tons de cinza entre áreas vizinhas escuras e claras; a escala, referente às dimensões das áreas escuras e claras (ou seja, se a freqüência de mudança no nível de cinza de pixels adjacentes é maior ou menor) e; a orientação, relacionada com a preferência de direção das áreas claras e escuras, texturas isotrópicas (quando não há uma direção preferencial) e anisotrópicas (quando as áreas são maiores em uma direção). Em suma, a textura deve ser extraída e medida em uma imagem a partir de sua apresentação estrutural, o que o torna um atributo mais difícil de ser analisado automaticamente.

CHEN (1996) relaciona vários métodos de processamento digital de imagens normalmente usados na análise da textura, a maioria deles baseados na distribuição espacial dos níveis de cinza da imagem. Esses métodos incluem: a caracterização da freqüência espacial baseada na autocorrelação; a transformação de Fourier; a detecção de bordas usando medidas de propriedade local; o uso de histogramas de níveis de brilho e; medidas calculadas a partir da probabilidade de co-ocorrência de

valores de brilho. Independente dessa distinção, a autora relata que todos os métodos de análise textural podem ser classificados em estatísticos e estruturais.

Em relação a esse último aspecto, GONZALEZ & WOODS (1993) distinguem uma terceira abordagem, denominada espectral, onde os padrões globais de textura são descritos e analisados no domínio das freqüências espaciais (normalmente definidas através da transformada de Fourier). Aparentemente, conforme ressalta LOBO (1997), as texturas naturais são melhor definidas e identificadas pela análise estatística, devido à sua inerente componente estocástica.

As medidas de textura foram desenvolvidas originalmente para quantificar certos aspectos de padrões presentes em imagens digitais, relacionados com propriedades estatísticas ou estruturais de uma vizinhança de pixels, ou seja, descrevem a variabilidade da cena. Como a estrutura da paisagem pode ser analisada pelo o arranjo de seus elementos constituintes, relacionado com a heterogeneidade da paisagem, é razoável presumir que a variabilidade da cena reflete essa heterogeneidade espacial da paisagem, a qual pode ser analisada, em um primeiro momento, a partir de bordas definidas pela aplicação de operadores texturais.

A utilização da textura como indicador da variabilidade da paisagem tem sido difundida em vários trabalhos. GULINCK et al. (1993) relatam a utilização de uma técnica simples, que consiste de uma análise da freqüência de diferentes categorias presentes em uma matriz quadrada de pixels, para a avaliação da heterogeneidade da paisagem.

Algumas técnicas de processamento digital de imagens que implementam transformações em imagens multiespectrais e multitemporais são bastante significativas em aplicações de sensoriamento remoto. No que se refere às operações aritméticas entre imagens, RICHARDS (1986) relata que as diferenças de bandas multitemporais podem ser usadas na detecção das mudanças ocorridas em uma região, no intervalo de tempo entre as duas aquisições de dados. Da mesma forma, razões de diferenças de bandas espectrais são usadas, principalmente, para realçar diferenças súbitas nas características de reflectância dos alvos. Quando operações desse tipo baseiam-se nas interações que ocorrem entre a vegetação e a radiação

eletromagnética nos intervalos de comprimento de onda do vermelho e infravermelho próximo, o valor resultante é expresso como um índice de vegetação.

2.3.6 Classificação com apoio de computador

Um dos aspectos básicos da aplicação do sensoriamento remoto aos mapeamentos temáticos é a definição de um sistema de classificação que seja adequado ao estudo que se pretende desenvolver. É importante estabelecer claramente as classes que constarão do mapeamento, e nesse processo deve ser levado em consideração o nível de detalhamento oferecido pelos dados disponíveis.

RICHARDS (1986) define classificação como um método para rotular os *pixels* de uma cena a partir de suas características espectrais, sendo que essa categorização é implementada por um programa computacional habilitado para reconhecer os pixels espectralmente similares. Segundo NOVO (1989), as técnicas de classificação digital implicam na implementação de um processo de decisão para que o computador possa atribuir certo conjunto de pontos (pixels) a uma determinada classe.

Para a análise de dados multiespectrais, RICHARDS (1986) destaca dois procedimentos abrangentes de classificação. Um deles, definido como classificação não-supervisionada, é um meio pelo qual os pixels de uma imagem são associados a classes espectrais, sem que haja um conhecimento prévio da existência ou nome destas classes.

O outro método é a classificação supervisionada, o qual se constitui na ferramenta analítica essencial usada na extração de informação quantitativa a partir de dados de sensoriamento remoto. O processo é dito supervisionado pois implica na interação entre o intérprete humano e o sistema de análise e, além disso, este intérprete tem um conhecimento prévio da cena, o que o habilita a fornecer informações específicas, possibilitando o treinamento do algoritmo de classificação. Além disso, as abordagens supervisionadas baseiam-se no uso de amostras para estimar os parâmetros estatísticos para cada classe. Essas amostras (que correspondem a padrões conhecidos das classes), usadas para a estimativa dos parâmetros, são normalmente chamadas de padrões de treinamento, sendo que a

totalidade destas amostras define o conjunto de treinamento. O processo pelo qual um conjunto de treinamento é usado para obter as funções de decisão é denominado aprendizagem ou treinamento (GONZALEZ & WOODS, 1993).

Um pressuposto importante adotado na maioria dos procedimentos mais consolidados de classificação supervisionada é o de que as classes espectrais podem ser modeladas por uma distribuição de probabilidade no espaço multiespectral e, consequentemente, descritas pelos parâmetros dessa distribuição, em geral normal ou Gaussiana. A distribuição normal multidimensional de um vetor de atributos no espaço multiespectral é descrita por uma função do tipo:

$$p(x) = \frac{1}{(2\pi)^{N/2}|\Sigma_i|^{1/2}} exp\{-1/2(x-m_i)^T \Sigma_i^{-1}(x-m_i) \qquad (1)$$

onde x_i é um vetor de atributos no espaço N-dimensional; m_i é o vetor média para a classe i; e Σ_i é a matriz de covariância para a classe i.

O método de classificação que implementa esse tipo de função adota o critério estatístico de máxima verossimilhança para separar as classes e pressupõe que, se os vetores média e matrizes de covariância para cada uma das classes são conhecidos, então pode-se calcular as probabilidades de um dado vetor de atributos (pixel) pertencer a cada uma das classes, e atribui-lo àquela que resultar na maior probabilidade (máxima verossimilhança). Em suma, se o vetor média e a matriz de covariância são determinados através dos dados de treinamento para cada classe espectral, então cada pixel da imagem pode ser examinado e atribuído à classe mais similar, com base nas probabilidades calculadas para esse pixel (RICHARDS, 1986).

De um modo geral, a natureza multiespectral dos dados de sensoriamento remoto tem promovido a utilização de métodos estatísticos de reconhecimento de padrões. Entretanto, conforme ressaltam BENEDIKTSSON et al. (1990), os métodos convencionais de classificação multivariada que implicam na definição prévia da distribuição estatística das classes, não foram concebidos para a utilização de dados obtidos por diferentes sensores, os quais não podem ser descritos por um modelo multivariado único. A tentativa de melhorar o desempenho dos classificadores, de modo a se obter resultados mais acurados, tem motivado vários pesquisadores a

desenvolverem métodos que utilizem modelos de classificação que integrem dados adquiridos por múltiplos sensores (SOLBERG et al., 1994), ou que usem a informação contextual fornecida por uma vizinhança de pixels (KARTIKEYAN et al., 1994).

2.3.7 Aplicação de redes neurais artificiais em classificação

Muitas vezes, as propriedades estatísticas de uma classe não podem ser estimadas, de modo que os problemas de teoria de decisão são melhor trabalhados pelos métodos que produzem diretamente as funções de decisão através dos dados de treinamento (GONZALEZ & WOODS, 1993). No contexto de reconhecimento de padrões, LEE et al. (1990) relatam que as redes neurais parecem desempenhar a tarefa de classificação de imagens tão bem ou melhor que as técnicas estatísticas, uma vez que não requerem que a natureza paramétrica dos dados a serem classificados seja explicitada.

A tentativa inicial de reproduzir o alto desempenho do cérebro humano em tarefas cognitivas extremamente complexas, motivou o desenvolvimento inicial dos modelos coneccionistas, também denominados Redes Neurais Artificiais (RNA). Tais modelos representam um tipo especial de processamento da informação: os sistemas coneccionistas consistem de muitas células primitivas que trabalham em paralelo e estão conectadas através de ligações diretas. A principal função dessas células é distribuir padrões de ativação através de suas conexões, de maneira similar ao mecanismo básico do cérebro humano, onde o processamento da informação se baseia na transferência de ativação de um grupo de neurônios para outro, através das sinapses (ZELL et al., 1995).

De acordo com LIPPMANN (1987), os elementos de processamento são conectados através de pesos e cada nó produz um somatório das várias entradas, ponderadas pelos pesos de suas respectivas conexões, passando o resultado através de uma função de decisão, cujo limiar interno e tipo da função é que caracterizam os nós. Para o autor, os modelos de redes neurais são especificados pela topologia da rede (sua arquitetura), as características dos nós (tipo e limiar interno da função de decisão usada) e pelas regras de treinamento ou aprendizagem utilizadas. Através

destas regras é estabelecido um conjunto inicial de pesos e definido como os pesos devem ser adaptados durante o uso (treinamento da rede), para melhorar o desempenho da classificação.

Existem, atualmente, vários modelos de redes neurais artificiais, desenvolvidos para as mais diversas aplicações. Entre eles, podem ser citadas as estruturas de *perceptron* as quais, com o desenvolvimento de algoritmos de treinamento mais adequados, evoluíram para configurações com múltiplas camadas, que são capaz de reconhecer várias classes e resolver o problema das regiões de decisão em áreas de superposição (LIPPMANN, 1987).

Na sua forma básica, o *perceptron* aprende uma função de decisão linear que 'dicotomiza' dois conjuntos de treinamento linearmente separáveis. No entanto, para manipular funções de decisão capazes de reconhecer múltiplas classes, independente delas serem ou não separáveis, foram desenvolvidas arquiteturas mais complexas que consistem várias camadas de elementos de *perceptron* (GONZALEZ & WOODS, 1993). LIPPMANN (1987) define os *perceptrons multicamadas* como redes de alimentação progressiva, com uma ou mais camadas de neurônios entre os neurônios de entrada e saída. Tais camadas adicionais são chamadas 'escondidas'.

Segundo GONZALEZ & WOODS (1993), a essência da abordagem de redes neurais é a utilização de múltiplos elementos não-lineares de computação (chamados de neurônios ou nós) organizados como redes, de forma similar àquela na qual, acredita-se, estejam interconectados os neurônios no cérebro humano. Em classificação, os modelos de redes neurais artificiais são usados como veículos para desenvolver, adaptativamente, os coeficientes das funções de decisão, através da apresentação sucessiva de conjuntos de padrões de treinamento.

Para GOH (1995) a arquitetura de uma rede neural segue, essencialmente, o processo de aquisição de conhecimento e o padrão organizacional do cérebro humano. Entretanto, atualmente, apesar da motivação histórica que produziu esses modelos, as redes neurais não tentam reproduzir tão estreitamente o modelo biológico e passaram a ser consideradas mais como uma classe de algoritmos de processamento paralelo. Nos modelos de redes neurais, o conhecimento é distribuído através da rede e armazenado na estrutura topológica dos pesos definidos para as

conexões, permitindo que as redes sejam organizadas através de métodos de treinamento automatizados que simplificam o desenvolvimento de aplicações específicas (ZELL et al., 1995).

Na descrição da arquitetura básica de uma rede neural *perceptron multicamadas*, GONZALEZ & WOODS (1993) mostram um modelo que consiste de camadas de neurônios estruturalmente idênticos, arranjados de modo que a saída de cada neurônio em cada camada, alimente a entrada de cada um dos neurônios da camada seguinte, conforme representado na Figura 1. O número de neurônios da primeira camada corresponde à dimensionalidade do vetor de atributos dos dados de entrada. A camada de saída terá tantos neurônios quantas forem as classes a serem separadas. O problema maior está na definição do número de camadas escondidas, e do número de neurônios que as compõem. Na prática este problema tem sido geralmente resolvido por tentativa e erro, ou pela experiência prévia no domínio de uma dada situação.

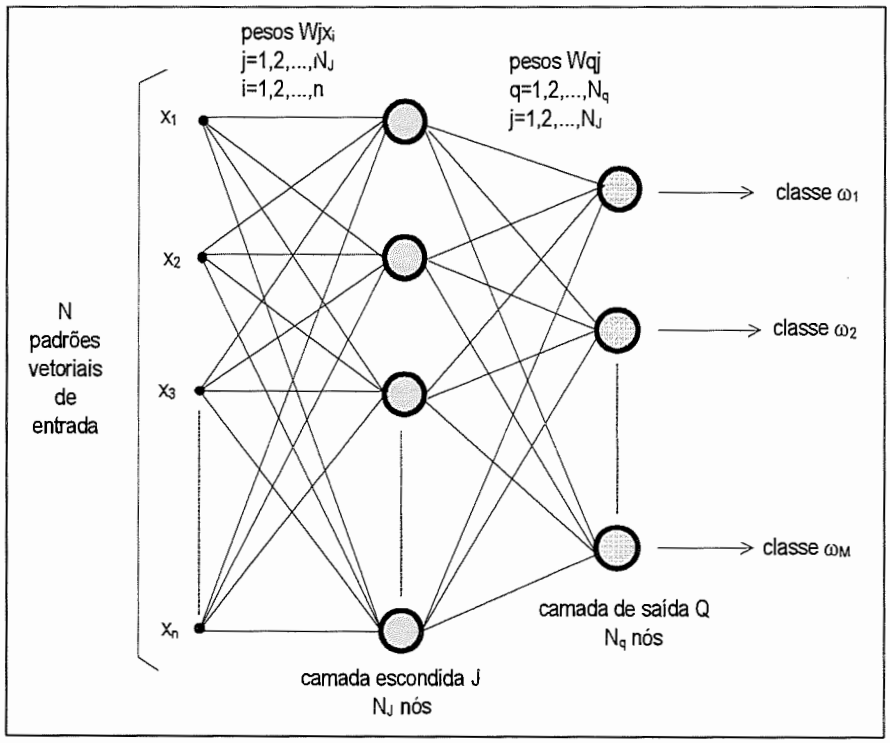


FIGURA 1 - Diagrama esquemático de uma rede neural de *perceptron* com uma camada escondida.

Adaptado de GONZALEZ & WOODS (1993).

A Figura 1 mostra o diagrama esquemático da arquitetura de uma rede neural de duas camadas: uma camada escondida designada J e a camada de saída Q. Os vetores x_1, x_2,...x_n representam o conjunto de dados de entrada; Wjx_i e Wqj correspondem aos pesos que são ajustados durante o treinamento; e ω_1, ω_2,...,ω_M se referem às M classes de saída da rede.

Para a rede neural mostrada na Figura 1, a entrada para um neurônio de qualquer camada é sempre a soma ponderada da saída da camada anterior. Assim sendo, a entrada I_q para cada neurônio da camada de saída Q será:

$$I_q = \sum_{j=1}^{N_J} W_{qj} O_j \tag{2}$$

para j=1,2,...,N_J, onde N_J é o número de nós da camada J e W_{qj} são os pesos que modificam as saídas O_j. Por outro lado, as saídas da camada J serão definidas através da expressão:

$$O_j = h_j(I_j) \tag{3}$$

para j=1,2,...,N_j.

Quando se considera que a função de decisão é sigmóide e que θ_q é um ganho adicional acrescido ao somatório dos coeficientes, cada elemento de processamento da rede passa a ser definido pela expressão:

$$h_q(I_q) = \frac{1}{1 + exp\left[-\left(\sum_{j=1}^{N_J} W_{qj} O_j + \theta_q \right) \Big/ \theta_0 \right]} \tag{4}$$

que é a forma da função de ativação sigmoidal $h_q(I_q)$ definida para cada nó ilustrado na Figura 1.

O algoritmo de treinamento mais conhecido para aprendizagem supervisionada é o chamado *backpropagation*. Segundo LIPPMANN (1987), esse algoritmo permite um ajuste de pesos em cada uma das camadas da rede e é projetado para minimizar a soma do quadrado do erro (ou o erro médio quadrático) entre a saída calculada por um arquitetura multicamadas e a saída desejada. O

componente essencial desse algoritmo é o método iterativo que propaga regressivamente o erro requerido para adaptar os pesos, a partir dos neurônios da camada de saída para os nós das camadas precedentes.

O processo de treinamento pelo algoritmo começa com a definição de um conjunto arbitrário de pesos para as conexões da rede e envolve duas fases distintas. Na primeira, um vetor de treinamento com a respectiva saída desejada é apresentado à rede e propagado através de suas camadas para computar uma saída para cada elemento de processamento. As saídas dos nós da última camada são, então, comparadas com as saídas desejadas e a partir disso, calculados os termos de erro. A segunda fase envolve um retrocesso, ou seja, uma passagem de volta através da rede, a partir da última camada, durante a qual, o erro é repassado para cada elemento de processamento e os pesos correspondentes são convenientemente alterados. Em um treinamento bem sucedido, este erro diminui com o aumento do número de iterações e o procedimento converge para um conjunto estável de pesos.

Uma importante questão de pesquisa em redes neurais está relacionada com a maneira como os pesos das conexões são ajustados para garantir o comportamento desejado para o sistema (ZELL et al., 1996), ou seja, qual o critério adotado para a modificação dos pesos.

No treinamento de uma arquitetura de rede neural como aquela ilustrada na Figura 1, pode-se definir o erro total E_Q entre as respostas esperadas r_q e as respostas obtidas O_q nos nós da camada de saída Q, como sendo:

$$E_Q = \frac{1}{2}\sum_{q=1}^{N_Q}\left(r_q - O_q\right)^2 \tag{5}$$

Considerando que os pesos W_{qj} serão ajustados na proporção da derivada parcial do erro, tem-se:

$$\Delta W_{qj} = -\alpha \frac{\partial E_Q}{W_{qj}} \tag{6}$$

onde α é uma constante positiva, freqüentemente chamada de taxa de aprendizado, e que determina qual proporção da mudança nos pesos calculados será usada para a correção desses pesos.

O Erro E_Q é função da saída O_q, as quais dependem das entradas I_q (para a camada de saída Q). Assim, usando a regra de cadeia para desenvolver a derivada parcial de E_Q, chega-se em:

$$\Delta W_{qj} = -\alpha \frac{\partial E_Q}{\partial I_q} O_j, \tag{7}$$

ou,

$$\Delta W_{qj} = \alpha \delta_q O_j \tag{8}$$

onde δ_q é o termo de erro que expressa a taxa de mudança de E_Q em relação a O_q e a taxa da variação de O_q em relação a I_q.

Para a camada de saída Q, o termo de erro δ_q é expresso por:

$$\delta_q = (r_q - O_q) h'_q(I_q) \tag{9}$$

onde h'_q representa a função de ativação, de forma genérica, definida para cada elemento de processamento da rede.

Considerando agora, a propagação do erro de volta para o ajuste dos pesos dos nós escondidos da camada J, a partir da camada de saída Q, tem-se a seguinte expressão para o valor esperado de δ_j:

$$\delta_j = h'_j(I_j) \sum_{q=1}^{N_Q} \delta_q W_{jq} \tag{10}$$

O desenvolvimento matemático do algoritmo *backpropagation* está descrito detalhadamente em SCHALKOFF (1992) e GONZALEZ & WOODS (1993), entre outros.

Após a aprendizagem da rede, ela classifica os padrões usando o conjunto de pesos ajustados durante a fase de treinamento, e reconhecendo um dado padrão como

pertencente a uma determinada classe, quando a saída para essa classe for "alta", e "baixa" para as demais classes (GONZALEZ & WOODS, 1993). Em linhas gerais, o critério de decisão adotado estabelece que, para um dado padrão de entrada, o elemento de processamento da camada de saída (associado a uma classe específica) que produzir o maior resultado numérico definirá a classe à qual o padrão será atribuído. Para algumas implementações de rede neural, além dessa saída ser maior para uma das classe, ela deve ter uma valor superior a um limite de tolerância, para que o padrão possa ser atribuído àquela classe.

A aplicação de redes neurais na classificação de dados de sensoriamento remoto usando arquiteturas multicamadas treinadas pelo algoritmo *backpropagation* tem sido relatada em uma série de artigos recentes. Alguns dos trabalhos buscam avaliar o conjunto de dados usados para o treinamento da rede (HEPNER et al., 1990; ZHUANG et al., 1994), enquanto outros comparam o desempenho das redes com o de classificadores convencionalmente usados em sensoriamento remoto, principalmente estatísticos (BENEDIKTISSON et al., 1990; ZHUANG et al., 1991; FOODY et al., 1995). Diferente das abordagens anteriores, SÉRPICO & ROLI (1995) compararam diferentes arquiteturas de redes neurais e observaram que uma *perceptron* com uma única camada escondida fornece bons resultados na classificação de dados multisensores.

2.3.8 Exatidão da classificação

A estimativa da exatidão (ou acurácia) de uma classificação envolve, via de regra, o desenvolvimento de procedimentos que possam indicar um grau de confiabilidade para os resultados obtidos. STORY & CONGALTON (1986) destacam que a forma mais comum para verificar a exatidão de classificações ou mapas é verificar a porcentagem da área mapeada que foi classificada, e compará-la com dados de referência ou "verdade terrestre". Os autores acrescentam que essa porcentagem resulta de valores que expressam o que foi corretamente classificado, sendo obtidos por amostragem e expressos na forma de uma matriz de erro (também chamada matriz de confusão ou tabela de contingência). A partir desta matriz podem

ser calculadas a exatidão global da classificação, assim como a exatidão para as classes individuais.

Segundo CONGALTON et al. (1983), a matriz de erro, que tem sido a maneira mais comum de se representar a exatidão de uma classificação em sensoriamento remoto, constitui-se de uma matriz quadrada contendo um conjunto de números dispostos em linhas e colunas, os quais expressam o número de pixels associados com um tipo específico de cobertura da terra em relação ao verdadeiro tipo de cobertura, verificado em campo ou interpretado a partir de fotografias aéreas. As colunas normalmente se referem aos dados de referência (tomados como corretos) e as linhas indicam as classes definidas através dos dados de sensoriamento remoto. Os valores da diagonal principal da matriz representam, então, os pixels que foram corretamente classificados e a razão entre a soma destes valores pelo número total de pixels classificados, resulta na exatidão global da classificação.

Apesar da ampla utilização dessa medida de exatidão pela comunidade de sensoriamento remoto, ROSENFIELD & FITZPATRICK-LINS (1986) ressaltam o fato de que ela utiliza apenas os elementos da diagonal principal da matriz, negligenciando os elementos fora da diagonal. Assim sendo, novas medidas, principalmente estatísticas, foram desenvolvidas para estimar a exatidão de classificações.

Para avaliar diferentes métodos de comparação entre matrizes de erro com o propósito de melhor avaliar os fatores que afetam a exatidão de uma classificação, CONGALTON et al. (1983) descreveram uma técnica baseada na análise multivariada discreta que mede a concordância entre os dados classificados e os dados de referência. Tal técnica, desenvolvida por COHEN (1960) apud CONGALTON et al., (1983) e ROSENFIELD & FITZPATRICK-LINS, (1986), é denominada *Kappa*, e seu estimador ($\hat{K}$) é uma medida da diferença entre a concordância real da classificação (correspondente à concordância entre as classes resultantes e os dados de referência, cujos valores são representados na diagonal da matriz de erro) e a concordância casual (dada pelo produto dos valores marginais das linhas e colunas). Esta medida de concordância é calculada por:

$$\hat{K} = \frac{\sum_{i=1}^{r} x_{ii} - \sum_{i=1}^{r} (x_{i+} * x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^{r} (x_{i+} * x_{+i})} \qquad (11)$$

onde:

r - número de linhas da matriz;

x_{ii} - número de observações na linha i e coluna i;

x_{i+} e x_{+i} - totais marginais da linha i e coluna i, respectivamente;

N - número total de observações (COHEN, 1960 apud CONGALTON et al., 1983).

A partir da análise de vários métodos para estimar a exatidão de classificações, ROSENFIELD & FITZPATRICK-LINS (1986) recomendaram a utilização do coeficiente *Kappa* (também denominado KHAT ou KIA - Índice de Concordância *Kappa*) como uma medida da exatidão global de uma classificação temática, realizada utilizando dados de sensoriamento remoto. WHITE et al. (1995) utilizaram esse coeficiente, além da exatidão global, para estimar o nível de exatidão de mapas gerados a partir da classificação não-supervisionada, representando as classes de cobertura florestal de um parque nacional da Califórnia.

Um procedimento importante a ser observado nas estimativas de exatidão refere-se esquema de amostragem adotado, ou seja, ao delineamento amostral (tipo de amostragem e tamanho da amostra). Comparando esquemas de amostragem para gerar a matriz de erros usada em estimativas de exatidão da classificação, CONGALTON (1988) concluiu que tal estimativa é influenciada tanto pelo tamanho da amostra como pelo tipo de amostragem, e que é a complexidade do ambiente que dita o esquema de amostragem apropriado em cada situação.

O tipo ou padrão de amostragem, que pode ser entendido como sendo a distribuição espacial das amostras em uma dada área geográfica, deve ser cuidadosamente selecionado a fim de evitar os efeitos de autocorrelação espacial e de

EESC-USP Biblioteca Campus de S.C.

assegurar que todas as categorias de interesse sejam adequadamente amostradas (FIDALGO, 1994; BRITES et al., 1996).

Conforme ressalta FIDALGO (1994), os primeiros trabalhos sobre exatidão de classificação abordaram, preferencialmente, dois tipos de amostragem: a aleatória simples e a estratificada por categoria. Entretanto, a amostragem aleatória não garante uma distribuição espacial adequada das amostras dentro da área de interesse, e a amostragem estratificada por categoria pode apresentar tendências devido às diferentes taxas de amostragem empregadas para cada categoria. Por outro lado, apesar de reduzir a autocorrelação geográfica pelo aumento da distância entre as amostras, o padrão sistemático de amostragem não é recomendado quando se pretende alguma aleatoriedade.

Assim sendo, a amostragem estratificada sistemática não alinhada, a qual combina o baixo potencial para tendências do esquema aleatório com a propriedade de maior cobertura geográfica dos padrões sistemático e estratificado, tem sido apontada por alguns autores como sendo o delineamento amostral mais adequado para a estimativa de exatidão de classificação.

FIDALGO (1994) realizou uma extensa revisão de literatura sobre exatidão da classificação de dados de sensoriamento remoto e ressalta que, uma vez que cada amostra coletada implica em um custo, o tamanho amostral deve ser mínimo, porém suficientemente grande para permitir uma análise estatística adequada.

Nesse sentido, ROSENFIELD et al. (1982) apud FIDALGO (1994) desenvolveram um método para o cálculo do tamanho mínimo da amostra que se baseia na distribuição binomial dos erros e acertos, aproximada para a distribuição normal. Essa estimativa é dada por:

$$n_o = \frac{\left(Z_{\alpha/2}\right)^2 p(1-p)}{d^2}, \qquad (12)$$

onde:

n_o é o tamanho inicial da amostra;

$Z_{\alpha/2}$ é o valor, considerando uma distribuição normal padrão, para o nível de confiança desejado, α;

p é a exatidão esperada; e

d é o grau de exatidão desejado, calculado para um dado intervalo de confiança, expresso por:

$$P(\hat{p} - d \leq p) \geq 1 - \alpha, \tag{13}$$

onde $\hat{p}$ é a exatidão da classificação estimada.

O cálculo anterior não leva em consideração a correção de continuidade para a aproximação da distribuição binomial para normal, o que pode afetar o grau de precisão esperado. A correção da continuidade é definida como:

$$d = Z_{\alpha/2}\sqrt{\frac{p(1-p)}{n}} + \frac{1}{2n} \tag{14}$$

onde n é o tamanho da amostra utilizada.

Na prática, parte-se de um valor pré-definido para o grau de precisão (normalmente entre 0,02 a 0,10) e verifica-se qual o grau de precisão esperado para o tamanho inicial da amostra calculado (n_o).

Um outro aspecto a ser considerado quando da estimativa da exatidão de uma classificação é em relação à qualidade dos dados de referência. Produtos da interpretação de fotografias aéreas, ou mesmo as próprias fotos podem ser usados como referência, porém os levantamentos de campo é que fornecem maior confiabilidade ao processo. Ao relatarem as causas das diferenças que ocorrem entre os dados classificados e os dados de referência, CONGALTON & GREEN (1993) citaram, entre outros, os erros cometidos na coleta, análise e processamento destes dados de referência. Além desses, devem ser observados os problemas decorrentes da elaboração das legendas da classificação, que em alguns casos são pouco apropriadas para representar as categorias mapeadas.

2.4 Sistemas de classificação da cobertura da terra

A essência da classificação é agrupar indivíduos ou objetos segundo as características que os descrevem. A classificação pressupõe uma organização em grupos ou classes cujos elementos constituintes apresentam propriedades em comum que os diferencia dos objetos de outra classe.

DEMERS (1997) salienta que, no passado, as classificações eram representadas nos mapas, sem que houvesse uma discussão formal sobre como elas deveriam estar organizadas ou qual o seu impacto sobre a questão da tomada de decisão. Inerente ao processo classificação, havia uma tendência humana de querer aplicar uma estrutura de classificação padrão, sem considerar situações específicas e diferentes filtros intelectuais de quem analisa uma dada situação. Só recentemente, com o advento dos satélites de sensoriamento remoto, da cartografia automatizada e do SIG, percebe-se um interesse maior nas classificações temáticas mais direcionadas ao problema abordado.

Assim, ainda segundo o referido autor, a classificação depende do tipo de objetos que estão sendo agrupados. Ela pode ser simples, como é o caso das classificações da vegetação desenvolvidas com base nas plantas presente,s ou mais funcionais, como ocorre no mapeamento dos ecossistemas. Podem variar quanto à escala e tipo de dado utilizado, mas deve ser sempre direcionada ao usuário final da informação que está representada.

Existem muitos métodos usados para classificar a superfície terrestre, os quais podem envolver desde reconhecimentos e levantamentos qualitativos, até análises quantitativas de dados locais obtidos a partir de pontos ou transectos dispersos em uma dada área de estudos. Em abordagens mais recentes, sistemas de classificação têm sido desenvolvidos e refinados, a partir da análise da correspondência entre mapas individuais representativos de diferentes variáveis discriminantes da superfície terrestre, principalmente vegetação, topografia e solos, entre outros (DAVIS & DOZIER, 1990).

A tarefa de incorporar a componente ecológica em uma classificação das feições terrestres torna o processo mais complexo e implica em desenvolver um

sistema que permita subdividir a superfície da terra em sub-regiões relativamente homogêneas em relação a uma ou mais variáveis ecológicas. Para DAVIS & DOZIER (1990), o objetivo da classificação ecológica é, freqüentemente, estratificar a superfície terrestre para realizar amostragens, avaliar habitats ou analisar impactos. Podem também ser usadas para estimar os parâmetros de modelos ecológicos.

2.4.1 A hierarquia dos grandes ecossistemas do globo

Mesmo que não se constitua, necessariamente, em uma regra geral, a idéia da classificação pressupõe hierarquia, uma vez que são consideradas subdivisões e agrupamentos segundo critérios de semelhança.

Para FORMAN (1995), a superfície terrestre mostra uma hierarquia espacial, e seus diferentes níveis se manifestam em domínios de escala distintos, de modo que o planeta Terra pode ser dividido espacialmente de várias maneiras, dependendo do objetivo. Essa percepção fica clara na definição hierárquica adotada pelo autor.

O nível hierárquico mais abrangente é a biosfera, o planeta na sua totalidade, a qual é subdividida em continentes e oceanos. Os continentes são subdivididos em regiões e essas em paisagens que, por sua vez se subdividem em ecossistemas locais ou usos da terra. Os ecossistemas locais, representando tipos de vegetação, de solo, etc. tendem a constituir elementos relativamente homogêneos e são os atributos analisados a nível de paisagem. Naturalmente, eles podem ser depois subdivididos, com base em outros atributos de similaridade e homogeneidade.

A hierarquia no planeta é considerada também por ODUM (1983), ao relacionar os níveis de organização com o espectro biológico de comunidades, população, organismo, órgão, célula e gene, e especificar que a Ecologia trata, principalmente, dos níveis que estão além do organismo. Segundo o autor, o nível mais abrangente da hierarquia, a biosfera, inclui todos os organismos vivos da Terra que interagem com o ambiente físico e suas subdivisões definem os biomas. Nessa organização, os biomas terrestres são delimitados em função da forma de vida do clímax climático da vegetação e definem os grandes ecossistemas naturais do globo os quais, por sua vez, podem ser subdivididos pelas suas características funcionais e estruturais. De acordo com essa abordagem, é a vegetação clímax e/ou importantes

características físicas estáveis do ambiente que fornecem a base para a classificação amplamente empregada de biomas.

2.4.2 A vegetação como manifestação de outras variáveis ambientais

A vegetação, como o componente do ecossistema mais facilmente reconhecível, tem sido o atributo básico para delimitar unidades ecológicas homogêneas. A esse respeito, MATTEUCCI & COLMA (1982) afirmaram que a vegetação é usada para identificar e definir os limites dos sistemas ecológicos ou de zonas uniformes de uma região.

A vegetação resulta da ação dos fatores ambientais sobre o conjunto de espécies que co-habitam em um espaço contínuo. Reflete o clima, o tipo do solo, a disponibilidade de água e nutrientes, assim como fatores bióticos e antrópicos, modificando e sendo modificada pelos demais fatores ambientais (MATTEUCI & COLMA, 1982). Pelo fato de refletir um conjunto de interações ambientais, a vegetação tem sido o foco central de muitos estudos do meio físico e, avaliar como ela se manifesta, pode levar ao entendimento de alguns processos ambientais.

Nos estudos de vegetação, as descrições de como os indivíduos se distribuem em uma determinada área geográfica ou na paisagem, e sua interação com o ambiente, têm sido caracterizadas por duas abordagens distintas: uma delas considera os padrões de vegetação como unidades espaciais discretas e bem diferenciadas, e a outra defende que os padrões espaciais se dispõem ao longo de gradientes ambientais (*continum*) (MATTEUCCI & COLMA, 1982). Essas diferentes caracterizações de unidades de vegetação demandam critérios, também diferenciados, para a sua análise. Nas classificações de tipologias florestais, o conceito de unidades espaciais com limites bem definidos tem prevalecido, muito embora alguns autores (como BROWN, 1998) considerem a necessidade de representar entidades espaciais, particularmente tipos de vegetação natural, como uma série contínua com limites pouco nítidos.

Desse modo, para efeito de mapeamento temático e representação cartográfica das tipologias florestais, as mudanças graduais entre classes de vegetação natural têm sido geralmente desconsideradas, tanto por questões de ordem

prática, como pela própria tradição em estudos de vegetação. Além disso, ao considerar o conceito de *continum*, outros atributos temáticos, relacionados com a ambigüidade e incerteza espacial em relação às áreas de transição entre as classes, devem ser levados em conta na análise espacial (BROWN, 1998).

2.4.3 Sistemas de classificação da vegetação

Por ser a manifestação do ambiente físico mais facilmente reconhecida, a vegetação tem sido o elemento chave de alguns dos sistemas de classificação mais completos elaborados até hoje. A partir das primeiras publicações naturalistas do início do século passado, quando se reconheceu a existência de uma ordem na vegetação, vêm sendo estabelecidas unidades e categorias para sua descrição e mapeamento (MATTEUCCI & COLMA, 1982).

O sistema de classificação fitogeográfico moderno resultou da contribuição de muitos naturalistas, desde que no início do século XIX, Humboldt identificou unidades fisionômicas-estruturais e espécies associadas na vegetação, até as primeiras tentativas de Schimper, já no século XX, de unificar as paisagens vegetais do mundo, de acordo com suas estruturas fisionômicas (FIBGE, 1992). O sistema de classificação da UNESCO, desenvolvido a partir do sistema de Ellenberg & Mueler-Dumbois (MATTEUCCI & COLMA, 1982), foi projetado para padronizar as classificações da vegetação ao redor do mundo e oferecer um esquema amplo das categorias mais importantes que podem ser usadas em mapeamentos da vegetação em escalas abrangentes.

O IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, na série Manuais Técnicos em Geociências (FIBGE, 1992), aborda amplamente o tema vegetação brasileira apresentando as conceituações e sistemas de classificação adaptadas para as condições da vegetação brasileira, com a respectiva terminologia que este instituto vem adotando ao longo dos anos.

O referido manual esclarece que a metodologia para se cartografar o Sistema Fisiográfico segue um procedimento de mapeamento em escalas crescentes: regional (de 1:2.500.00 até 1:10.000.000); exploratório (de 1:250.000 até 1: 1.000.000); semi-

detalhe (de 1:100.000 a 1:25.000); e detalhe (maior que 1:25.000), conforme os objetivos do estudo e os dados disponíveis.

Uma das metas do levantamento fitogeográfico pressupõe que a classificação contemple uma hierarquia de formações. Para isso, são definidas, inicialmente, duas categorias abrangentes nas quais estão incluídos os possíveis tipos de vegetação, levando em conta o detalhamento a que se propõe. Estas categorias são designadas: sistema primário, que se refere às formas primitivas da vegetação natural; e sistema secundário, onde estão incluídas as comunidades secundárias brasileiras.

O sistema primário engloba os "tipos de vegetação", cada um subdividido em suas respectivas tipologias, referentes às Regiões Fitoecológicas brasileiras, às Formações Pioneiras, aos Refúgios Vegetacionais (Comunidades Relíquias), e às faixas de Tensão Ecológica (Vegetação de Transição) dos contatos entre duas ou mais Regiões Fitoecológicas. Cada uma dessas tipologias tem sua própria categorização, para a qual também se adota uma nomenclatura específica (minuciosamente tratada em FIBGE, 1992).

No sistema secundário (antrópico) estão incluídas todas as comunidades secundárias brasileiras e correspondem às áreas onde ocorreu ou ocorre intervenção humana com finalidade de mineração, agrícola ou pecuária. Quando essas áreas são abandonadas após o uso antrópico, a resposta do solo é diferente, de acordo com o uso e o tempo decorrido, porém a vegetação que surge reflete sempre, de maneira bastante uniforme, os parâmetros ecológicos do ambiente. A sucessão vegetal obedece a um ritmo ao refazer o solo degradado pela ação predatória do homem e a vegetação que surge naturalmente nesses locais é caracterizada pelos seus estágios evolutivos e classificada em fases sucessionais.

Todas essas caracterizações e definições foram extraídas de FIBGE (1992) e sua inclusão tem o propósito de apresentar um sistema de classificação dos tipos de vegetação hierarquizado e que leve em conta o ambiente físico. Sua concepção reflete todo o esforço empreendido para definir um sistema padrão de classificação da vegetação. No entanto, conforme ressalta DEMERS (1997) ao comentar sobre o aspecto prático de se usar como padrão um esquema de classificação genérico (referindo-se a um sistema internacional da UNESCO), alerta que a utilidade real

pode ser limitada, uma vez que demanda um conhecimento sobre botânica e sistemática de plantas que não está entre as atribuições do usuário não-especialista.

2.4.4 Classificações locais e regionais

Apesar dos sistemas mundial e brasileiro para classificação da vegetação oferecerem um padrão unificado para as classes, além do caráter especialista, eles podem deixar de prever a representação de alguma variável identificada no ambiente físico. MATTEUCCI & COLMA (1982) afirmam que entre os requisitos de um sistema de classificação estão a estabilidade, robustez e objetividade e ressaltam que o êxito de uma classificação se mede pela sua utilidade em cumprir um objetivo específico.

Com o advento das fotografias aéreas e imagens orbitais, surgiram novas perspectivas de observação da superfície terrestre e não mais apenas tipos de vegetação, mas categorias de cobertura da terra passaram a ser o objeto da classificação. Além disso, com a disponibilidade de ferramentas tecnológicas para a análise dos dados coletados a nível aéreo e orbital, integrados com outros tipos de dados, sistemas de classificação mais específicos e adequados a cada situação, passaram a ser desenvolvidos e aplicados.

Experimentos relacionados com sistemas de classificações desenvolvidos para a utilização de dados de sensoriamento remoto, aéreo e orbital, são apresentados por MACKENZIE (1994), que relata uma aplicação de classificação hierárquica para tipos de cobertura da terra, e GONZALES (1994) que descreve um esquema de classificação específico para áreas florestais. Várias abordagens de classificação focalizando mudanças temporais em ecossistemas florestais têm produzido diferentes sistemas, cada qual adequado a uma proposta inicial. COPPIN (1994) relacionou as especificidades de alguns dos sistemas de classificação direcionados para a detecção e análise de mudanças temporais na vegetação, enquanto PLYUSNIN (1995) estabeleceu um sistema de classificação no qual relaciona o tipo de modificação na paisagem com o grau de impacto, principalmente de causa antropogênica representada por uma dada classe de mudança.

Uma característica quase constante observada em trabalhos orientados para a análise de impactos ambientais é a tendência em discriminar classes "naturais" e "interferidas", nas classificações da paisagem, cuja distinção é feita em relação à ação humana presente ou pretérita. BRIDGEWATER (1993) apresenta algumas dessas classificações, nas quais a paisagem é analisada segundo seu grau de interferência antrópica.

Segundo DAVIS & DOZIER (1990) o desenvolvimento de uma classificação ecológica da cobertura da terra tem sido incrementado pelos dados de sensoriamento remoto orbital e de modelos de terreno, representados por mapeamentos das variáveis discriminantes da superfície terrestre, tais como vegetação, topografia e solos; e também pelo SIG, devido à sua capacidade de realizar operações de cruzamento e análise espacial.

Desse modo, o sensoriamento remoto e o SIG têm direcionado o desenvolvimento de sistemas de classificação da cobertura da terra, ou da paisagem, orientando-os para a percepção dos problemas ambientais atuais e para as necessidades do usuário da informação. À luz dos objetivos deste trabalho, o propósito de aplicar redes neurais artificiais para caracterizar uma Unidade de Conservação, se insere nesse redirecionamento dos sistemas de classificação da paisagem. A rede neural artificial é usada simplesmente como um instrumento de síntese que deve permitir, a partir de um conjunto de variáveis do meio físico, classificar uma paisagem específica segundo diferentes níveis analíticos.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Caso de estudo: o Parque Estadual Morro do Diabo

Administrado pelo Instituto Florestal de São Paulo, o Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD) representa a última grande área de floresta de planalto do interior do Estado. Seu nome deve-se à existência, no Parque do mais notável testemunho geológico da região: o Morro do Diabo, com seu ponto mais alto a 599,5 metros acima do nível do mar. Constitui-se em uma importante unidade de conservação que abriga a maior reserva de peroba-rosa (*Aspidosperma polyneuron*) do Estado, além de um grande número de espécies da fauna silvestre incluindo algumas ameaçadas de extinção (INSTITUTO FLORESTAL DE SÃO PAULO).

O PEMD, situado na Região Administrativa de Presidente Prudente, extremo Oeste de São Paulo, no Município de Teodoro Sampaio, abrange uma área de 33.845 ha e está localizado geograficamente entre as coordenadas 22°27' a 22°40' de latitude Sul e 52°10' a 52°22' de longitude Oeste. Sua forma lembra um triângulo, limitado ao sul pelo rio Paranapanema e a oeste pelo Ribeirão Bonito (cachoeira do Estreito ou Água Fria) e no restante do seu perímetro com propriedades rurais (CARVALHO et al., 1989). A Figura 2 mostra a localização geográfica do Parque Estadual Morro do Diabo, no contexto do Pontal do Paranapanema e do de Estado de São Paulo.

A antiga Reserva do Morro do Diabo foi criada em 1941 para fins de conservação da floresta e da fauna e para que pudessem ser estabelecidas florestas protetoras, remanescentes e modelo na região sudoeste do Estado. Posteriormente, por força do Decreto n° 25.342, de 4 de junho de 1986, a Reserva passou à categoria de Parque, abrindo perspectivas mais amplas para a proteção, preservação e conservação da unidade.

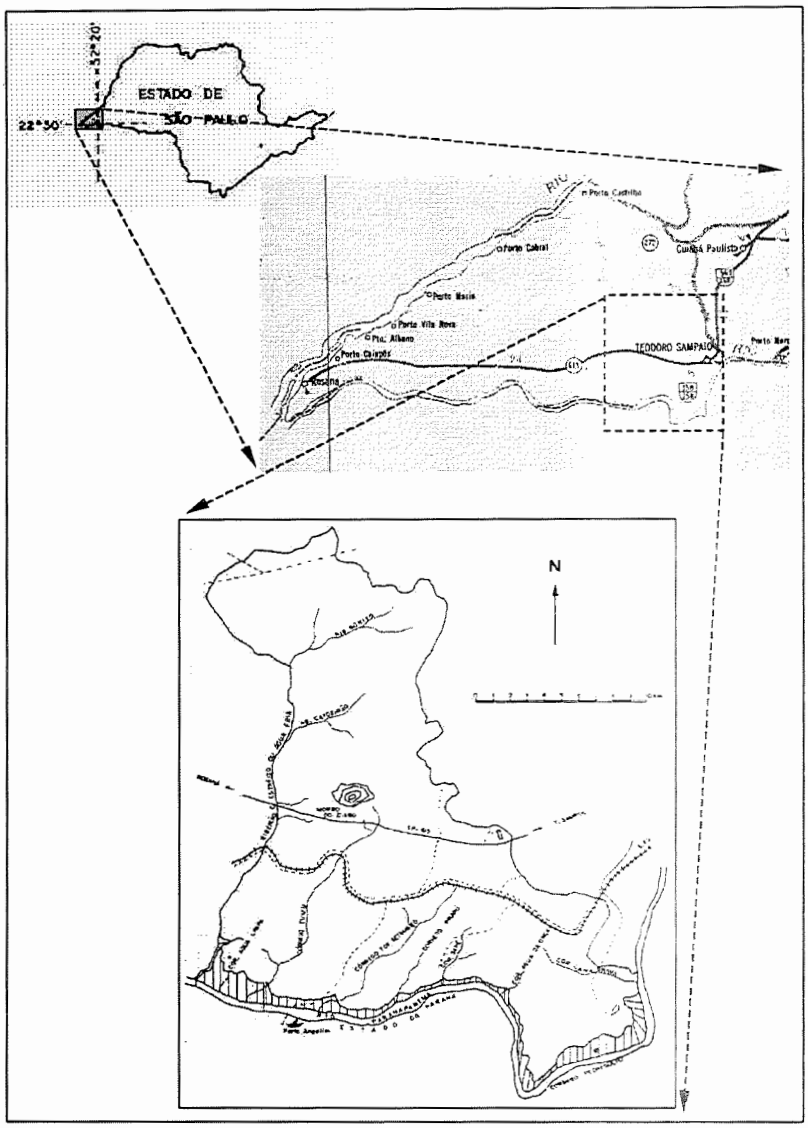


FIGURA 2 - Localização geográfica do Parque Estadual Morro do Diabo.

Adaptado de CARVALHO et al., 1989.

3.1.1 Aspectos fisiográficos e faunísticos do PEMD

Na caracterização do meio ambiente do Parque, focalizando os aspectos fisiográficos e faunísticos da área, GUILLAUMON et al. (1983) classificam o tipo climático como Cwa, de Köppen, com temperatura média superior a 22^0 C no mês mais quente, e inferior a 18^0 C no mês mais frio. A partir da análise de dados climáticos da região, levantados em um período de cinco anos (1977 a 1981), os autores observaram uma grande variação nas precipitações pluviométricas registradas, com média anual de 1.131 mm e a ocorrência de uma estação seca bem

definida entre os meses de abril a setembro. A temperatura média anual obtida foi de 23°C, e a umidade relativa mensal mostrou-se bastante regular, com médias entre 70 e 76%.

Conforme os próprios autores salientam, alterações nos fatores térmicos e hídricos estão condicionadas à atuação antrópica. Uma vez que esses parâmetros climáticos foram levantados antes da instalação da Usina Hidrelétrica de Rosana (UHE) no rio Paranapanema, e do recente reservatório de Porto Primavera no rio Paraná, com a conseqüente formação de grandes lagos de inundação, é possível que os valores apresentados anteriormente tenham se modificado em função de uma alteração climática local.

O PEMD situa-se no compartimento geomorfológico denominado Planalto Ocidental Paulista, com relevo suavizado em cotas próximas a 500 metros, atingindo 247 metros na foz do Paranapanema. Geologicamente, esse setor do Planalto Ocidental é formado por rochas do Grupo Bauru, do Cretáceo Superior, e por sedimentos que representam os depósitos inconsistentes do Quaternário. Na área do Parque, predominam os arenitos, com ocorrência local de cimentos e nódulos carbonáticos (GUILLAUMON, et al., 1983).

Quanto aos aspectos geomorfológicos e pedológicos, os referidos autores descreveram o relevo como sendo predominante de degradação, o qual se apresenta, geralmente, na forma de colinas amplas. Em meio aos interflúvios extensos e aplainados, destacam-se platôs residuais rebaixados, em forma de mesas sedimentares e morros testemunhos, mais elevados. Os solos da região são, na sua maior parte arenosos, prevalecendo a unidade taxonômica Lea (Latossolo Vermelho Escuro - fase arenosa). Os autores relatam ainda, que o Levantamento dos Elementos Físicos do Meio Ambiente da CESP (Companhia Energética de São Paulo) permitiu um mapeamento mais detalhado dos solos da área e a identificação dos tipos: Led - Latossolo Vermelho Escuro Distrófico A moderado textura média fase relevo plano; AI - Solos Aluviais Indiscriminados fase relevo plano; e HG - Solos Hidromórficos Gleyzados Indiscriminados fase relevo plano.

Reportando a trabalhos anteriores sobre a classificação da vegetação brasileira, GUILLAUMON et al. (1983) especificaram a cobertura vegetal natural

predominante na região como sendo do tipo Floresta Subcaducifólia Tropical, constituindo uma formação intermediária entre as formações florestais perenes das encostas e as formações não florestais do interior. Tal formação se caracteriza pela perda de folhas durante a estação seca e pelo seu dossel rarefeito que permite a penetração da luz solar e favorece o aparecimento de estratos inferiores.

A vegetação natural do Parque Estadual Morro do Diabo tem sido, ao longo do tempo, objeto de vários levantamentos relatados por CAMPOS & HEINSDIJK (1970); MAINERI (1970) apud GUILLAUMON et al. (1983); BAITELLO et al. (1988) apud PASTORE & BERZAGHI (1989); PASTORE & BERZAGHI (1989); entre outros. Utilizando fotografias aéreas tomadas em 1962, na escala 1:25000, para orientar o posicionamento de amostras sistemáticas, CAMPOS & HEINSDIJK (1970) desenvolveram um inventário florestal na área e, a partir da interpretação dessas mesmas fotos aéreas, elaboraram um mapa da vegetação do PEMD. Os levantamentos realizados permitiram classificar a vegetação segundo padrões fitofisionômicos, em tipos florestais distintos e caracterizar estruturalmente as classes mapeadas em função de seu potencial madeireiro. A descrição desses tipos florestais é apresentada na Tabela 2.

TABELA 2 - Descrição dos tipos de vegetação mapeados em 1970.

Denominação	**Descrição dos tipos de vegetação**
TIPO I	- Corresponde à vegetação mais densa da área, com árvores altas, tipo este portador de maior densidade (15,0 metros de altura média)
TIPO II	- Vegetação menos densa que a anterior, de menor densidade e altura (13,0 metros de altura média)
TIPO III	- Vegetação mais heterogênea; dificuldade de uma avaliação de seu potencial. Constitui uma transição entre os tipos II e IV.
TIPO IV	- Desprovido de árvores de grande porte, que surgem esporadicamente e são sempre uma continuação do tipo III.
TIPO H	- Ocorre na margem do rio, sendo a maior parte nos meandros. Também ocorre junto às lagoas. Vegetação mais heterogênea, local mais úmido. Às vezes ocorrem grandes árvores.
TIPO S	- Conseqüência da ação do homem, pelo fogo ou extração de madeira. Heterogeneidade a maior possível, indo da mata raleada ao sapé, com grande incidência de palmeiras. Os contornos são pouco definidos.
MACEGA	- Vegetação que ocorre na margem do ribeirão Estreito, como também margeando as lagoas. Não há árvores, senão arbustos e certas gramíneas.

Fonte: CAMPOS & HEINSDIJK, 1970.

O mapa de vegetação na escala 1:25000, resultante da interpretação visual das fotografias aéreas de 1962, que representa a distribuição espacial dos tipos florestais do PEMD descritos na Tabela 2, é mostrado na Figura 3.

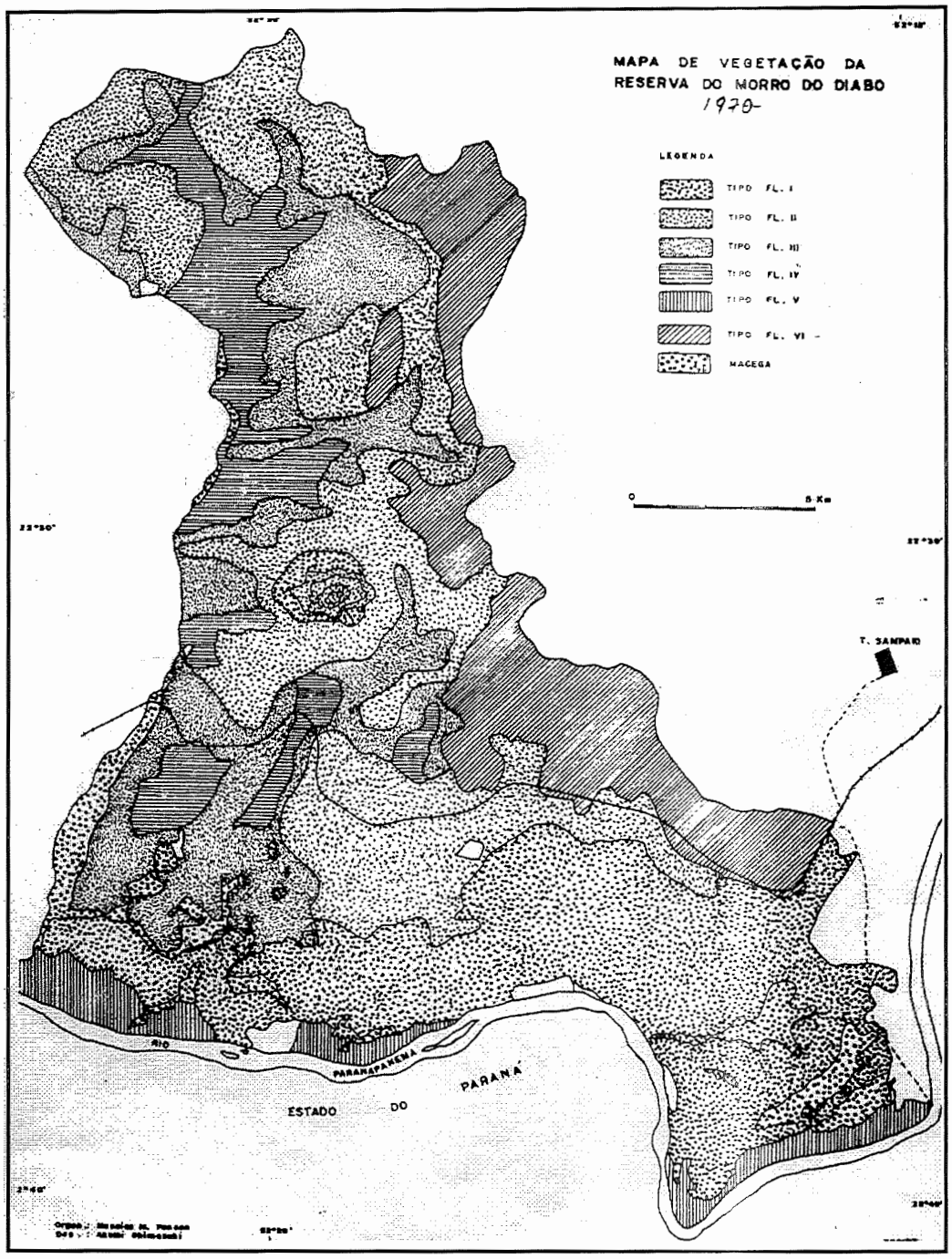


FIGURA 3 - Mapa de vegetação do PEMD elaborado a partir de fotografias aéreas de 1962 na escala 1:25000.

Fonte: CAMPOS & HEINSDIJK, 1970.

O trabalho de CAMPOS & HEINSDIJK (1970) constitui-se, ainda hoje, no estudo mais detalhado da floresta do PEMD e, além de ter possibilitado avaliar a estrutura dos tipos florestais mapeados como I e II e verificar suas condições de ocorrência, vem sendo usado como referência em muitos trabalhos posteriores. Enquanto os próprios autores relatam a presença do Tipo Florestal I basicamente na parte sul do Parque, coincidente com a maior umidade do terreno, e o Tipo Florestal II associado às margens dos raros cursos d'água nas cotas mais baixas, GUILLAUMON et al. (1983) apontam que, com base em estudos sobre o mico-leão-preto no Estado de São Paulo, apenas as áreas de ocorrência dos tipos florestais I e II apresentam condições ecológicas para servir de habitat para esse primata.

Para a elaboração do plano de enchimento dos reservatórios de Rosana e Taquaruçu, a COMPANHIA ENERGÉTICA DE SÃO PAULO (CESP, 1979), realizou um levantamento das formações vegetais existentes na área de influência dessas futuras usinas hidrelétricas. Os tipos de vegetação apresentados no relatório de Estudo de Controle Ambiental e Aproveitamento Múltiplo, foram descritos como:

- Floresta Tropical Semidecídua Primária: caracterizada pela alta densidade e presença de indivíduos de porte arbóreo, bem desenvolvidos, de constituição heterogênea, apresentando três estratos característicos.
- Floresta Tropical Semidecídua Secundária: resultante de desmatamentos e queimadas, com a retirada da madeira de lei. Após um período de descanso, a vegetação recupera-se fisionômicamente, mas não quanto à associação vegetal. Predominam espécies de menor porte.
- Floresta Tropical Semidecídua Degradada: vegetação que, além de sofrer a retirada de madeira de lei, perdeu também outras essências para aproveitamento diverso. Fisionômica e estruturalmente, pode ser comparada aos cerrados, sem apresentar, porém a mesma composição florística.
- Capoeira: representa o ressurgimento da floresta, após a derrubada, cultivo e descanso da gleba por um longo período.
- Vegetação Higrófila: constituída por espécies adaptadas e tolerantes ao excesso de água no solo. Subdividida em vegetação ciliar ou mata galeria,

caracterizada pela alta densidade da mata, presença de indivíduos de grande porte e rica em epífitas; e campos de várzea, formado por vegetação flutuante ou não, com um único estrato e pequeno porte, localizada nas áreas planas das margens de rios ou planícies aluviais.

- Cerrado: vegetação de menor porte com dois estratos bem definido. Presença de troncos retorcidos, de casca grossa e folhas coriáceas.

Vale ressaltar que as formações vegetais relacionadas e descritas no relatório da CESP foram levantadas para as áreas de influência dos dois reservatórios, nas duas margens do rio Paranapanema (englobando os Estados de São Paulo e Paraná) o que não significa que todos os tipos descritos ocorram no entorno do PEMD.

Por ocasião de um reconhecimento de campo também realizado na área de inundação da UHE de Rosana, porém restrito aos limites do PEMD (predominantemente Tipo Florestal I), OGAWA et al. (1980) apud GUILLLAUMON et al. (1983) levantaram os parâmetros fitossociológicos da vegetação dessa área, o que permitiu verificar que as espécies florestais mais freqüentes pertencem aos gêneros: *Aspidiosperma, Cedrella, Ficus, Hymenaea, Piptadenia, Astronium, Xylopia, Cariniana, Machaerium, Campomanesia, Eugenia, Balfourodendron, Gallesia e Chrysophylum.* Posteriormrnte, BAITELLO et al. (1988) apud PASTORE & BERZAGHI (1989) realizaram um levantamento florístico com base nos parâmetros fitossociológicos e verificaram uma grande heterogeneidade na vegetação arbórea da área, com a predominância de seis famílias botânicas: *Leguminosae*, *Rutaceae*, *Meliaceae*, *Lauraceae*, *Euphorbiaceae* e *Myrtaceae*.

LEITE (1998) descreve a cobertura florestal remanescente no Parque com base em uma configuração genérica da vegetação, representada em um mapa esquemático do Instituto Florestal de 1975, e aponta que a porção florestal mais representativa do PEMD fica ao sul da estrada de ferro da FEPASA - Ferrovias Paulistas S.A. (que corta a área no sentido leste - oeste), a qual além de banhada pelo rio Paranapanema engloba dois pequenos riachos: o Sete de Setembro e o córrego do Sapé. O limite leste da área é feito pelo ribeirão Cachoeira do Estreito, que funciona como uma barreira natural para o alastramento de incêndios das pastagens em

fazendas vizinhas. A parte central, com vegetação de menor porte, foi classificada como mata nativa em processo de recuperação natural, enquanto que a faixa leste tem sido a mais maltratada, atingida freqüentemente pelo fogo oriundo das fazendas limítrofes, na qual prevalecem plantas arbustivas e espécies invasoras. Finalmente, são identificadas algumas clareiras com gramíneas, dispersas no interior das formações florestais, resultantes da atuação de antigos posseiros e invasores da área. O mapa genérico no qual se baseou a descrição de LEITE (1998) é apresentado na Figura 4.

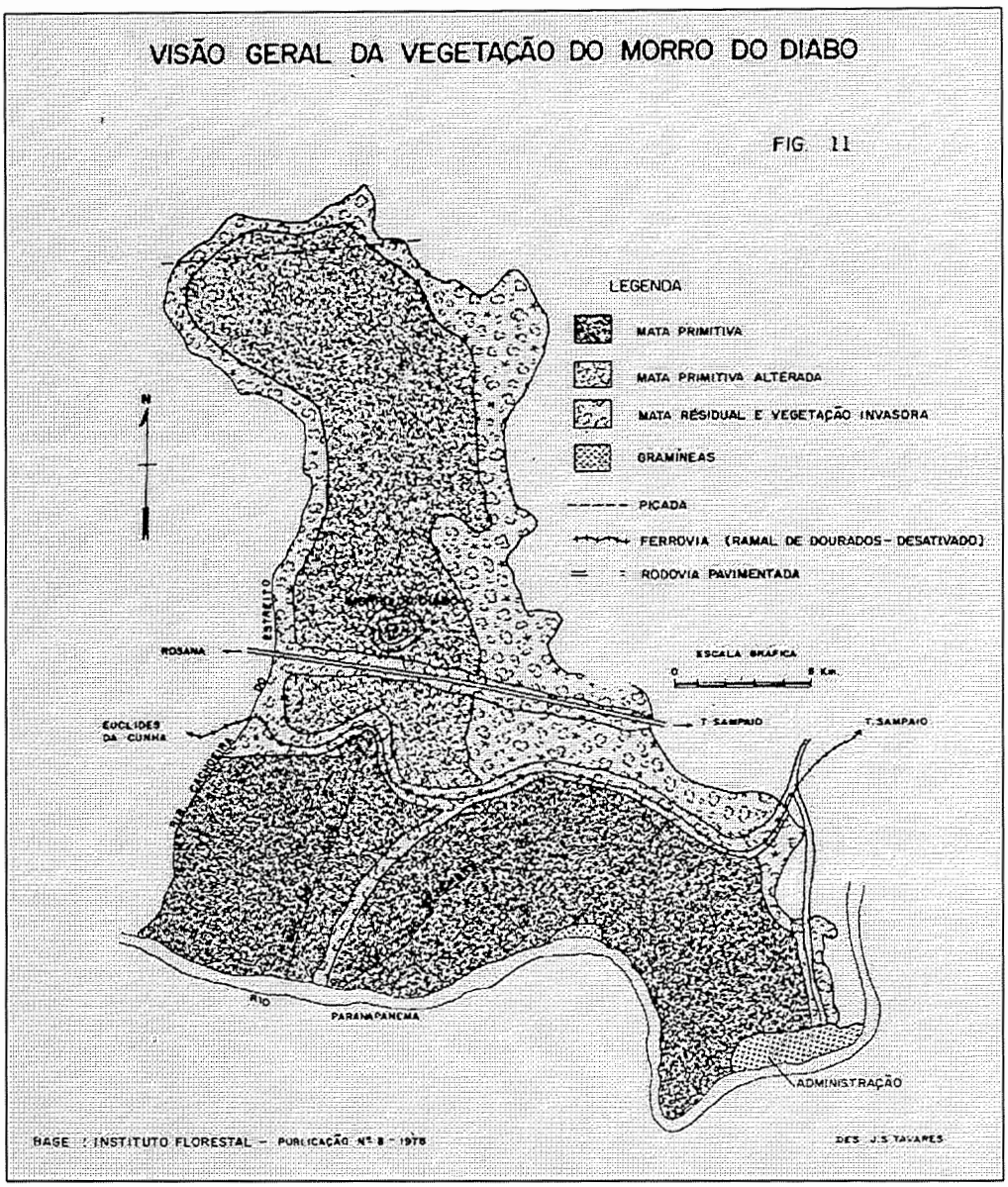


FIGURA 4 - Visão geral da vegetação do Morro do Diabo.

Fonte: LEITE, 1998.

Para ilustrar as condições atuais da cobertura vegetal do Parque e entorno foram obtidas fotografias no local, as quais estão incluídas no Apêndice 1.

Em relação aos aspectos faunísticos, DESHLER (1975) relata que o Morro do Diabo é uma região rica em fauna silvestre. O Parque possui centenas de espécies de aves, incluindo algumas ameaçadas de extinção como o macuco (*Tinamus solitarius*) e o gavião-pato (*Spizastur melanoleucus*). Dentre os mamíferos, a onça pintada (*Leo onça*) e o mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*) correm risco de extinguir-se.

As matas protegidas do PEMD são um dos últimos refúgios do mico-leão-preto no mundo. Devido ao alagamento de cerca de 5,2% da área ao longo da margem direita do rio Paranapanema e baixo Ribeirão Bonito para compor parte do reservatório de Rosana, foram desenvolvidos estudos sobre os aspectos comportamentais desses primatas, assim como para resgatar espécies que habitavam essa área de inundação (CARVALHO et al., 1989). Tais estudos viabilizaram uma série de pesquisas posteriores sobre outras área de ocorrência da espécie, inclusive em fragmentos de mata no próprio Pontal do Paranapanema, porém o alagamento de uma área classificada como Tipo Florestal I, habitat preferencial do mico-leão-preto, causou uma perda imediata na área territorial ocupada por esse animal.

3.1.2 Planos e propostas de manejo elaboradas para o PEMD

Como consequência de cada um dos levantamentos relatados anteriormente, surgiram propostas específicas, ou mesmo foram estabelecidas diretrizes, para a elaboração de planos de manejo para o Parque Estadual Morro do Diabo. Indicações para um manejo mais adequado da área, com base em mapeamentos realizados a partir de fotografias aéreas e inventário florestal, foram feitas por CAMPOS & HEINSDIJK (1970) que se limitaram a definir diretrizes básicas para um plano de manejo da floresta do Parque; DESHLER (1975) que produziu um mapa conceitual de manejo e desenvolvimento, prevendo o uso público das áreas menos susceptíveis à presença humana; GUILLAUMON et al. (1983) que fizeram um diagnóstico da área de proteção, propuseram o aprofundamento de pesquisas específicas e o desenvolvimento de programas, para o efetivo manejo da Unidade de Conservação;

entre outros programas direcionados ao manejo de um dado local ou espécie da flora ou fauna (VALADARES-PÁDUA et al., 1998).

O inventário florestal e mapeamentos desenvolvidos por CAMPOS & HEINSDIJK (1970) resultaram em um diagnóstico da situação geral da área e na definição de diretrizes mais concretas para a proteção da vegetação natural. Os autores trataram, especificamente, da necessidade de uma proteção eficiente contra o fogo, pela implantação de aceiros livres de vegetação nas áreas mais susceptíveis (ao longo da divisa leste da Unidade de Conservação), e do desenvolvimento de métodos adequados de regeneração natural nas áreas mais devastadas. Sobre essa última questão, inclusive, os autores sugerem a utilização de algumas espécies florestais exóticas, com possibilidade de sucesso, para o reflorestamento das áreas mais danificadas, nas quais é improvável a recuperação por processos silviculturais. Finalmente, recomendam o desenvolvimento de pesquisas , visando a aplicação de métodos silviculturais mais adequados para o manejo, principalmente da classe mapeada como Tipo Florestal I (Figura 3).

As recomendações e sugestões para o manejo, desenvolvimento e administração do Morro do Diabo feitas por DESHLER (1975) basearam-se em informações obtidas durante visita do autor ao Parque, e em dados disponíveis de levantamentos anteriores. O diagnóstico apresentado estabeleceu normas gerais para o manejo do PEMD, as quais se referem, basicamente, a um maior controle das atividades desenvolvidas no âmbito da Unidade de Conservação, restringindo usos conflitantes com propostas de proteção da área (proibição da caça e pesca, da introdução de espécies não nativas, de churrasqueiras e qualquer tipo de fogo, etc.) e apresenta uma divisão da área em zonas de manejo, descrevendo cada uma e especificando as atividades permitidas. A proposta de manejo do autor tinha como objetivos a proteção e restauração dos valores estéticos junto às margens de estradas que cruzam o Parque, além de prever áreas de uso público, com atividades de recreação e educação sobre o valor dos recursos naturais. Nesse sentido, o programa proposto estava direcionado, especificamente, à manutenção de estradas interiores e trilhas e ao estabelecimento de melhoramentos recreacionais. No que se refere à administração, o fogo continuou sendo apontado como o principal problema, e sua prevenção e controle, uma prioridade. Uma das recomendações do autor foi que, para

o melhor manejo da Unidade de Conservação, o Morro do Diabo fosse declarado Parque Estadual, fato que só se concretizou em 1989.

As observações e recomendações de DESHLER (1975) foram sintetizadas no Mapa Conceitual do Manejo e Desenvolvimento do Morro do Diabo, reproduzido na Figura 5, no qual estão delimitadas as zonas de manejo.

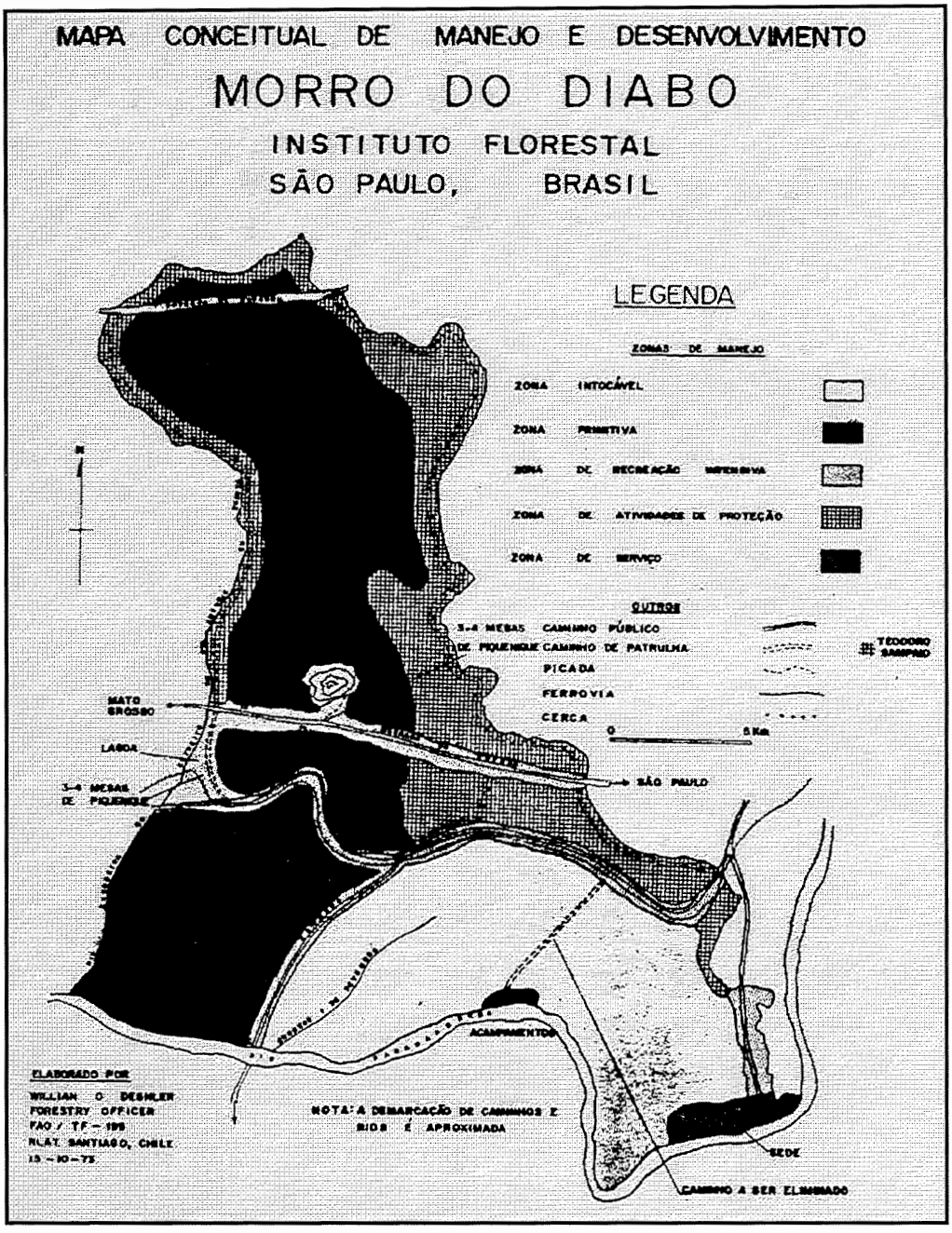


FIGURA 5 - Mapa Conceitual do Manejo e Desenvolvimento do Morro do Diabo.

Fonte: DESHLER, 1975.

O estudo de GUILLAUMON et al. (1983) é mais completo no sentido de caracterizar o meio ambiente do Parque, especialmente quanto aos aspectos físicos. O diagnóstico que os autores apresentaram, ressaltou a necessidade de conservar os recursos naturais da Unidade e estabelecer programas de pesquisa com essa finalidade, principalmente face às alterações ambientais decorrentes da construção dos reservatórios de Taquaruçu, Rosana (rio Paranapanema) e Porto Primavera (rio Paraná). Nesse sentido, os autores salientaram que o aprofundamento de pesquisas sobre os recursos naturais da então reserva e de seus antecedentes históricos, é que poderiam conduzir ao desenvolvimento de um manejo direcionado a atividades de proteção da flora e da fauna, e ainda assim, permitindo a utilização da área para frequentação pública mediante programas educacionais. Os autores propuseram uma série de estudos mais detalhados e relacionaram os recursos materiais e humanos necessários para a implantação de programas de pesquisa relacionados com os fatores ambientais levantados. A recomendação para se implantar um programa em educação ambiental mostrou a preocupação dos autores com a necessidade de conscientizar a população local e regional sobre a importância da conservação dos recursos naturais.

Segundo VALADARES-PÁDUA et al. (1998), o Parque Estadual Morro do Diabo é uma Unidade de Conservação bem protegida e relativamente bem servida de infra-estrutura e pessoal. No entanto, a maioria das pesquisas e atividades conservacionistas desenvolvidas hoje, principalmente pelos autores e seus colaboradores, não estão mais restritas aos limites do Parque. Nesse contexto, está incluída a gestão co-participativa da Unidade de Conservação (Instituto Florestal de São Paulo - IF e Instituto de Pesquisas Ecológica - IPÊ), programas específicos para o manejo e conservação de espécies da fauna (mico-leão-preto, antas, etc.), além de pesquisas em educação ambiental.

Face ao exposto percebe-se, mesmo nos diagnósticos baseados nos primeiros levantamentos da área, a influência marcante das atividades desenvolvidas no entorno do PEMD no direcionamento das atividades de manejo. Isso fica claro na necessidade de estabelecer medidas de proteção contra o fogo em algumas fronteiras do Parque, nos programas de pesquisa que surgiram em decorrência das alterações

provocadas pela instalação de usinas hidrelétricas e, mais recentemente, pelo estabelecimento de programas de educação ambiental.

3.1.3 Contexto geográfico: o Pontal do Paranapanema

O Pontal do Paranapanema está inserido entre a confluência dos rios Paraná e Paranapanema e inclui vinte municípios do extremo oeste do Estado de São Paulo. A primeira Unidade de Conservação dessa região foi criada em 1941 e corresponde ao atual Parque Estadual Morro do Diabo. No ano seguinte, duas outras áreas foram declaradas protegidas, somando um total de quase 300.000 ha destinados à proteção da flora e fauna (GUILLAUMON et al., 1983).

Ao longo dos anos, o Pontal do Paranapanema foi perdendo sua cobertura florestada e, em conseqüência de sua ocupação por grandes latifúndios destinados à agricultura e pecuária, as Unidades de Conservação do sudoeste do Estado ficaram reduzidas ao Parque Estadual Morro do Diabo e à Reserva Estadual Lagoa São Paulo, essa última recentemente inundada pelo reservatório de Porto Primavera.

De acordo com CULLEN JR & VALADARES-PÁDUA (1998), o processo de colonização do Pontal tem fortes raízes políticas e econômicas, o que gerou uma grande desigualdade na distribuição das terras. Essa situação, aliada a titulações obscuras de terras, grandes propriedades improdutivas e especulação imobiliária, tornaram a região conhecida por intensos conflitos pela posse da terra. Os autores relatam que essa acirrada disputa, resultado da grande concentração de terras devolutas, tem levado a negociações de posse, para fins de reforma agrária, entre o Estado e os grandes latifundiários, resultando no fracionamento cada vez maior das propriedades que vão sendo ocupadas pelos assentamentos rurais. Pressões nesse sentido são feitas mediante invasões de terras realizadas por movimentos sociais organizados, dos quais o MST (Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra) é o mais atuante.

Uma conseqüência natural do fracionamento das terras é uma maior pressão sobre a cobertura florestal remanescente na região. VALADARES-PÁDUA et al. (1998) esclarecem que, face a essa confusa situação econômica, social e ambiental, aliada à luta pela posse da terra por grandes contingentes de trabalhadores com baixa

qualificação, ocupando fazendas improdutivas ou de baixa produtividade, constituem um risco para os remanescentes florestais e, consequentemente, para a rica biodiversidade do Pontal do Paranapanema. Os autores defendem, assim, o desenvolvimento de uma série de pesquisas conservacionistas para o resgate da grande reserva do Pontal, por entenderem que a sobrevivência, a longo prazo, da biodiversidade do PEMD estará comprometida, caso essa Unidade de Conservação continue a ser manejada como uma ilha de floresta natural isolada na paisagem. A proposta dos autores, nesse sentido, é integrar o manejo do Parque ao de fragmentos florestais existentes na região, como uma maneira de assegurar a atual diversidade biológica.

Mesmo tendo sido elaborados antes que todo esse conflito social, político e ambiental se manifestasse definitivamente na região, o diagnóstico e propostas de GUILLAUMON et al., (1983) já apontavam para a necessidade de se considerar o contexto geográfico do PEMD no desenvolvimento das atividades de manejo. Essa preocupação se faz presente na proposta de implantação um programa direcionado à educação ambiental, face à fragilidade dos ecossistemas regionais e à ocupação territorial desordenada, assim como, nas recomendações de pesquisa, face às implicações ambientais em função da instalação de grandes reservatórios na região.

Atualmente, as Usinas Hidrelétricas de Taquaruçu, Rosana e Porto Primavera, com seus imensos espelhos d'água, são uma realidade na paisagem do Pontal do Paranapanema. A pressão humana sobre a cobertura florestal remanescente e a biodiversidade que ela abriga é, também, cada vez mais intensa. Nesse sentido, entende-se que o manejo do Parque Estadual Morro do Diabo deve ser planejado de forma integrada à paisagem do Pontal do Paranapanema, considerando não apenas as influências que acontecem nos limites da Unidade de Conservação, mas as manchas de remanescentes florestais, a presença de corredores de vegetação para dispersão e movimentação de algumas espécies da flora e da fauna e a necessidade de instalar zonas de proteção ao redor das manchas mais significativas.

3.2 Materiais e equipamentos

No desenvolvimento da pesquisa foram utilizados tanto dados espaciais de natureza não-espectral, em forma analógica ou já digitalizados, resultantes de levantamentos anteriores realizados na área, quanto imagens multiespectrais e multitemporais de sensoriamento remoto, em formato digital, cujo processamento e análise foram realizados em aplicativos já disponíveis, mas que exigiram o desenvolvimento de rotinas computacionais específicas para conversão de dados. Além disso, foram usados dados descritivos, também já disponíveis sobre o Parque Estadual Morro do Diabo.

3.2.1 Dados multiespectrais e multitemporais de sensoriamento remoto

Os dados de sensoriamento remoto usados referem-se a imagens orbitais TM/Landsat-5, órbita/ponto 223/75 quadrante D+ e bandas espectrais TM3 (região espectral do visível - vermelho), TM4 (infravermelho próximo) e TM5 (infravermelho médio), adquiridas em três diferentes datas de passagem do satélite: 30 de julho de 1985, 20 de novembro de 1991 e 23 de maio de 1995. Foi utilizada, ainda, uma quarta imagem TM/Landsat-5, cobrindo a mesma órbita/ponto, porém disponível nas seis bandas do espectro refletivo: bandas TM1 (visível - azul), TM2 (visível - verde) e TM7 (infravermelho distante), além das três anteriores. Essa última imagem corresponde à data de passagem de 2 de julho de 1998.

Os três primeiros conjuntos temporais de dados multiespectrais, foram obtidos pela FCT - Faculdade de Ciências e Tecnologia da Unesp, Campus de Presidente Prudente, junto ao INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, sendo duas delas em fita *streamer* e a última em CD-ROM. Na ocasião da aquisição dessas imagens, a opção pelas bandas TM3, TM4 e TM5 entre as sete disponíveis, levou em consideração o objeto de estudo, no caso a vegetação, que é espectralmente melhor caracterizada nos intervalos de comprimento de onda definidos para essas três bandas, conforme relacionado na Tabela 1, onde se apresenta as aplicações potenciais de cada banda espectral do sensor TM/Landsat. A cena mais recente (2 de julho de 1998) foi cedida pelo INPE.

A fim de sumariar as especificações anteriores, os dados orbitais multitemporais utilizados foram relacionados na Tabela 3, associados às respectivas bandas espectrais disponíveis, dimensões dos segmento de imagem extraídos da cena original em cada data de passagem.

TABELA 3 - Especificações dos dados orbitais TM/Landsat, orbita/ponto 223/75 quadrante D+

Data de passagem	**Bandas espectrais disponíveis**	**Dimensões do segmento de imagem (pixels)**	**Midia**
30/junho/1985	TM3, TM4 e TM5	1596 X 1501	Fita *streamer*
20/novembro/1991	TM3, TM4 e TM5	1596 X 1501	Fita *streamer*
23/maio/1995	TM3, TM4 e TM5	1441 X 1538	CD-ROM
02/julho/1998	TM1, TM2, TM3, TM4, TM5 e TM7	2381 X 2300	CD-ROM

3.2.2 Dados espaciais[2] e descritivos resultantes de levantamentos anteriores

Com exceção das cartas topográficas do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) e IGC (Instituto Geográfico e Cartográfico de São Paulo), os demais dados espaciais utilizados foram obtidos a partir de levantamentos anteriores realizados no PEMD, sejam eles resultantes do mapeamento dos tipos de vegetação do Parque ou de levantamentos específicos feitos pela CESP na área de influência do reservatório de Rosana, antes da sua instalação. Esses últimos levantamentos, especificamente de solos e geomorfologia, foram disponibilizados em meio magnético, como produto da digitalização dos mapas analógicos originais.

Os dados espaciais de natureza não-espectral, obtidos a partir de mapeamentos anteriores realizados no PEMD e região referem-se a:

[2] No contexto geográfico, dados espaciais estão relacionados com a distribuição dos objetos na superfície terrestre (DEMERS, 1997).

- Cartas topográficas do IBGE editadas em 1973, na escala 1:50.000, englobando as folhas Ribeirão das Pedras (SF-22-Y-B-I-3), Cuiabá Paulista (SF-22-Y-B-I-4), Teodoro Sampaio (SF-22-Y-B-IV-2) e Santo Antônio do Caiuá (SF-22-Y-B-IV-1).
- Arquivos magnéticos resultantes da digitalização de cópias heliográficas de cartas topográficas do IGC, na escala 1:10.000, disponibilizadas por SANCHES (1996) e contento a planimetria e altimetria da área em arquivos distintos. Esses mapas, em seu formato analógico original, totalizaram 25 cartas.
- Mapa da vegetação do Parque Estadual Morro do Diabo na escala 1:25.000, em cópia heliográfica, elaborado por CAMPOS & HEINSDJIK (1970).
- Arquivos magnéticos resultantes da digitalização das cartas de solos e geomorfologia, escala original 1:200.000, elaborados pela CESP (Companhia Energética de São Paulo), disponibilizados por ISOGAI et al. (1997).

Os dados descritivos, também resultantes de levantamentos passados realizados na Unidade de Conservação, referem-se, basicamente, aos aspectos fisiográficos, florísticos e faunísticos, porém focalizando principalmente as descrições da vegetação natural presente no PEMD.

3.2.3 Ferramentas computacionais utilizadas no processamento e análise dos dados

Para o processamento e análise digital dos dados espaciais foram usados softwares aplicativos instalados em microcomputador Pentium, funcionando em sistema operacional Windows ou Linux. O Linux foi necessário para viabilizar o uso do simulador de redes neurais artificiais na classificação dos dados, o que implicou, ainda, na necessidade de desenvolver e implementar programas computacionais para converter os dados a serem classificados em um arquivo padrão que pudesse ser

compreendido pelo simulador, assim como, para a conversão dos valores de saída da rede neural artificial para o formato de uma imagem classificada.

Os softwares aplicativos utilizados foram:

- Idrisi for Windows, versão 2.0: sistema de informações geográficas e de processamento de imagens desenvolvido pelo "Graduate School of Geography" da "Clark University", projetado para a análise de dados geográficos em formato matricial (EASTMAN, 1997).

- Simulador de redes neurais artificiais SNNS ("Stuttgart Neural Network Simulator"), versão 4.1 para sistema operacional Linux. Trata-se de um ambiente de simulação eficiente e flexível para pesquisa e aplicação de redes neurais artificiais que vem sendo desenvolvido pelo "Institute for Parallel and Distributed High Performance Systems" da "University of Stuttgart", desde 1989. Esse simulador utiliza muitos dos recursos disponíveis no Linux e é distribuído como "Free software", mediante acordo de licença, pela Universidade de Stuttgart, geralmente via ftp "anonymous" (ZELL et al., 1995).

- PC - Arc/Info for DOS, versão 1.0: aplicativo para desenvolvimento de sistemas de informações geográficas baseado em formato vetorial.

Além disso, foi utilizada uma mesa digitalizadora *Summagraphics*, tamanho A0, como periférico acoplado ao PC e software Arc/Info, para a entrada dos dados espaciais disponíveis em papel

Nas atividades de reconhecimento do local, realizadas através de visitas à Unidade de Conservação, sua vegetação natural, acessada por trilhas internas, assim como locais de destaque do PEMD e arredores, foram fotografados usando uma câmara digital Kodak DC-40.

Na Tabela 4 são apresentados os softwares aplicativos e respectivos equipamentos usados no processamento e análise digital dos dados, associados com uma breve descrição das atividades para as quais foram utilizados.

TABELA 4 - Aplicativos e equipamentos utilizados no processamento e análise dos dados, discriminados por atividade.

Atividades	Equipamentos	Aplicativos
- Digitalização e edição do mapa de vegetação	PC-486, mesa digitalizadora	Arc/Info for DOS
- Edição dos dados espaciais de natureza não-espectral, disponibilizados em formato digital	PC-486	Arc/Info for DOS
- Georreferenciamento e tratamento digital dos dados multiespectrais e multitemporais	PC-Pentium	Idrisi for Windows
- Integração dos diferentes tipos de dados espaciais	PC-Pentium	Idrisi for Windows
- Geração de arquivos aceitos pelo simulador SNNS e posterior conversão das ativações de saída para a forma de imagem	PC-Pentium	Programas implementados em linguagem C padrão para Linux[3]
- Treinamentos, simulações e classificações aplicando redes neurais artificiais	PC-Pentium	Simulador SNNS, versão PC - Linux
- Estimativa da exatidão e análises estatísticas comparativas no tempo.	PC-Pentium	Idrisi for Windows

[3] Programas desenvolvidos e implementados pelo Prof. Maurício Galo do Departamento de Cartografia da FCT/Unesp, em linguagem C ANSI para Unix/Linux.

3.3 Desenvolvimento metodológico

Tendo em vista os aspectos que têm sido enfatizados nos planos de manejo de Unidades de Conservação e a hipótese de que, no momento atual, tais propostas de manejo não devem prescindir de uma análise integrada em relação a um contexto geográfico, a metodologia adotada foi dividida em duas abordagens distintas, porém complementares. Na primeira, é tratada a questão do processamento e análise dos dados multiespectrais e multitemporais de sensoriamento remoto em conjunto com as informações espaciais levantadas ao longo do tempo para o Parque Estadual Morro do Diabo, as quais estão, quase sempre, espacialmente restritas ao seu limite territorial. O que se pretende para essa situação, é conceber e aplicar um modelo que seja adequado para representar das tipologias florestais presentes no PEMD, com base nas classes estabelecidas em um mapeamento da vegetação de 1970, identificando as variáveis do meio físico mais adequadas para descrever as categorias de análise. Nesse processo, foram definidas e utilizadas estruturas de redes neurais artificiais para estabelecer as relações entre as variáveis definidas e os tipos florestais de interesse.

Na segunda abordagem, quando se incorpora a influência das atividades que ocorrem no entorno do PEMD, os dados espaciais que abrangem essa área territorial expandida ficam restritos às imagens orbitais, visto que os dados de levantamentos anteriores disponíveis estão limitados espacialmente ao Parque, inviabilizando uma análise do PEMD integrado à paisagem do Pontal do Paranapanema. Nesse caso, a finalidade é verificar a dinâmica do arranjo espacial da paisagem e as pressões externas exercidas sobre a Unidade de Conservação e fragmentos florestais remanescentes no seu entorno, de modo que a abordagem desenvolvida para essa situação passa a se fundamentar nos conceitos da Ecologia da Paisagem.

Alguns dos processamentos aplicados aos dados multiespectrais e multitemporais são necessários para o desenvolvimento das duas abordagens, no entanto, toda a concepção de análise posterior é distinta, a começar pela própria abrangência da área a ser avaliada. Enquanto a abrangência espacial na primeira abordagem está limitada à área ocupada pelo PEMD, a análise do Parque Estadual

Morro do Diabo integrado à paisagem do Pontal do Paranapanema, é limitada na questão de disponibilidade de dados que não sejam aqueles de natureza multiespectral, mas que considera uma abrangência geográfica maior e com isso, permite avaliar a influência do contexto na preservação da própria Unidade de Conservação. Na Figura 6 é apresentado um fluxograma que mostra, de forma genérica e resumida, o modelo geral concebido para desenvolver as abordagens propostas.

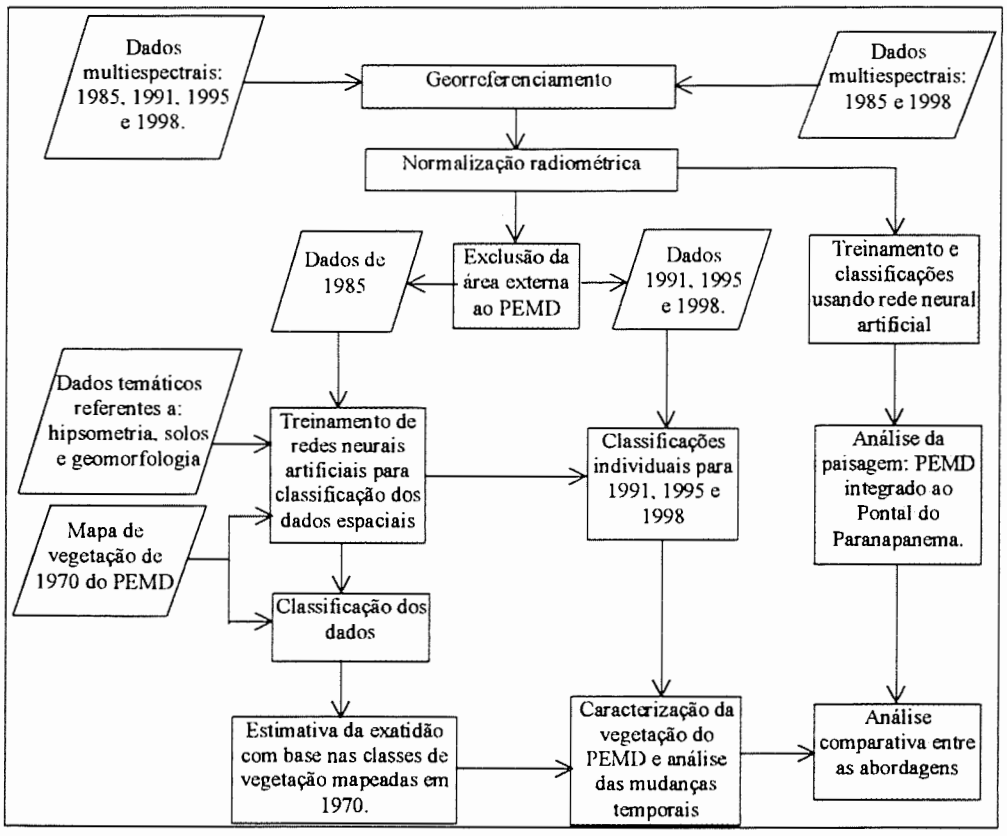


FIGURA 6 - Fluxograma geral mostrando os modelos concebidos para desenvolver as abordagens adotadas.

Apesar de genérico, o fluxograma da Figura 6 ilustra as limitações inerentes a cada uma das abordagens concebidas. Se, em um caso, há disponibilidade de diferentes tipos de informações geoambientais, representadas pelos mapas temáticos de hipsometria, solos, geomorfologia e vegetação, toda essa variedade de dados está restrita aos limites do Parque. Por outro lado, as imagens orbitais que permitem avaliar a influência do entorno sobre o PEMD, fornecem um registro temporal

valioso mas que não pode ser refinado, ou mesmo aferido, pelo fato de não se dispor de dados adicionais com a necessária abrangência territorial.

Cabe ressaltar que, apesar das indicações fornecidas pelos dados disponíveis, o diagnóstico sobre necessidade de se abordar, sob níveis analíticos distintos o ambiente interno e o Parque no seu contexto geográfico, se confirmou à medida que se intensificaram as visitas ao local. Na tentativa de ilustrar essa percepção (subjetiva), foram tomadas algumas fotos a partir da trilha de acesso ao Morro do Diabo, as quais são apresentadas no Apêndice 1.

3.3.1 Integração de dados espaciais: caracterização limitada ao PEMD.

Para viabilizar essa primeira abordagem, que contempla a utilização de dados de natureza e forma diversificada, foram realizados processamentos também diferenciados visando, inicialmente, a integração dos dados espaciais. O encadeamento das atividades desenvolvidas no sentido de operacionalizar essa abordagem é mostrado no fluxograma apresentado na Figura 7.

A tarefa de compatibilizar os dados espaciais visando sua utilização conjunta pelas diferentes arquiteturas de redes neurais artificiais implicou na necessidade de se utilizar uma série de processamentos prévios, tanto aos dados orbitais, quanto aos dados temáticos. Nesse sentido, as imagens multiespectrais e multitemporais TM/Landsat foram georreferenciadas e normalizadas radiométricamente, enquanto os dados de natureza temática foram submetidos a procedimentos específicos, definidos em função de seu formato original, e que possibilitaram a elaboração das imagens representando as classes de hipsometria, geomorfologia e solos. Todo esse conjunto de dados (espectrais e temáticos) foi compatibilizado espacialmente, mediante um ajuste geométrico mais refinado.

Quando da elaboração do mapa contendo as classes de vegetação de referência a partir do mapa original na escala 1:25000 (CAMPOS & HEINSDJIK, 1970) verificou-se, pela descrição dos tipos florestais mapeados, que a textura (relacionada com as diferenças de densidade da vegetação) foi um elemento de discriminação visual entre essas tipologias muito utilizado pelos autores. A fim de incorporar também esse elemento de discriminação ao processo de classificação, foi

elaborada, para cada data de passagem, uma imagem representando indicadores de textura para cada uma das datas de passagem consideradas.

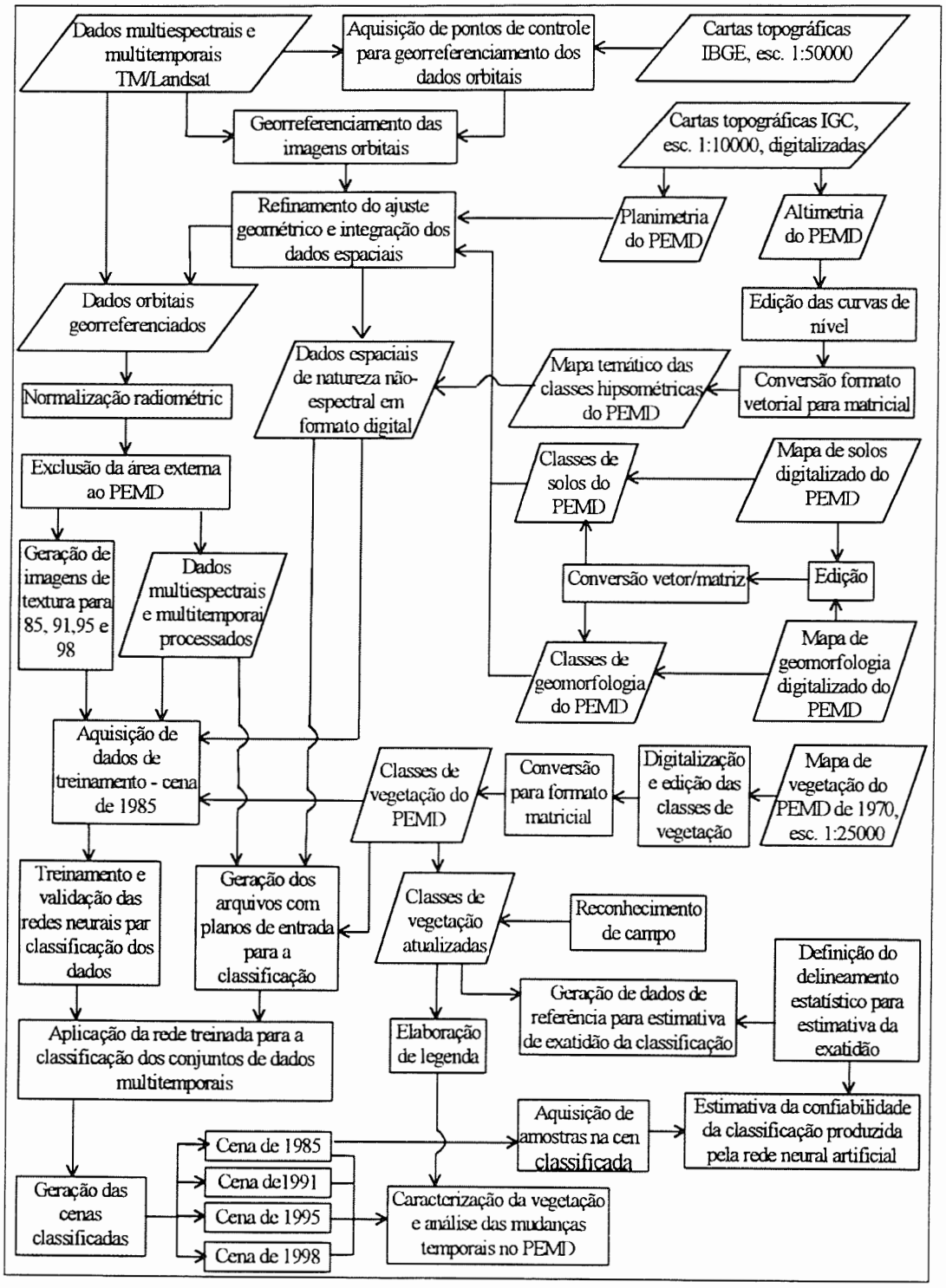


FIGURA 7 - Fluxograma das atividades desenvolvidas para caracterizar a vegetação do PEMD, a partir da integração de diferentes tipos de dados espaciais.

Definidos os dados a ser classificados, assim como as classes de interesse pôde-se, efetivamente, treinar uma rede neural artificial para a tarefa de classificação e aplicá-la aos dados disponíveis. No entanto, face a alguns problemas operacionais identificados durante esse processamento, a atividade envolvendo a aplicação de redes neurais foi feita em duplicata. A princípio pretendia-se, como foi realmente feito, utilizar como dados de entrada apenas as três bandas espectrais e os dados temáticos (hipsometria, geomorfologia e solos). Ocorreu que, face à percepção de que a imagem de textura teria um potencial maior na discriminação entre as classes, essa imagem substituiu aquela representando os tipos de solos, em um segundo experimento de classificação com redes neurais. A substituição de um plano de entrada, ao invés do acréscimo de outra imagem (de textura, no caso) aos dados de entrada foi decorrente de limitação de memória (RAM e de *swap*), fator restritivo nas simulações com um volume de dados muito grande, e refere-se ao problema operacional citado anteriormente.

Desse modo, foram realizados dois experimentos de classificação com redes neurais, uma vez que foram definidos duas composições distintas de dados de entrada (uma com imagem de solos e outra com textura). Cada uma dessas aplicações incluiu uma fase de treinamento a partir de dados amostrais, a validação e a efetiva aplicação de uma arquitetura de rede neural apropriada para a classificação dos dados. Posteriormente, essas arquiteturas definidas a partir do treinamento e validação de cada uma das composições de dados de entrada especificados, foram utilizadas para classificar individualmente os dados multitemporais de 1985, 1991, 1995 e 1998.

Como uma maneira de avaliar a confiabilidade dos resultados produzidos em relação à referência adotada, foi feita as estimativas do desempenho das arquiteturas de redes neurais na classificação dos dados de entrada. Para o resultado mais adequado, foi feita a caracterização da vegetação do PEMD, com base nas mudanças temporais observadas nas cenas resultantes da classificação em cada uma das datas de passagem consideradas, e nas possíveis trajetórias sucessionais da vegetação natural.

3.3.1.1 Processamentos prévios aplicados aos dados multiespectrais e multitemporais TM/Landsat

As imagens multiespectrais referentes às duas datas de passagem mais antigas (30/junho/1985 e 20/novembro/1991) foram disponibilizadas em segmentos de cena de dimensões 1596x1501 pixels, enquanto que a imagem de 23/maio/1995 estava disponível no tamanho de 1441x1538 pixels, todos esses segmentos incluindo integralmente a área do PEMD. Da cena mais recente (02/julho/1998) foi extraído, então, um segmento com as mesmas dimensões da imagem de 1985, também nas bandas TM3 TM4 e TM5. Esse conjunto de dados multitemporal foi convertido para um formato aceito pelo Idrisi e introduzido no sistema.

O georreferenciamento desses segmentos de imagem TM/Landsat foi realizado com base em coordenadas UTM (Universal Transversa de Mercator) medidas a partir das cartas topográficas do IBGE na escala 1:50000. Para isso foram selecionados 20 (vinte) pares de pontos de controle, representando feições bem definidas, os quais tiveram suas coordenadas UTM interpoladas nas cartas e lidas, em termos de linha e coluna, em cada uma das imagens multitemporais. A identificação e definição das coordenadas desses pontos de controle nos dois sistemas (carta e imagem) permitiu a elaboração de quatro arquivos de correspondência, cada um deles relacionando as coordenadas UTM medidas nas cartas topográficas com suas respectivas posições lidas nas imagens referentes a cada uma das datas de passagem consideradas.

A partir do arquivo de correspondência e de um arquivo de referência informando os parâmetros do sistema de projeção pretendido, as imagens foram submetidas a uma transformação geométrica, de modo a ajustar as feições presentes nessas imagens a um dado sistema de referenciamento. No presente caso, para cada época de aquisição de dados (1985,1991, 1995 e 1998), as bandas espectrais TM3, TM4 e TM5 foram referenciadas ao sistema de projeção UTM, *datum* Córrego Alegre, elipsóide Internacional de 1929 e meridiano central 51°W, através de uma transformação linear e reamostragem dos valores de brilho dos pixels pelo método do vizinho mais próximo (RICHARDS, 1986). A transformação adotada foi uma afim

no plano, cujas propriedades permitem corrigir quaisquer distorções de escala, deslocamento e rotação entre a imagem e o mapa (CROSTA, 1992).

Posteriormente, para refinar o georreferenciamento das imagens multitemporais, e melhorar seu registro em relação ao mapa hipsométrico, foram selecionados outros 12 (doze) pares de pontos de controle em cada uma das datas de obtenção das cenas TM/Landsat e lidas as coordenadas desse pontos no arquivo vetorial resultante da digitalização das feições planimétricas das cartas topográficas do IGC, na escala 1:10000 (maior detalhamento espacial). Utilizando o mesmo procedimento descrito anteriormente para as cartas 1:50000 do IBGE, os dados multiespectrais de cada data de passagem foram submetidos a uma nova transformação geométrica.

Concluída a etapa de georreferenciamento das imagens orbitais, foi necessário submeter os segmentos de imagem a um procedimento de normalização radiométrica, a fim de minimizar grandes variações na radiometria das cenas adquiridas em diferentes épocas. A técnica de normalização utilizada foi originalmente desenvolvida por SHOTT et al. (1988) e adaptada por GALO & NOVO (1998a). Sua aplicação constou de uma série de transformações lineares, realizadas banda a banda, utilizando como parâmetros a média e o desvio padrão dos valores de brilho extraídos de uma das cenas multitemporais, tomada como referência. Nesse caso, foi usada como referência a imagem adquirida em 1991 por apresentar maior contraste em comparação com as cenas das outras datas, e as transformações aplicadas às imagens foram efetuadas no Idrisi, implementadas na forma de uma conjunto de operações aritméticas.

Finalmente, para que os dados multiespectrais e multitemporais ficassem compatíveis, em termos de abrangência geográfica, com os dados espaciais de natureza não-espectral, foi preciso suprimir a área externa aos limites do PEMD em cada um dessas imagens. Tal procedimento, também realizado usando os recursos do Idrisi, foi feito através da digitalização *on-screen* do contorno do Parque sobre a imagem tomada em 1985, gerando um arquivo vetorial com um único polígono representado a delimitação da Unidade de Conservação. Esse arquivo vetorial foi, em seguida, convertido para o formato matricial, produzindo uma máscara que foi

multiplicada, individualmente, pelas bandas espectrais referentes a cada um das datas de passagem.

Concluída essa série de processamentos aplicados aos dados TM/Landsat, dispunha-se de um conjunto de imagens multiespectrais e multitemporais georreferenciadas, normalizadas radiométricamente e com os valores de brilho (atributos radiométricos) definidos apenas dentro dos limites do Parque Estadual Morro do Diabo.

3.3.1.2 Dados temáticos: hipsometria, geomorfologia e solos

Para a elaboração das imagens individualizadas representando as classes de hipsometria, geomorfologia e tipos de solos presentes no PEMD, foram usados os recursos dos aplicativos Arc/Info e Idrisi, uma vez que tais dados foram disponibilizados em meio magnético e formato vetorial, resultantes da digitalização das cartas analógicas específicas.

O mapa digital contendo as classes hipsométricas foi produzido a partir do arquivo da altimetria, resultante da digitalização das curvas de nível equidistantes de 20 metros presentes nas cartas topográficas na escala 1:10000, já no sistema de referência UTM. Esse arquivo inicial de altimetria foi importado para o Arc/Info e as curvas de nível foram editadas de modo a ligar as descontinuidades, fechar os polígonos que representavam curvas de mesma cota, atribuir identificadores relacionados com a cota das curvas de nível e construir a topologia dos polígonos. O arquivo editado foi transferido para o Idrisi, convertido do formato vetorial para matricial e, em seguida, foi gerada uma superfície plana a partir de um procedimento de interpolação linear entre as curvas de nível.

Para remover as irregularidades da interpolação, a imagem resultante foi suavizada usando um operador que desenvolve uma filtragem pela média, e os intervalos entre as curvas de nível foram redefinidos, a fim de gerar as classes de hipsometria. Finalmente, para definir o mapa hipsométrico com uma abrangência geográfica limitada à área do PEMD, a imagem anterior foi multiplicada pela máscara contendo o contorno do Parque.

A elaboração dos mapas digitais contendo as classes de solo e geomorfologia foi um procedimento mais simples que a geração do mapa hipsométrico. Como nos arquivos resultantes da digitalização das cartas analógicas de geomorfologia e de solos do PEMD na escala 1:200000, as classes de interesse já representavam polígonos fechados, sua edição no Arc/Info constou apenas na criação da topologia desses polígonos. Depois de introduzidos no Idrisi, cada um dos arquivos foi submetido a uma transformação geométrica linear, como uma tentativa de melhorar o ajuste das poucas feições de apoio representadas nesses mapas, em relação às imagens georreferenciadas. Finalmente, os arquivos vetoriais foram convertidos para o formato matricial, gerando imagens individualizadas contendo as classes de geomorfologia e de tipos de solos.

3.3.1.3 Geração da imagem de textura

Uma avaliação, mesmo superficial, das imagens multiespectrais e da representação temática dos dados de hipsometria, geomorfologia e solos, em confronto com a descrição dos tipos florestais mapeados por CAMPOS & HEINSDJIK (1970), mostrada na Tabela 2, sugere a necessidade de se utilizar algum indicador que pudesse refletir a variabilidade interna desses tipos florestais.

À medida que se percebeu que o conteúdo textural da cena poderia contribuir na discriminação dos tipos florestais analisados buscou-se identificar, na literatura, procedimentos que viabilizassem a extração de uma medida de variabilidade diretamente das imagens orbitais. Entre as diversas técnicas para a análise de textura normalmente empregadas em processamento digital de imagens, optou-se por um procedimento similar àquele indicado por GULINCK et al. (1993), por se tratar de um método concebido para representar a variabilidade interna da paisagem, no qual a textura é analisada segundo a freqüência de diferentes categorias de paisagem presentes em uma matriz quadrada de pixels da imagem.

Com base nessas considerações, foi usado um operador de contexto que calcula um índice numérico com base na variabilidade espacial observada em uma janela de, no caso, 3x3 pixels. A operação, realizada para cada uma das datas de passagem, foi aplicada à banda espectral TM4, devido à sua aparente superioridade

em representar a variação espacial da vegetação, verificada mediante comparação visual com as demais bandas, e em concordância com a constatação de CHEN (1996). O operador adotado foi avaliado por GALO & NOVO (1998b) e está implementado no Idrisi, sob a designação de índice de fragmentação (F). Esse índice é calculado pela expressão:

$$F = (n - 1)/(c - 1) \tag{15}$$

onde n é o número de pixels com diferentes atributos (valores radiométricos atribuídos aos pixels) presentes em uma janela de dimensão c (no caso da janela 3x3, c é igual a 9).

O índice de fragmentação da paisagem é uma medida local de textura e indica que, se todo e qualquer atributo não se repete na janela, o valor calculado para o pixel central será máximo (F=1,0). Caso contrário, se todos os pixels da janela tiverem o mesmo atributo (F=0), não ocorre variabilidade espacial na região analisada de 3x3 pixels.

A utilização desse operador de contexto produziu quatro imagens representando os indicadores texturais gerados a partir da banda TM4, referentes a cada uma das datas de passagem consideradas (1985, 1991, 1995 e 1998). Tais imagens constituíram uma alternativa na composição dos dados de entrada para a classificação desenvolvida pela rede neural artificial e foram usadas, em cada data de passagem, em substituição à imagem representando as classes de solos, em uma segunda aplicação da rede.

3.3.1.4 Elaboração da imagem contendo as classes de vegetação de referência

A utilização direta de tipos de vegetação para a caracterização ambiental de Unidades de Conservação tem sido um aspecto freqüentemente adotado em planos de manejo. Isso porque a vegetação tem sido entendida como um indicador que representa, localmente, a manifestação de outras variáveis ambientais como solos, topografia, geomorfologia, clima, etc. Desse modo, como a questão colocada nessa primeira abordagem está relacionada com a caracterização ambiental segundo o

enfoque dos planos de manejo passados, restritos aos limites das Unidades de Conservação, o mapa de vegetação do PEMD foi usado para orientar a definição das classes e respectiva legenda. É claro que, face às alterações que ocorreram no interior do Parque pelo fato desse mapa ter sido elaborado a partir de um levantamento aéreo da década de 60, houve a necessidade de se avaliar as eventuais mudanças ocorridas na área, para uma descrição mais apropriada dos tipos de vegetação mapeados.

A versão disponível em cópia heliográfica do mapa de vegetação na escala 1:25000 (Figura 3), definido em um sistema de referência em coordenadas geográficas e a escassez de feições topográficas para controle, representaram uma dificuldade adicional na digitalização desse mapa e sua posterior utilização como referência para a classificação.

Para a digitalização das classes representadas no mapa analógico de vegetação houve necessidade de se efetuar a interpolação das coordenadas geográficas para gerar o conjunto constituído por quatro pontos de orientação desse mapa. Na seqüência, através de um programa para transformação de coordenadas[4], as coordenadas geográficas desses pontos de orientação foram transformadas para o sistema de referência UTM.

A digitalização propriamente dita foi feita a partir da utilização de mesa digitalizadora e software Arc/Info. Na orientação, foram usados os quatro pontos com as coordenadas transformadas para o sistema UTM. O arquivo resultante da digitalização foi editado e, em seguida, foi criada a topologia dos polígonos que representavam as classes de vegetação. Posteriormente, fez-se a conversão do arquivo para um formato intermediário (denominado DLG), ainda vetorial, o qual pode ser importado para o Idrisi. No Idrisi, esse arquivo vetorial delimitando as classes de vegetação foi convertido para o formato matricial.

Uma vez que essa imagem representando os tipos de cobertura florestal do PEMD foi obtida diretamente da digitalização do mapa de vegetação elaborado em 1970, ela retrata a situação do Parque antes das instalação da UHE de Rosana e conseqüente inundação de parte da área. Portanto, esse mapa não pode ser

---

[4] Programa desenvolvido e implementado pelo Prof. Mauricio Galo, do Departamento de Cartografia da FCT/Unesp.

considerado uma representação totalmente adequada da paisagem para diferentes momentos no tempo, mesmo em se tratando de uma Unidade de Conservação onde as tendências na evolução das tipologias florestais podem ser previstas, desde que não ocorram interferências externas de qualquer natureza. Apesar disso, esse mapa foi usado para orientar a aquisição das amostras de treinamento, facilitada pela representação da distribuição espacial das classes na extensão do Parque.

Para atualizar a informação contida nesse mapa foram realizadas verificações no local, e as discrepâncias observadas no mapeamento em relação à ocorrência no campo, foram consideradas nas atividades posteriores que implicaram em um maior controle da informação representada. Porém, mais uma vez, a defasagem temporal entre a elaboração do mapa, os dados de 1985 e a informação atual teve que ser considerada. Na verdade, para a utilização desse mapa como referência partiu-se do pressuposto que as classes mapeadas em 1970 eram espectralmente distintas em 1985, o que é sugerido pela comparação visual entre a configuração espacial das classes no mapa e as variações no padrão de resposta espectral na imagem. Nesse contexto, o mapa digital contendo as classes de vegetação presentes no PEMD, foi usado como referência em duas atividades distintas: para avaliar o desempenho das redes neurais na classificação dos dados e na definição de uma legenda apropriada para as classificações multitemporais resultantes da aplicação da rede neural artificial (considerando, também, outros sistemas de classificação da vegetação existentes).

3.3.1.5 Aplicação de redes neurais artificiais na classificação dos dados

Com base nas considerações feitas por HUSH & HORNE (1993) e outros autores que descreveram os aspectos teóricos ou a aplicação de redes neurais artificiais na classificação de dados de sensoriamento remoto (HEPNER, 1990; ZHUANG et al., 1991; DREYER, 1993; SCHLÜNZEN et al., 1993; FOODY et al., 1995; ZHOU, 1999, entre outros), e tendo em vista a abordagem de classificação supervisionada pretendida, os modelos de redes neurais com estrutura de múltiplas camadas e alimentação progressiva (*feed-forward*), treinadas com algoritmo *backpropagation*, mostram-se mais adequados para a tarefa de particionamento de um espaço de atributos multidimensional.

Na Figura 8 é apresentado um fluxograma que resume as atividades relacionadas coma aplicação de redes neurais na classificação dos dados. Na seqüência de operações foram discriminadas as atividades baseadas em sistema operacional Windows e Linux, assim como os softwares aplicativos ou programas computacionais implementados para o seu desenvolvimento.

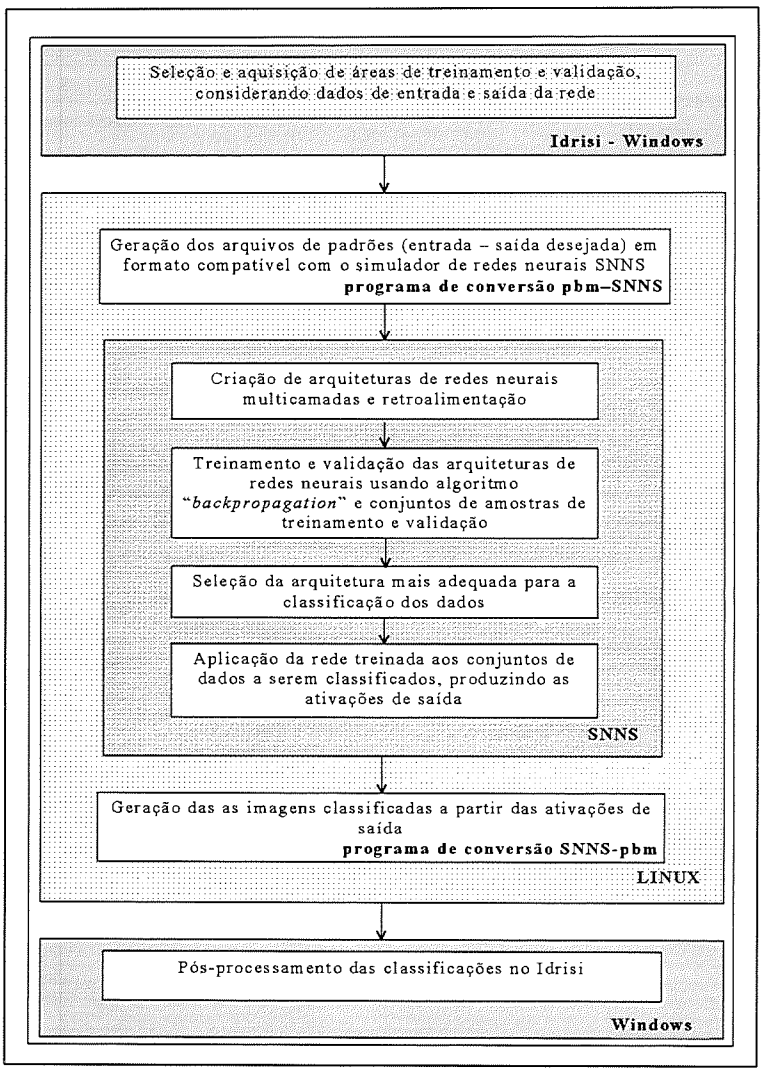


FIGURA 8 - Fluxograma genérico das atividades relacionadas com a aplicação de redes neurais para a classificação dos dados espaciais.

A definição de uma arquitetura de rede neural multicamadas, adequada para classificar um conjunto de dados espacializados, implica na determinação prévia da dimensionalidade dos dados de entrada e das classes de ocorrência, os quais especificam, respectivamente, o número de elementos de processamento (nós) das

camadas de entrada e de saída da rede. Assim, à medida que ficou estabelecido que para cada data de passagem seriam incluídos, além das três bandas espectrais TM/Landsat, as imagens representando classes hipsométricas, geomorfologia e solos ou, em substituição a essa última a imagem de textura, o número de elementos de processamento na camada de entrada ficou dimensionado em seis nós. Da mesma forma, o número de elementos de processamento da camada de saída foi definido em consonância com as classes de cobertura da terra usadas como referência, as quais foram extraídas do mapa de vegetação de 1970.

Para dimensionar o número de camadas escondidas e o número de nós que constituem cada camada intermediária foram realizadas simulações com diferentes arquiteturas de redes neurais. Essas simulações constaram, na verdade, do treinamento e análise do desempenho da rede treinada sobre uma amostra de validação, para cada arquitetura testada.

Todo o processo de testar as arquiteturas de rede neural e aplicá-las para classificar os conjuntos de dados espaciais foi realizado no simulador de redes neurais SNNS. Desse modo, antes de qualquer tentativa de operacionalizar essas tarefas foi necessário uma familiarização com o simulador, principalmente quanto ao formato dos arquivos de dados adequados ao SNNS. Essa avaliação inicial permitiu definir alguns procedimentos relacionados com a aquisição das amostras de treinamento da rede, geração dos arquivos de treinamento em um formato aceito pela rede, gerar as estruturas de redes que foram testadas para a classificação dos dados, treinar e validar as redes neurais através de simulações, aplicá-las aos conjuntos de dados espaciais e converter os valores de saída da rede em uma imagem representando a classificação resultante.

Uma das maiores vantagens das redes neurais é sua capacidade para generalização, de modo que uma rede treinada pode classificar um conjunto de dados nas mesmas classes dos dados de treinamento, mesmo que os padrões apresentados nessa fase representem apenas uma pequena parte do mundo real. Para uma melhor generalização, o manual do simulador SNNS recomenda que a base de dados seja dividida em três componentes: um conjunto de treinamento, usado para o aprendizado da rede neural; um conjunto de validação, para avaliar o desempenho da

rede neural sobre um conjunto de padrões que não foram treinados durante a aprendizagem; e o conjunto de dados a ser classificado (ZELL et al., 1995).

Assim sendo, adotando-se a imagem multiespectral tomada em 1985 como base, por refletir uma situação temporal mais próxima da elaboração do mapa de vegetação de referência, foram selecionadas as áreas e adquiridas as amostras usadas para o treinamento e validação das redes neurais artificiais.

- Aquisição de amostras para treinamento e validação das redes neurais

O treinamento e validação de redes neurais é realizado a partir da apresentação de padrões de entrada/saída espacialmente correspondentes, definidos em um ou mais conjuntos de amostras. Especificamente no caso do simulador SNNS, a estrutura dos arquivos de treinamento e validação é definida de modo que cada padrão contemple a apresentação de vetores de entrada e saída, os quais são buscados seqüencialmente na área selecionada para treinamento. Assim, cada pixel da imagem forma um padrão definido por um vetor de atributos, cujos elementos são os valores de brilho em cada banda espectral, os identificadores numéricos das classes de hipsometria, de geomorfologia e de solos ou, em contrapartida, os índices de textura calculados a partir da banda TM4 (entrada), associados a um vetor de saída, cujos componentes representam valores diferentes atribuídos a cada uma das classes de interesse.

Considerando essa estrutura, foi concebido um procedimento de aquisição de dados amostrais para treinamento e validação, que constou da extração de pequenos segmentos de imagem, em cada um dos planos de entrada da rede (bandas espectrais, hipsometria, geomorfologia, solos e textura) e da geração de imagens na mesma dimensão desses segmentos representando apenas as classes desejadas, sobre um fundo preto (que caracteriza ausência de informação, pelo fato de estar fora da região delimitada para a amostra).

Para operacionalizar esse processo foram selecionadas três áreas de treinamento e uma de validação, cada qual posicionada na cena de modo a englobar todas as possíveis classes de saída, as quais definiram espacialmente os segmentos extraídos da cena a ser classificada. Em seguida, usando o mapa de vegetação como referência e levando em conta a distribuição espacial aproximada de cada classe, em

cada segmento, foram adquiridas as amostras/classe a partir da digitalização, na tela do monitor, de polígonos inseridos em cada uma das classes, e gerados arquivos individuais para cada classe. Esses arquivos contendo as amostras (polígonos) representativas das classes, foram convertidos em imagens com as mesmas dimensões das áreas de treinamento e validação, sendo que cada imagem continha apenas as amostras representando a classe em questão (associada a um atributo identificador diferente de zero) e fundo (identificador igual a zero).

A geração dos planos de entrada para treinar e validar a rede constou, simplesmente, da extração dos segmentos, nas mesmas dimensões e posições definidas para as imagens das classes de saída, das bandas espectrais TM3, TM4 e TM5 e da imagem de textura de 1985, além dos dados representando as classes de hipsometria, geomorfologia, e solos.

No final desse processo, dispunha-se de quatro segmentos de imagem (três de treinamento e um de validação), cada qual constituído pelas bandas multiespectrais e textural de 1985, dados espaciais de hipsometria, geomorfologia e solos e pelas imagens representando cada uma das classes de saída amostradas. Na Figura 9 está esquematizada a configuração final dos dados usados para treinamento e validação, extraídos a partir da imagem contendo as classes de referência e indicando em destaque, para um dos segmentos, os planos de dados gerados para entrada e saída da rede considerando a aplicação da rede a uma das composições de dados de entrada avaliada. Sobre esse última aspecto, cabe reafirmar que os dados de entrada constituíram invariavelmente seis planos e que todo o processo de treinamento, validação e classificação foi desenvolvido, na íntegra, para os dados de entrada compostos pelas três bandas espectrais, hipsometria, geomorfologia e solos (em um primeiro experimento) e, em uma segunda aplicação, para a composição incluindo as mesmas três bandas, a hipsometria, a geomorfologia e a imagem de textura, substituindo as classes de solos.

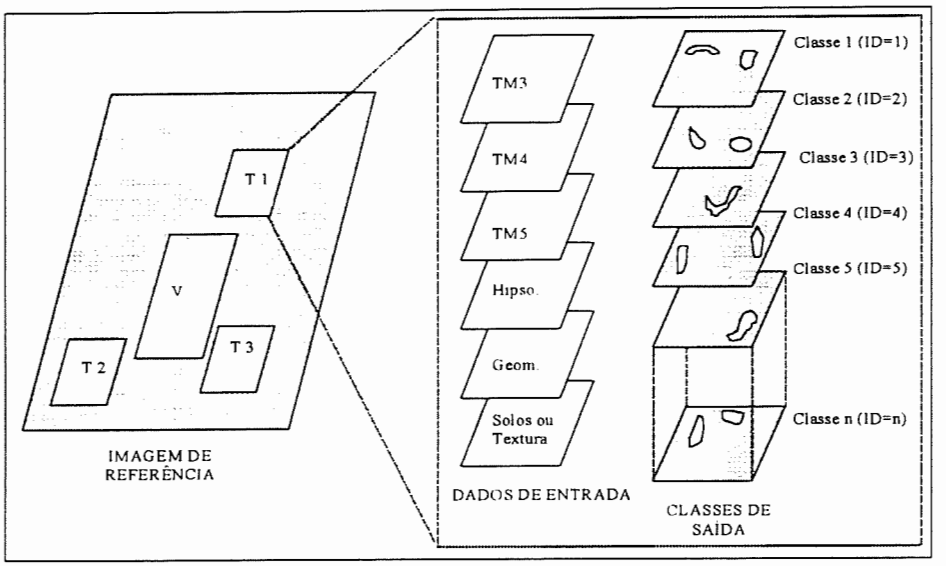


FIGURA 9 - Configuração dos dados de treinamento e validação constituídos por segmentos de imagem extraídos com base no mapa de referência. Em destaque, são mostrados os planos de entrada e saída da rede para um desses segmentos.

- Geração dos arquivos de treinamento e validação

Para treinar, validar, ou mesmo classificar quaisquer tipos de dados usando o simulador SNNS é necessário converté-los para um formato apropriado. Esse formato define um arquivo de padrões, composto por um cabeçalho e um componente de dados. O cabeçalho estabelece quantos padrões o arquivo contém, assim como a dimensionalidade dos vetores de entrada e classes de saída. O componente de dados é simplesmente uma listagem de números que representam os atributos de entrada e de saída, normalizados no intervalo entre 0 e 1. Para cada padrão, o número de valores listados deve corresponder ao número de elementos de processamento da primeira camada da rede, acrescido do número de unidades de saída, conforme definido no cabeçalho (ZELL et al., 1995).

Assim, feita a aquisição das áreas de treinamento e validação foi necessário, inicialmente, transferir cada arquivo de dados para o sistema operacional Linux e, então, gerar os arquivos de padrões no formato aceito pelo SNNS. Para isso, foi implementado um programa computacional que permite montar esses arquivos de padrões segundo a estrutura anterior, a partir dos planos que compõem cada

segmento de imagem[5]. Esse programa é flexível o suficiente para permitir que sejam definidos vários padrões em um único arquivo, o que possibilitou criar um arquivo de padrões com as três áreas de treinamento adquiridas.

Efetivamente, o arquivo de treinamento incluiu os três segmentos de imagem, definindo três padrões com entradas e saídas especificadas. Desse modo, para cada padrão, foram informados seqüencialmente os planos de entrada e, em seguida as imagens correspondentes a cada uma das classes de saída. O arquivo de validação foi composto por um único padrão, referente aos dados gerados para o segmento de imagem extraído com essa finalidade.

Considerando então que a composição dos dados de entrada foi diferente no sentido de incluir ou o plano de solos, ou o de textura, foram gerados dois arquivos de treinamento (cada um incluindo os três padrões de entrada) e dois arquivos de validação: um deles composto pelas bandas espectrais, hipsometria, geomorfologia e solos, e o outro definido pela substituição da imagem representando as classes de solos pela imagem de textura.

- Treinamentos e simulações com arquiteturas de redes neurais

Uma questão importante da aplicação de redes neurais artificiais está relacionada ao modo pelo qual os pesos das conexões entre os elementos de processamento (nós) são ajustados para garantir o comportamento desejado para o sistema (ZELL et al., 1995). Essa questão define a maneira como a rede aprende que uma entrada específica corresponde a uma dada classe de saída, ou seja, está relacionada com o treinamento da rede.

Portanto, é através do comportamento de uma rede neural durante a fase de treinamento que se pode avaliar sua adequação para a classificação dos dados disponíveis. Isso significa que, além da arquitetura da rede (definida pelo número de camadas escondidas e número de nós em cada camada), devem ser estabelecidos os parâmetros relacionados com as funções de aprendizagem e ativação e com as regras estabelecidas para a atualização de pesos e inicialização da rede, além do critério de término do treinamento adotado, para um conjunto específico de dados de entrada.

---

[5] Programa implementado pelo Prof. Maurício Galo, do Departamento de Cartografia da FCT/Unesp.

As simulações, realizadas durante a etapa de treinamento, constaram da aplicação de diferentes arquiteturas de rede aos dados de validação, a fim de selecionar a melhor arquitetura. Nesse processo os dados de treinamento e validação foram estruturados em um formato compatível com o SNNS e o treinamento foi realizado adotando-se o algoritmo padrão de aprendizagem *backpropagation*. Como esse algoritmo implica na definição prévia da taxa de aprendizagem (α) e do termo de erro (δ), partiu-se da recomendação da literatura especializada e de resultados de testes preliminares de convergência (GALO, 1997) para definir tais parâmetros, o mesmo ocorrendo quando da especificação das funções de ativação e inicialização. Para verificar se um elemento de processamento era ou não ativado por uma entrada específica, foi usada uma função sigmóide; o modo de atualização foi definido segundo uma estrutura topológica de organização das camadas na rede; e a inicialização do treinamento foi desenvolvida a partir de pequenos valores de pesos aleatórios para os elementos da camada de entrada.

Outro componente importante do treinamento é estabelecer um critério de término das iterações do algoritmo de aprendizagem. Como o simulador permite operar simultaneamente com dois conjunto de padrões, um de treinamento e outro de validação, a maneira mais adequada para verificar a capacidade de generalização da rede é monitorar a queda do erro médio quadrático (EMQ) para o conjunto de validação, durante a fase de treinamento, e finalizar o processo quando esse atingir um valor mínimo (ZELL et al., 1995).

Desse modo, as simulações foram realizadas com a finalidade de se identificar a configuração de rede mais adequada para trabalhar os dados disponíveis, uma vez que os demais elementos e parâmetros puderam ser especificados em situações mais genéricas. Inicialmente, foi verificada a possibilidade de se usar uma arquitetura com uma única camada escondida, porém resultados coerentes, em termos de classificação da área de validação, só foram obtidos quando se passou a utilizar uma rede neural com duas camadas intermediárias, cada qual com um número de nós maior que o número de classes de saída.

O treinamento efetivo das arquiteturas de redes neurais para definir aquela mais adequada para a classificação dos dados foi iniciado, no simulador SNNS, com

a criação das configurações de rede, estabelecendo-se o número de elementos de processamento de cada camada (entrada, escondidas e de saída) e introduzindo os arquivos de padrões usados para treinamento e validação. Em seguida, foram especificados os parâmetros do algoritmo *backpropagation* para aprendizagem da rede, fixando δ=0 (nenhuma proporção da diferença entre a resposta esperada e a calculada é incorporada aos valores atualizados dos pesos durante o treinamento) e testando sucessivamente valores decrescentes para α (0,1; 0,05 e 0,01) até que a rede passasse a exibir um comportamento esperado em termos de EMQ. Foram definidos ainda, a função sigmóide para calcular o valor da ativação em cada nó; uma ordem topológica para propagação das ativações no interior da rede (da camada de entrada para a de saída); e pesos aleatórios iniciais para as unidades de entrada no intervalo entre 0,1 a –0,1. Além disso, estabeleceu-se que a cada 20 iterações (ou ciclos), o treinamento fosse interrompido para calcular o erro (EMQ) sobre o conjunto de padrões de validação.

Durante o treinamento, o EMQ foi acompanhado, tanto para os padrões de treinamento quanto de validação e o processo foi finalizado quando esse valor atingiu um mínimo para o conjunto de padrões de validação. Com base nesse erro e no resultado da aplicação da rede treinada à área estabelecida para validação, foi selecionada a arquitetura de rede mais adequada para classificar o conjunto de dados espaciais.

O processo de treinamento e validação foi desenvolvido para cada uma das composições de dados de entrada (incluindo ou solos, ou textura), monitorando o EMQ para verificar a convergência. O algoritmo de treinamento, bem como os demais parâmetros e funções adotados, foram os mesmos em ambos os casos.

- Aplicação da rede neural treinada para a classificação dos conjuntos de dados espaciais

Do mesmo modo que os dados de treinamento e validação, as imagens a ser classificadas foram combinadas a fim de constituírem um único arquivo de padrões no formato aceito pelo SNNS. A diferença, além da maior abrangência espacial, foi quanto à definição dos planos de saída que, nesse caso, não constituíam mais os planos representando as amostras adquiridas para cada uma das classes, mas imagens

vazias (atributo identificador igual a zero) e iguais para todas as classes de saída. Esse artifício foi necessário para que, durante a aplicação da rede treinada, houvesse compatibilidade entre o número de elementos de processamento da camada de saída da rede e o número de planos do arquivo de padrões gerado para a classificação.

Para a geração desses arquivos de padrões foi utilizado o mesmo programa de conversão de dados *pbm-SNNS* e a rede neural cuja arquitetura de pesos ajustados apresentou melhor desempenho sobre o conjunto de validação durante o processo de treinamento, para cada uma das composições de dados de entrada considerada. A rede neural foi, então, aplicada para a classificação individual de cada um dos conjuntos e composições de dados (I e II), conforme discriminado na Tabela 5.

TABELA 5 - Combinação das imagens que constituíram os diferentes conjuntos temporais e composições de dados de entrada

Data de aquisição dos dados orbitais	**Composição de dados de entrada**		**Número de planos de entrada**
	I	**II**	
30/junho/1985	- Bandas espectrais/85: TM3, TM4 e TM5; - Hipsometria; - Geomorfologia; - Solos.	- Bandas espectrais/85: TM3, TM4 e TM5; - Hipsometria; - Geomorfologia; - Textura (TM4/85).	6
20/novembro/1991	- Bandas espectrais/91: TM3, TM4 e TM5; - Hipsometria; - Geomorfologia; - Solos.	- Bandas espectrais/91: TM3, TM4 e TM5; - Hipsometria; - Geomorfologia; - Textura (TM4/91).	6
23/maio/1995	- Bandas espectrais/95: TM3, TM4 e TM5; - Hipsometria; - Geomorfologia; - Solos.	- Bandas espectrais/95: TM3, TM4 e TM5; - Hipsometria; - Geomorfologia; - Textura (TM4/95).	6
02/julho/1998	- Bandas espectrais/98: TM3, TM4 e TM5; - Hipsometria; - Geomorfologia; - Solos.	- Bandas espectrais/98: TM3, TM4 e TM5; - Hipsometria; - Geomorfologia; - Textura (TM4/98).	6

Como mostra a Tabela 5, cada data de aquisição de dados multiespectrais, combinados com os mapas representando as classes de hipsometria, geomorfologia, e solos ou textura, constituíram conjuntos temporalmente distintos de dados de entrada para as classificações realizadas pela rede neural treinada a partir das bandas espectrais de 1985 e demais planos de dados espaciais.

A aplicação individualizada das redes treinadas a partir das combinações de dados I e II, a cada um desses conjuntos de dados de entrada, resultou em um arquivo contendo os valores de ativação calculados para cada elemento de saída da rede (classes), referentes cada um dos vetores de entrada apresentados à rede.

- Geração da cenas classificadas

O simulador SNNS produz um arquivo de saída que indica os valores de saída calculados para cada elemento de processamento da última camada da rede, arranjados em uma estrutura seqüencial para cada um dos vetores de entrada. Assim, os arquivos de saída resultantes da aplicação da rede treinada com a primeira composição de dados (incluindo solos), aos quatro conjuntos de dados de entrada foram convertidos para um formato matricial, de modo a constituírem uma imagem da cena classificada, referente a cada uma das datas de aquisição da cena. Similarmente, a rede treinada com um dos planos de entrada constituído pela imagem de textura (extraída da banda TM4 de 1985) em substituição ao plano de solos, foi aplicada aos conjuntos de dados de entrada que integraram a composição II.

Para essa tarefa de produzir uma cena classificada a partir dos valores de saída da rede, foi implementado um aplicativo computacional[6] com a finalidade de, para um dado vetor de entrada, identificar a unidade de processamento que forneceu o maior valor de ativação no vetor de saída, associá-lo à classe correspondente e estabelecer a posição desse pixel na matriz bidimensional que representa a imagem classificada.

Em termos genéricos, esse aplicativo permite atribuir um pixel a uma classe de saída, o que é feito pela seguinte regra de decisão:

---

[6] Programa desenvolvido e implementado pelo Prof. Mauricio Galo do Departamento de Cartografia da FCT/Unesp.

EESC-USP Biblioteca CAMPUS DE S. CARLOS

Seja $\vec{S}$ o vetor de saída correspondente a um dado vetor de entrada, então:

$$\vec{S} = \begin{bmatrix} S_1 \\ S_2 \\ \vdots \\ S_M \end{bmatrix}$$ a resposta será i, desde que S_i seja máximo de $(\vec{S})$.

Prevendo a possibilidade, muito comum, de ocorrer ambigüidade entre as classes, foi incorporado no aplicativo um fator de não-ambigüidade (*Fna*), que refina o critério de decisão considerando a seguinte condição:

Sejam S_1 a maior ativação de $\vec{S}$ e S_2 a segunda maior ativação de $\vec{S}$, então:

O fator de não ambigüidade *Fna* é calculado por:

$$Fna = 1 - \left(S_2 / S_1 \right) \tag{16}$$

de modo que:

Se $S_1 = S_2 \Rightarrow Fna = 0$ o resultado é totalmente ambíguo.

$S_2 = 0 \Rightarrow Fna = 1$ sem ambigüidade.

A regra de decisão estabelece que, quando o resultado é ambíguo (*Fna*=0), ou estiver acima de um limiar pré-determinado, a classe de saída que apresentar maior valor de ativação é atribuída ao pixel em questão. Caso contrário, o pixel não é classificado.

Essa estratégia de considerar a ambigüidade na geração das imagens classificadas permite refinar o processo de classificação. Por isso, cada resultado da aplicação da rede neural foi convertido para o formato imagem desconsiderando a ambigüidade entre as classes (*Fna*=0), e utilizando um limiar de 10%, acima do qual as classes são consideradas não ambíguas (*L*=10%). Posteriormente, para verificar quais classes apresentavam um comportamento mais ambíguo e confuso em relação aos tipos de vegetação definidos, o resultado obtido pela rede treinada com a imagem de textura (composição II), usando os dados de 1985, foi convertido para o formato imagem utilizando limiares definidos em intervalos de 10%, de modo a reduzir gradativamente a tolerância para a ambigüidade entre duas classes.

Produzidas as cenas classificadas no formato imagem, essas foram transferidas para o sistema operacional Windows, introduzidas no Idrisi e submetidas a alguns processamentos de pós-classificação. Para homogeneizar a representação das classes na imagem foi aplicado um filtro majoritário que substitui a classe atribuída ao pixel central pela classe mais freqüente presente em uma janela de tamanho especificado, caso ele represente uma categoria diferente da classe majoritária (SCHOWENGERDT, 1983). Tal procedimento tende a eliminar resultados contextualmente pouco prováveis que foram inseridos em classes contínuas e foi realizado mediante uma filtragem pela moda estatística, operação implementada no Idrisi (valor mais freqüente dentro da janela considerada).

Concluído esse procedimento, dispunha-se de quatro cenas multitemporais classificadas mediante a aplicação de uma mesma arquitetura de rede neural artificial treinada com dados multiespectrais adquiridos em 1985, hipsometria, geomorfologia e solos; e outras quatro classificações multitemporais resultantes da utilização da arquitetura de rede neural, treinada com a imagem de textura, e aplicada à composição de dados II, para a área delimitada pelo Parque Estadual Morro do Diabo. A informação temporal representada em cada uma das classificações foi fornecida pelos três planos de entrada da rede representados pelos dados de sensoriamento remoto orbital (e pela imagem de textura usada na segunda composição de dados) enquanto os dados de natureza não-espectral foram os mesmos para cada época analisada, conforme mostra a Tabela 5.

3.3.1.6 Análise do desempenho da rede: estimativa da exatidão da classificação de 1985

Tendo em vista que os procedimentos de estimativa da exatidão de mapas temáticos implicam na sua comparação com uma referência e diante da dificuldade em adquirir dados confiáveis e com um grau de confiabilidade adequado, os quais pudessem cumprir essa finalidade, o desempenho das redes neurais na classificação dos dados espaciais foi analisado apenas para o conjunto de dados que incluiu as imagens multiespectrais de 1985 (para os quais foram adquiridos os dados de treinamento), a partir de dois tipos de comparação. Inicialmente, as classificações

resultantes da aplicação das redes neurais aos dados de 1985 foram comparadas visualmente com a imagem resultante da utilização de um classificador estatístico de máxima verossimilhança, treinado com os mesmos três conjuntos de amostras adquiridas para o treinamento das redes neurais, e aplicado às imagens multiespectrais de 1985.

Em seguida, o desempenho das redes foi analisado com base na similaridade estatística calculada em relação às classes de vegetação mapeadas em 1970, devidamente revisadas e adaptadas para a situação de 1985. Nesse sentido, para que pudessem ser usados como referência, os dados representados no mapa de vegetação foram atualizados com base na informação espectral contida nas imagens originais de 1985, além das características espaciais e temporais relacionadas com a ocorrência de algumas classes. No mais, foram desconsiderados eventuais erros cometidos na coleta, análise e processamento dos dados para elaboração do mapa de vegetação, assim como os problemas decorrentes da interpretação dos aspectos relativos a atualização da informação presente nesse mapa. O delineamento amostral que permitiu a comparação entre a imagem classificada e os dados de referência foi concebido com base em sugestões de diversos autores (CONGALTON, 1983; ROSENFIELD & FITZPATRICK-LINS, 1986; FIDALGO, 1994). Nesse sentido, adotou-se o padrão de amostragem sistemática estratificada não-alinhada o qual, por combinar a ampla cobertura geográfica possibilitada pelo esquema sistemático com o baixo potencial para tendências do padrão aleatório, é o tipo de amostragem mais utilizado na análise da exatidão de dados de sensoriamento remoto.

Na determinação do tamanho mínimo da amostra foi usada a Eq. (12), cuja aplicação pressupõe a definição prévia de alguns parâmetros estatísticos. Assim, para um nível de confiança de 95% ($Z_{\alpha/2}$= 1,96), exatidão esperada de 85% (p = 0,85) e considerando-se um grau de precisão de 10% (d = 0,10), o tamanho mínimo calculado para a amostra foi de 49. A fim de melhorar o grau de precisão desejado, o tamanho da amostra foi especificado a partir de valores de d = 0,05 (grau de precisão de 5%) o que resultou em um tamanho mínimo de 196. Assim sendo, estabeleceu-se uma amostra de tamanho igual a 200 pontos, distribuídos de acordo com um padrão de amostragem sistemático estratificado não-alinhado. Aplicando-se a Eq. (14) para a

correção de continuidade da aproximação da distribuição binomial para normal, o grau de precisão calculado para estes tamanhos de amostra foi de 4,83%.

Para a geração dos dados de referência com as amostras devidamente espacializadas, foi utilizado um módulo disponível no aplicativo Idrisi que, especificados o esquema de amostragem e tamanho de amostra pretendidos, produz um arquivo de pontos de localização amostra/classe. Esses pontos amostrais foram, então, associados ao identificador da classe que representavam e comparados com as classificações geradas a partir dos dados multiespectrais e demais dados não-espectrais submetidos às redes neurais e, posteriormente, à classificação produzida pelo método de máxima verossimilhança.

A análise estatística decorrente da comparação das classificações com os dados de referência foi feita também no Idrisi, através matriz de erros resultante da comparação, do coeficiente *Kappa*, calculado a partir da Eq. (11) e da exatidão global das classificações.

3.3.1.7 Procedimento adotado para a análise da vegetação do PEMD

Ao término do processo concebido para essa primeira abordagem, dispunha-se de cenas classificadas com redes neurais treinadas sob diferentes composições de dados de entrada e representativas da vegetação do PEMD em momentos distintos no tempo. Assim sendo, foram produzidas imagens resultantes tanto da aplicação da rede neural treinada com dados multiespectrais de 1985, classes de hipsometria, de geomorfologia e de solos (composição I dos dados de entrada), quanto daquela treinada com a imagem de textura ao invés da de solos (composição II), para a classificação individualizada dos dados multitemporais de 1985, 1991, 1995 e 1998, considerando nenhuma ambigüidade entre as classes e incorporando um limiar (L) de 10% ao fator de não-ambigüidade (Fna). O esquema, mostrado na Figura 10 sintetiza as considerações anteriores, indicando os elementos que foram modificados para a elaboração das classificações resultantes.

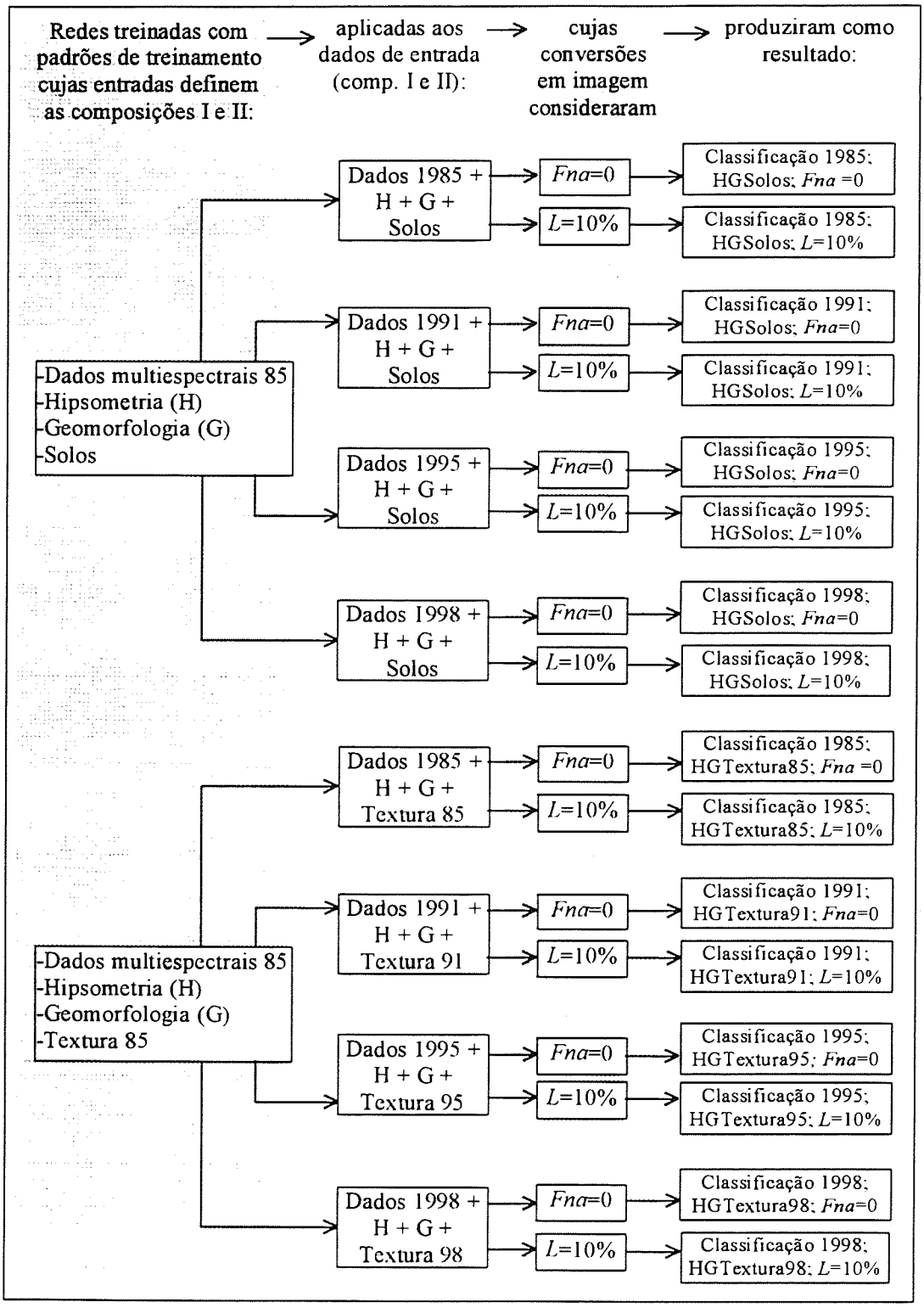


FIGURA 10 - Caracterização das classificações desenvolvidas com a aplicação das redes neurais treinadas.

Considerando que, inicialmente, as classificações resultaram da aplicação das redes neurais treinadas para reconhecer os tipos florestais definidos por CAMPOS & HEINSDIJK (1970), as classes de saída foram diretamente associadas a esses tipos florestais e analisadas segundo as similaridades observadas entre eles. Nesse sentido, essa primeira representação da área classificada, antes de qualquer edição do resultado, fornece alguns subsídios para avaliar os aspectos relacionados com a influência dos dados de entrada na definição das classes, e no grau de ambigüidade que elas apresentam. Em relação a esse último aspecto, foram utilizados limiares diferentes para gerar a imagem classificada com a rede treinada com dados que incluíram a imagem de textura (1985), a fim de verificar quais as classes que mais se confundem, nas condições específicas em que se desenvolveu a classificação. Assim foram produzidas imagens da área classificada usando limiares para a não-ambigüidade variando de 10 a 90%.

Finalmente, a partir do confronto dessas classificações com a informação espectral das imagens, com observações feitas no local e ainda, com base nas mudanças temporais esperadas para as classes, foi definida uma legenda mais consistente para as classes, as quais foram renomeadas segundo essa legenda.

3.3.2. Análise do PEMD integrado à paisagem do Pontal do Paranapanema

Para focalizar uma tendência crescente, direcionada para a manutenção da diversidade ecológica a longo prazo, a qual requer uma estratégia de manejo que considere a biogeografia regional e não apenas as relações locais (TURNER, 1990), concebeu-se uma abordagem de análise do Parque Estadual Morro do Diabo no contexto geográfico da região na qual ele está inserido. Embora essa abordagem tenha o objetivo de verificar como o arranjo espacial dos elementos da paisagem se modificou nos últimos anos, em termos de cobertura vegetal de grande porte, e indicar como as atuais pressões antrópicas podem levar a uma redução na biodiversidade, ela poderá também contribuir para subsidiar uma nova visão de estratégia de manejo de Unidade de Conservação integrada aos fragmentos florestais remanescentes.

Essa idéia, acredita-se, torna-se compatível com o modelo mancha - corredor - matriz quando se busca associar manchas e corredores aos fragmentos florestais e suas interligações (constituídas basicamente pelos remanescentes de mata ciliar); e matriz, às extensas áreas de atividade antrópica. Ao se analisar a paisagem através do arranjo ordenado desses elementos, não se focalizam mais as características intrínsecas dos fragmentos florestais (manchas), do qual o PEMD é o mais importante representante, mas sim a própria distribuição espacial e as condições das ligações entre os fragmentos (corredores), como um meio de avaliar a capacidade desse arranjo espacial em absorver a dispersão de populações em busca de recursos, ou mesmo considerando as necessidades de deslocamento de metapopulações (MERRIAM et al., 1990).

Com essa nova perspectiva procurou-se, ainda, materializar a noção de hierarquia de escalas na representação espacial dos fenômenos da paisagem ao considerar duas questões. Primeiro, qualquer análise restrita à Unidade de Conservação possibilita uma caracterização ambiental mais aprofundada (objeto da abordagem anterior), mas desconsidera relações importantes que ocorrem fora do ambiente protegido. A segunda questão se refere exatamente aos fatores externos que influenciam na manutenção da biodiversidade na Unidade de Conservação mas que, por estarem vinculados à estrutura espacial da paisagem, só podem ser detectados em um contexto mais abrangente.

Para deslocar o foco de análise do PEMD isoladamente para a paisagem do entorno foram concebidas duas estratégias complementares: a análise da dinâmica do entorno, ou de como a paisagem se modificou em um dado período de tempo, em termos de arranjo espacial de fragmentos e corredores e: a análise da distribuição espacial dos padrões de ocupação atual do entorno, para avaliar a intensidade de pressão antrópica sobre os fragmentos florestais remanescentes. Para se representar essa variável de pressão ambiental procurou-se aproveitar a característica de 'robustez' oferecida pelos modelos de redes neurais artificiais, que a habilitam a reconhecer as classes treinadas mesmo que elas incorporem uma grande variedade de atributos, e estabelecer uma hierarquia de pressões, basicamente antrópicas, que hoje atuam sobre os fragmentos florestais, incluindo o PEMD.

O fluxograma mostrado na Figura 11 sintetiza o procedimento adotado nessa segunda abordagem, explicitando os dados utilizados, processos envolvidos e produtos gerados, no contexto desse dois enfoques de análise (identificação e análise temporal e possibilidade de impacto).

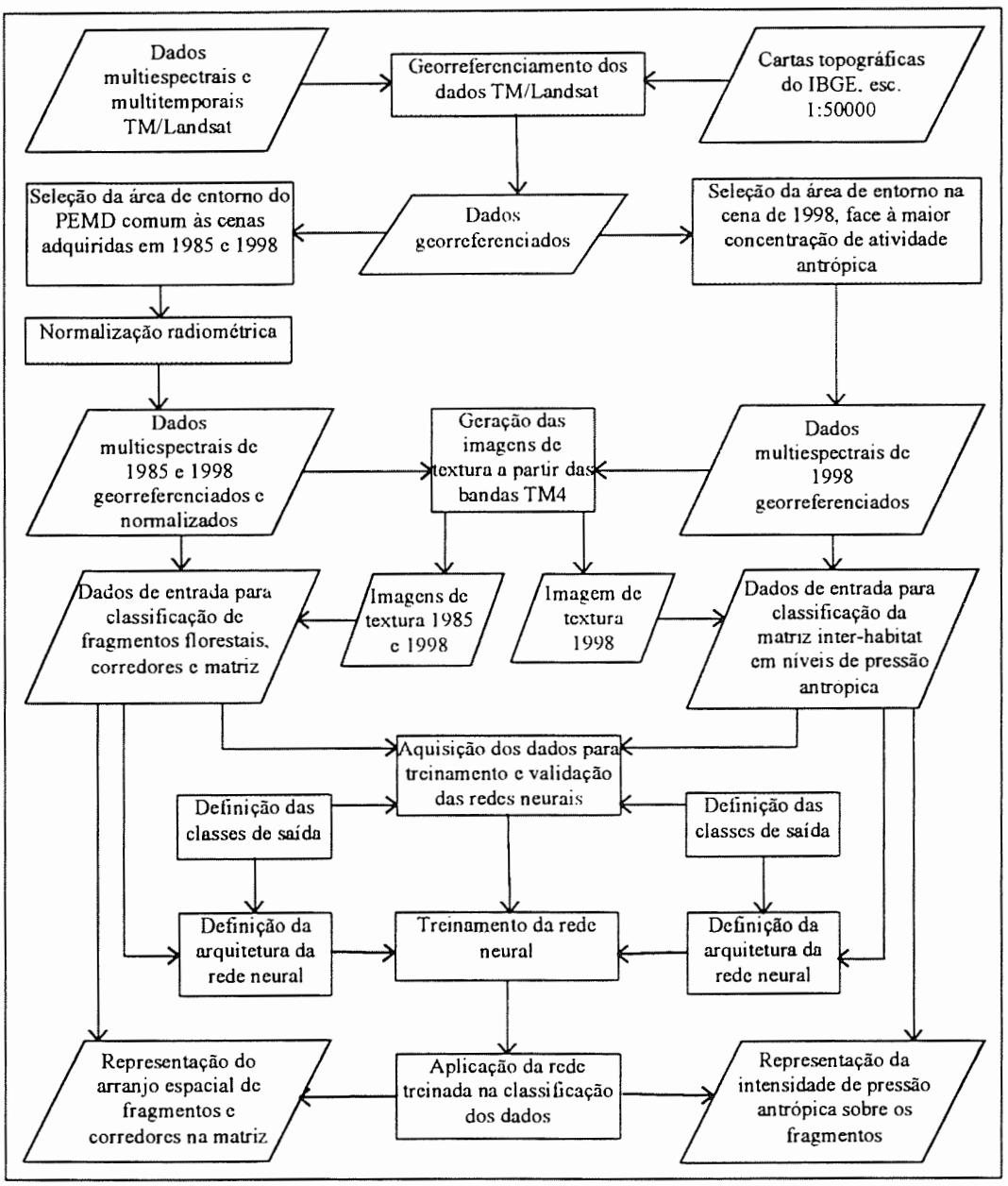


FIGURA 11 - Representação gráfica do procedimento de definição e análise do PEMD integrado à paisagem do entorno.

Como indica a Figura 11, o procedimento desenvolvido tendo em vista a concepção proposta, inicia-se com o georreferenciamento dos dados multiespectrais

e mostra duas ramificações, cuja cisão ocorre a partir da seleção da área do entorno. Quando a análise considera o caráter temporal, o pressuposto básico adotado foi que a área selecionada estivesse integralmente incluída nas cenas tomadas em todas as datas, enquanto que para indicar o potencial de impacto que as atividades culturais representam para os fragmentos remanescentes, a área de abrangência privilegiou os locais onde se identificam interferências antrópicas mais recentes e acentuadas.

Após o georrefenciamento e determinação da área de estudos segundo a análise a ser desenvolvida, foram aplicadas técnicas de pré-processamento necessárias a cada caso; foram elaboradas as imagens de textura; definidas as classes de acordo com o enfoque em questão; geradas as assinaturas para as respectivas classes; treinadas e aplicadas as arquiteturas de rede neural mais adequadas para cada caso; e finalmente, analisadas as cenas classificadas segundo o modelo designado (mancha - corredor - matriz) e os enfoques relacionados seja com a verificação da manutenção dos fragmentos e corredores de habitat em duas datas distintas (1985 e 1998), seja com relação ao potencial de impacto representado pela atividade hoje realizada na vizinhança dos fragmentos florestais.

3.3.2.1 Seleção da área de entorno e processamentos aplicados aos dados multiespectrais

Na seleção da área de entorno e na definição do período de análise, foram considerados dois fatores distintos: a) que a área do entorno estivesse representada, na íntegra em cada data de aquisição de dados e; b) que sua dimensão fosse compatível com a capacidade de manipulação de um grande volume de dados possibilitada pela memória virtual do equipamento utilizado.

Antes, porém, da seleção da área de entorno a ser analisada em cada caso, os segmentos de imagem adquiridos em 1985 e 1998 foram novamente georreferenciados, dessa vez com a identificação de 12 (doze) pares de pontos de controle mais distantes e dispersos em relação ao Parque Estadual Morro do Diabo. Também aqui, as coordenadas UTM dos pontos de controle no sistema de referência foram interpoladas e medidas nas cartas topográficas do IBGE na escala 1:50000; foram gerados dois arquivos de correspondência relacionando as coordenadas UTM

com a posição dos pontos de controle nas cenas de 1985 e 1998 e realizada a transformação geométrica das imagens, da mesma maneira descrita para o georreferenciamento adotado na abordagem anterior.

A normalização radiométrica entre os dados de 1985 e 1998, imprescindível para que a rede treinada com dados mais recentes possa ser aplicada aos dados mais antigos e reconhecer as classes designadas, constou da mesma técnica e seqüência aplicada aos dados multitemporais da abordagem restrita aos limites do PEMD. No entanto, como são usados parâmetros estatísticos extraídos da própria cena na normalização, esse processo teve que ser refeito à medida que a abrangência da área de estudos foi modificada e ampliada.

Na situação que prescinde da análise temporal, o único pré-processamento aplicado, além da definição da abrangência geográfica da área de estudos, foi o georreferenciamento da imagem (data de passagem de 1998) para que todas as classificações temáticas resultantes estejam representadas em um sistema de referência único (UTM, *datum* Córrego Alegre).

Realizados os processamentos prévios adequados à cada enfoque, foram geradas as imagens de textura já que, medidas da variabilidade espacial de uma cena (como é o caso do índice de fragmentação) mostraram-se especialmente adequadas para discriminar entre ambientes naturais e aqueles submetidos a diferentes graus de intervenção antrópica (GALO & NOVO, 1998b). O indicador de textura representado pelo índice de fragmentação (Eq. 15), implementado no Idrisi, foi aplicado à banda TM4 das cenas adquiridas em 1985 e 1998, cuja abrangência previa a análise temporal, e à cena de 1998, cuja dimensão foi estabelecida com o objetivo de analisar a intensidade de interferência, de modo a produzir imagens contendo os indicadores texturais calculados para uma janela de 3x3 pixels.

3.3.2.2 Definição das classes para análise da paisagem do entorno do PEMD

A necessidade real de se distinguir dois enfoques para essa abordagem considerando o entorno do PEMD, e portanto a dispersão espacial e conexões entre os fragmentos florestais, além das pressões culturais exercidas sobre tais fragmentos,

se manifestou exatamente no momento de se definir classes que pudessem ser analisadas com base no modelo mancha - corredor - matriz, apresentado por FORMAN (1995).

Considerando, então, o objeto de interesse representado pelos fragmentos ou manchas florestais, dos quais o PEMD é o mais extenso e significativo representante, a possibilidade de verificar as condições das estruturas lineares que funcionam como ligação entre esses fragmentos (corredores), além da sua dispersão na matriz inter-habitat (onde predominam as atividades culturais), definiu-se em um primeiro momento três classes que viessem a satisfazer essas condições. Uma classe corresponde exatamente aos fragmentos de mata e inclui os corredores; a matriz na qual esses elementos estão dispostos define uma segunda classe; enquanto o rio Paranapanema e demais cursos e corpos d'água, que podem ser considerados barreiras para o deslocamento e mesmo dispersão de algumas espécies, foi a última classe designada. Nesse ponto, cabe ressaltar que as classes foram definidas de modo a possibilitar simplesmente uma análise da dispersão espacial de manchas e corredores no contexto da matriz que os acomoda, e não discriminar como classes individualizadas os elementos da paisagem previstos no modelo.

Posteriormente, no sentido de qualificar as pressões exercidas pelas atividades humanas sobre os fragmentos florestais, foi especificado um segundo conjunto de classes no qual a influência da matriz de fundo ficasse melhor caracterizada. Desse modo, além dos fragmentos florestais e dos corpos d'água, a matriz inter-habitats, antes definida como uma única classe, foi diferenciada em três outras classes, estabelecidas em função da pressão que exercem sobre os fragmentos de mata. Para a caracterização dessas classes, a intensidade de pressão foi definida de acordo com o tipo de atividade desenvolvida ou concentração humana associada. Foram, então, estabelecidas as seguintes classe de intensidade de pressão antrópica: alta intensidade de pressão, associada às áreas de maior concentração humana e, portanto, mais fragmentadas (predominantemente áreas urbanizadas); intensidade moderada de pressão, decorrente basicamente das atividades desenvolvidas em assentamentos rurais existentes nas imediações do PEMD; e atividades que envolvem menor concentração humana, exercendo pequena pressão antrópica sobre os fragmentos florestais (pastagens).

Em suma, cada nível analítico relacionado anteriormente determinou um conjunto diferente de classes, definidos pelo objeto da análise e área de abrangência diferenciados. A Tabela 6, elaborada com o intuito de organizar os aspectos que caracterizam esses enfoques, resume os elementos que definiram essa distinção em termos de objetivos estabelecidos, definição da área de abrangência, dados de entrada para a classificação e classes especificadas.

TABELA 6 - Especificação dos elementos que diferenciam os dois enfoques adotados na análise do PEMD integrado ao seu contexto geográfico.

Nível analítico	- arranjo espacial dos fragmentos florestais;	- intensidade de pressão antrópica sobre os fragmentos florestais;
Objeto de análise	- dispersão espacial dos fragmentos florestais e suas interligações em dois momentos distintos: 1985 e 1998;	- pressão antrópica exercida sobre os fragmentos florestais no momento atual;
Delimitação da área de entorno	- definida pela sua total abrangência geográfica nas datas de aquisição de dados consideradas;	- estabelecida em função da ocorrência de locais com maior atividade antrópica recente;
Dados a ser classificados	- dados multitemporais adquiridos em 1985 e 1998, nas bandas TM3, TM4, TM5; respectivas imagens de textura geradas a partir das bandas TM4 (classificação de cada data separadamente);	- dados multiespectrais (bandas TM3, TM4 e TM5) e imagem de textura, referentes à data de aquisição de 1998;
Classes definidas	- fragmentos florestais (manchas e corredores); - áreas de atividade antrópica (matriz inter-habitats); - cursos d'água e represas.	- fragmentos florestais (manchas e corredores); - áreas antrópicas que exercem alta intensidade de pressão (matriz); - intensidade moderada de pressão antrópica (matriz); - baixa intensidade de pressão antrópica (matriz); - cursos d'água e represas.

3.3.2.3 Aplicação de redes neurais artificiais na classificação dos dados

Para determinar as arquiteturas de rede neural artificial que pudessem ser treinadas e aplicadas aos dados e situações especificados na Tabela 6, considerou-se a necessidade de definir duas arquiteturas distintas e, em conseqüência disso, de desenvolver todo o processo de classificação dos dados individualmente, face à diferenciação nas classes de saída definidas para cada enfoque. Assim, da mesma forma descrita para a abordagem anterior, quando ficaram estabelecidos os aspectos referentes a dados de entrada e classes de saída, o número de elementos de processamento da primeira e última camadas que compõem parte da estrutura das redes neurais puderam ser determinados, assim como o procedimento adotado para a aquisição de dados de treinamento e validação.

Na aquisição das amostras para o treinamento e validação das arquiteturas de redes neurais testadas, tanto a estrutura dos arquivos aceitos pelo simulador SNNS, quanto o procedimento de coleta e apresentação dessas amostras, foram realizados de maneira similar àquele adotado para a abordagem anterior. Nessas condições, foram selecionadas e adquiridas as amostras/classes para três áreas de treinamento e uma para validação, levando em conta os dados de entrada para a classificação e as classes de saída estabelecidas para cada enfoque. Enfim, para analisar o arranjo espacial dos fragmentos florestais, cujos dados de entrada para o treinamento e validação constituíram as bandas espectrais TM3, TM4 e TM5, adquiridas em 1998, e imagem de textura correspondente, e as saídas foram generalizadas em três classes (fragmentos e corredores florestais; matriz inter-habitat e cursos d'água e represas), definiu-se inicialmente uma arquitetura de retroalimentação com uma única camada escondida, que teve seu número de elementos de processamento definitivamente especificado após as simulações e validação com esse dados.

Do mesmo modo, a arquitetura usada para uma posterior avaliação da intensidade de pressão antrópica sobre os fragmentos florestais ficou estruturada com quatro elementos de processamento na camada de entrada (bandas espectrais TM3, TM4 e TM5, e respectiva imagem de textura, todos referentes à data de passagem mais recente - 1998, porém para uma área de abrangência geográfica deslocada em relação à anterior) e cinco classes de saída (fragmentos e corredores; três níveis de

intensidade de pressão antrópica; cursos d'água e represas) e com um número de camadas intermediárias (escondida) e elementos de processamento nessa(s) camada(s) dimensionados após simulações e análise do erro quadrático médio (EMQ) calculado para o conjunto de validação.

As operações relacionadas com a aplicação das redes neurais artificiais para a classificação dos dados especificados para cada enfoque obedeceram a sequência de atividades explicitadas no fluxograma genérico das atividades relacionadas com a aplicação de redes neurais para a classificação de dados espaciais, elaborado para a abordagem anterior e mostrado na Figura 8.

Após a geração das cenas classificadas nessa abordagem, na qual se desconsidera a ambigüidade entre as classes (essas classes são, por natureza, ambíguas por incorporarem uma alta variabilidade interna - principalmente matriz), as imagens foram homogeneizadas a partir da aplicação de um filtro majoritário de dimensão 3x3 pixels, e editadas para sua representação final.

Na análise das classificações resultantes, além da interpretação dos fenômenos representados segundo o enfoque considerado, foi feita uma comparação das classes mapeadas com fatos e eventos que caracterizam a paisagem do entorno do PEMD. Dessa discussão surgiu a idéia de se gerar uma zona tampão (*buffer*) ao redor dos fragmentos florestais como uma tentativa de se alertar para a necessidade de se implantar uma área de amortecimento que absorva impactos de origem externa. Apesar de seu caráter meramente ilustrativo, essa zona tampão foi incorporada à classificação à partir de uma função disponível no Idrisi para a geração de *buffer*.

3.3.3 Análise das abordagens desenvolvidas

Ao invés de se privilegiar uma análise individualizada das informações representadas em cada um dos mapas temáticos resultantes das abordagens adotadas, considerando que essa questão já foi avaliada quando da apresentação das cenas classificadas, foi feita uma comparação entre as próprias abordagens utilizadas, no que se refere às características inerentes e aos desdobramentos possibilitados pelos modelos concebidos para representar os fenômenos de interesse em cada situação.

Essa comparação pretende resumir e, posteriormente, discutir as abordagens adotadas quanto aos seguintes elementos:

- nível analítico pretendido;
- abrangência territorial considerada;
- análise temporal;
- dados de entrada na classificação (variáveis que explicam o modelo adotado);
- sistema de classificação pretendido;
- configuração das redes neurais usadas (ferramenta que relaciona variáveis do mundo real com o fenômeno de interesse.

No que se refere aos desdobramentos derivados dos modelos adotados, são destacados a possibilidade de analisar a ambigüidade entre as classes e de se usar um mapa antigo como referência, para avaliar o desempenho da rede neural, assim como as implicações analíticas de se deslocar o foco da análise de em elemento da paisagem constituído pela Unidade de Conservação para a própria paisagem que o insere.

4 RESULTADOS: APRESENTAÇÃO E ANÁLISE

Em consonância com a descrição da metodologia utilizada, os resultados são apresentados e discutidos caracterizando cada uma das abordagens e, em seguida, é feita uma análise comparativa entre elas, ressaltando suas contribuições e limitações.

Obviamente que, ao se abordar a caracterização da vegetação limitada ao PEMD, desenvolvida a partir da integração de dados espaciais multiespectrais e de natureza não-espectral, a discussão priorizou o aspecto tecnológico da aplicação de redes neurais artificiais na classificação de dados. Nesse contexto, são analisadas as questões relacionadas com a integração e compatibilização dos dados de entrada para a rede; a aquisição de amostras de treinamento e validação; a identificação de uma arquitetura de rede neural, assim como de parâmetros de treinamento, adequados para classificar os dados. Além disso foi feita uma avaliação das classificações resultantes, em termos de similaridade com uma referência elaborada a partir de dados disponíveis em escalas mais detalhadas. Como a rede neural artificial projetada e treinada para classificar os dados foi aplicada a conjuntos distintos de dados multitemorais, a questão tecnológica colocada anteriormente fornece os elementos para subsidiar uma análise da evolução da cobertura florestal do PEMD, admitindo a consistência temporal das classes mapeadas em cada época considerada.

Na avaliação dessa consistência temporal, apesar da qualidade do mapeamento derivar, em grande parte, dos dados e classificador utilizados, procura-se representar as classes de vegetação presentes no Parque com base no conhecimento do meio físico proporcionado pelos dados levantados ao longo do tempo, e a identificação das variáveis que descrevem o fenômeno analisado reflete a contribuição maior dessa primeira abordagem adotada.

Nos resultados apresentados para a segunda abordagem, destaca-se a questão da análise do PEMB no contexto de uma paisagem que vem sendo marcada por

constantes disputas pela terra (o Pontal do Paranapanema). Nesse enfoque, o paradigma evidenciado é representado pela ecologia da paisagem e a tecnologia que suporta a análise deixa de ser privilegiada.

4.1 Caracterização da vegetação do PEMD: Abordagem 1

Para caracterizar as classes de vegetação presentes no Parque Estadual Morro do Diabo, considerando que tais tipos florestais são a manifestação de outros fatores ecológicos, foi usado um modelo de classificador que não restringe o conjunto de dados de entrada àqueles que apresentam um comportamento estatístico bem definido, como ocorre com o pressuposto de normalidade (distribuição Gaussiana) adotado para classes definidas pelos dados multiespectrais. Além disso, como se pretendia uma caracterização multitemporal, os dados que representam essa dinâmica temporal não deveriam incorporar eventuais diferenças decorrentes de fatores do imageamento. Diante dessa diversidade de dados e situações, a primeira necessidade foi a compatibilização espacial e radiométrica dos dados, procedimentos esses, realizados mediante o registro geométrico dos dados espaciais e a normalização radiométrica das imagens multitemporais.

4.1.1 Dados espaciais compatibilizados: planos de entrada da rede neural

O registro geométrico foi realizado em duas etapas, sendo que na primeira, as imagens orbitais foram georreferenciadas com base nas coordenadas UTM medidas nas cartas topográficas do IBGE, escala 1:50.000. As discrepâncias entre as medidas tomadas nos dois sistemas, expressas como resíduos da transformação geométrica, são apresentadas na Tabela 7, para cada data de aquisição dos dados multiespectrais.

Considerando a escala das cartas topográficas usadas como referência (1:50000) e a resolução espacial dos dados orbitais (TM/Landsat - 30 metros) o resíduo do ajuste geométrico foi considerado bastante apropriado visto que, nessa escala, o erro admissível é da ordem de metade da dimensão do pixel.

TABELA 7 - Resíduos resultantes do georreferenciamento das imagens orbitais com base nas cartas topográficas do IBGE, escala 1:50000

Datas de aquisição das imagens	Resíduos (metros)
- 30 de junho de 1985	2,4865
- 20 de novembro de 1991	2,4605
- 23 de maio de 1995	2,7227
- 02 de julho de 1998	2,7817

A segunda etapa do registro geométrico constou do refinamento do ajuste anterior utilizando, para isso, as coordenadas dos pontos de controle extraídas diretamente dos arquivos resultantes da digitalização das cartas do IGC na escala 1:10000, a fim de melhorar a integração espacial dos dados. Os resíduos resultantes desse refinamento, tanto para os dados orbitais obtidos em diferentes datas, como para os mapas temáticos gerados mediante digitalização direta das classes de geomorfologia, solos e vegetação, são mostrados na Tabela 8. Para esse mapas temáticos, o ajuste geométrico foi antes uma tentativa de viabilizar a compatibilização espacial das classes representadas nesses mapas com os demais dados espaciais.

TABELA 8 - Resíduos obtidos no refinamento do ajuste geométrico dos dados espaciais, a partir do arquivo de planimetria (escala original 1:10000).

Tipos de dados espaciais	Resíduos (metros)
- Imagem TM/Landsat de 1985	15,7335
- Imagem TM/Landsat de 1991	12,7978
- Imagem TM/Landsat de 1995	8,5647
- Imagem TM/Landsat de 1998	13,3832
- Mapa temático de geomorfologia	94,3892
- Mapa temático de solos	141,6941
- Mapa temático de vegetação	126,1964

A utilização de feições planimétricas digitalizadas a partir das cartas topográficas do IGC, escala 1:10000, para o refinamento do registro geométrico dos dados espaciais (exceto para as classes de hipsometria, que foram geradas a partir das

curvas de nível extraídas dessas mesmas cartas topográficas) implicou em um aumento, já esperado, no resíduo calculado para as imagens orbitais. Esse aumento no erro do ajuste é decorrente da maior precisão de posicionamento oferecido pelas cartas 1:10000 em relação com a relativamente baixa resolução espacial dos dados TM/Landsat (30 metros).

No caso dos mapas temáticos de geomorfologia e solos, a escala abrangente dos mapas originais e a ausência de feições planimétricas espacialmente bem definidas e que pudessem ser usadas como pontos de controle, resultaram nos altos valores de resíduo observados na Tabela 8. Por outro lado, o valor do erro no ajuste geométrico do mapa temático de vegetação, apesar de estar relacionado também à escassez de feições planimétricas bem definidas e identificáveis nos dois sistemas, não pode ser associado à escala do documento original, nesse caso 1:25000. Os maiores problemas desse mapa estão relacionados com a baixa precisão do processo de triangulação radial usado na confecção da carta, com o fato da sua digitalização ter sido feita a partir de uma cópia heliográfica, e com a questão da identificação de coordenadas de referência (originalmente geográficas) que permitissem uma transformação adequada para o sistema UTM.

Os mapas temáticos representando os dados de natureza não espectral usados como entrada da classificação através de redes neurais artificiais são mostrados nas Figuras 12 e 13. A Figura 12 ilustra o mapa digital contendo as classes hipsométricas, resultantes da digitalização das curvas de nível generalizadas para uma eqüidistância de 20 metros, extraídas das cartas topográficas 1:10000, devidamente editado. Os dados de altimetria usados para produzir esse mapa, assim como a planimetria que serviu de referência para refinar o ajuste geométrico dos dados multiespectrais, já estavam com sua geometria compatível com o sistema de referência adotado.

Na Figura 13 estão representadas as classes de geomorfologia (Figura 13-a) e solos (Figura 13-b), geradas diretamente da digitalização dos mapas temáticos em formato analógico, na escala original 1:200000. A abrangência e o caráter exploratório desses mapeamentos, são realçados pela falta de detalhamento da informação presente, principalmente no mapa de solos. Através desse mapas

percebe-se, também, a ausência de feições planimétricas o que dificultou a seleção e coleta de pontos de controle e uma melhor retificação geométrica.

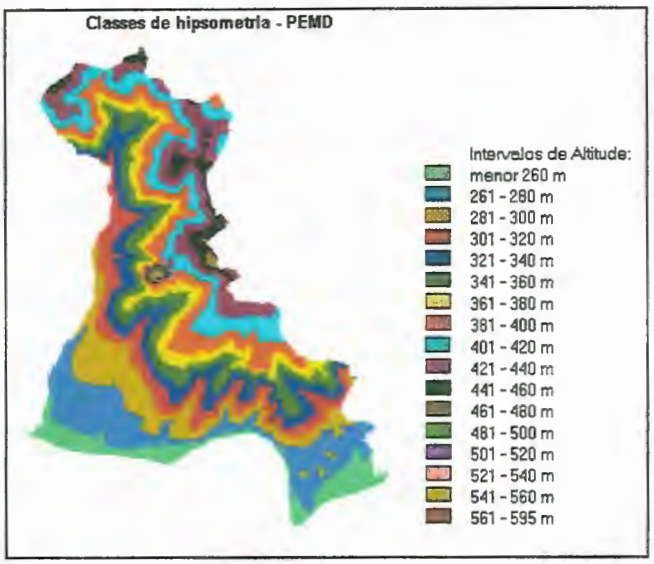


FIGURA 12 - Distribuição espacial das classes de hipsometria do PEMD.

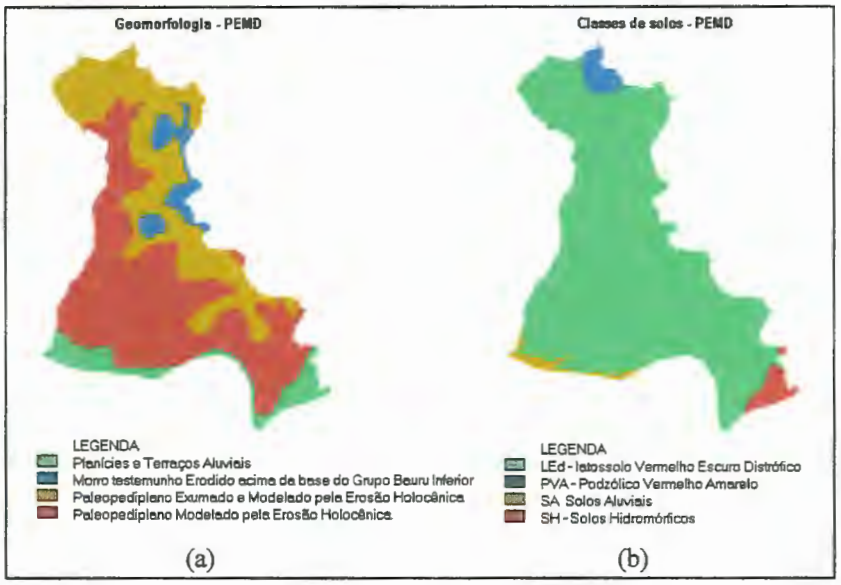


FIGURA 13 - Distribuição espacial das classes de geomorfologia (a) e de solos (b).

O mapa de vegetação produzido, apesar de não constar como dado de entrada para a classificação, foi usado como referência para a aquisição dos dados de treinamento da rede neural e, portanto, é importante para visualizar a distribuição

espacial das classes de vegetação na área. Esse mapa temático está ilustrado na Figura 14 e resultou da digitalização direta das classes de vegetação definidas por CAMPOS & HEINSDJIK (1970).

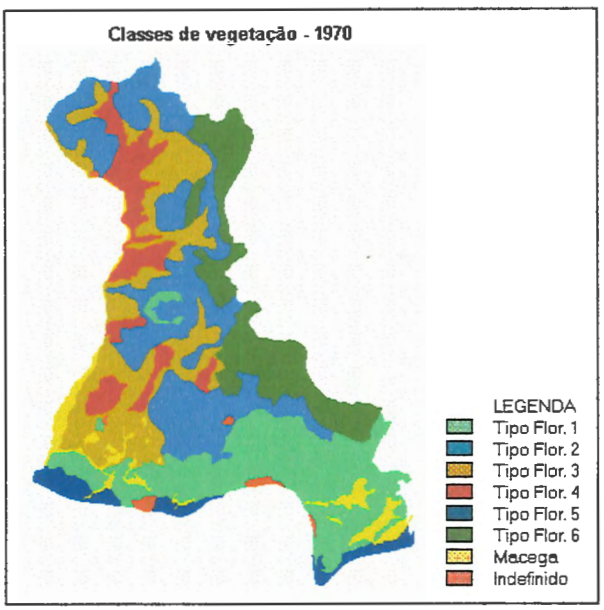


FIGURA 14 - Imagem representando as classes de vegetação do PEMD elaborada a partir da digitalização do mapa temático de 1970.

Efetuada a integração geométrica dos diferentes tipos de dados, a aplicação de um procedimento de normalização radiométrica dos dados orbitais produziu bandas espectrais compatíveis, em termos de média e desvio padrão dos valores de brilho , para cada data de passagem. O resultado dessa normalização radiométrica é mostrado na Tabela 9, a partir da apresentação das estatísticas de cada banda espectral, para cada data de passagem, antes e após a normalização.

Mesmo uma leitura superficial da Tabela 9 indica que as bandas espectrais de 1991 continham, originalmente, maior brilho (média mais elevada) e contraste (desvio padrão maior) e, sendo assim a imagem adquirida em 1991 foi usada como referência para a normalização radiométrica, banda a banda, das demais datas de passagem. Feita a normalização, as estatísticas dos valores de brilho extraídas das bandas TM3, TM4 e TM5, das datas de aquisição referentes a 1985, 1995 e 1998 se aproximam das estatísticas obtidas para os dados originais, das bandas espectrais

correspondentes, de 1991, passando a ter maior brilho e contraste, conforme mostrado em destaque na Tabela 9.

TABELA 9 - Média e desvio padrão dos valores de brilho para cada banda espectral e data de aquisição de imagens, antes e após a normalização radiométrica.

Aquisição dos dados (ano)	**Banda espectral**	**CENAS ORIGINAIS**		**CENAS NORMALIZADAS**	
		Média	**Desvio padrão**	**Média**	**Desvio padrão**
1985	TM3	28,061	10,4441	45,2823	16,6811
	TM4	44,8202	7,7262	86,6964	19,7959
	TM5	65,5121	25,2691	114,0983	46,4971
1991	TM3	45,5316	16,6855	-	-
	TM4	86,4528	20,7877	-	-
	TM5	113,9748	46,6342	-	-
1995	TM3	20,0239	6,2890	45,6691	16,5806
	TM4	42,9484	11,5613	86,3907	20,8079
	TM5	48,4880	21,0975	114,0779	46,6143
1998	TM3	25,1378	7,5070	45,5661	16,6910
	TM4	42,9612	10,2025	86,5419	20,9029
	TM5	53,5273	23,8862	114,0189	46,67,20

Com a exclusão da área externa ao PEMD nas imagens orbitais de cada data, os dados espaciais foram considerados compatibilizados e aptos para serem usados, de uma forma integrada, como dados de entrada para classificadores concebidos segundo estruturas de redes neurais artificias. Para efeito de visualização do resultado dos processamentos prévios aplicados aos dados multiespectrais georreferenciamento, normalização radiométrica e exclusão da área de entorno ao PEMD, as bandas espectrais TM5, correspondentes a cada uma das datas de passagem analisadas, são mostradas na Figura 15.

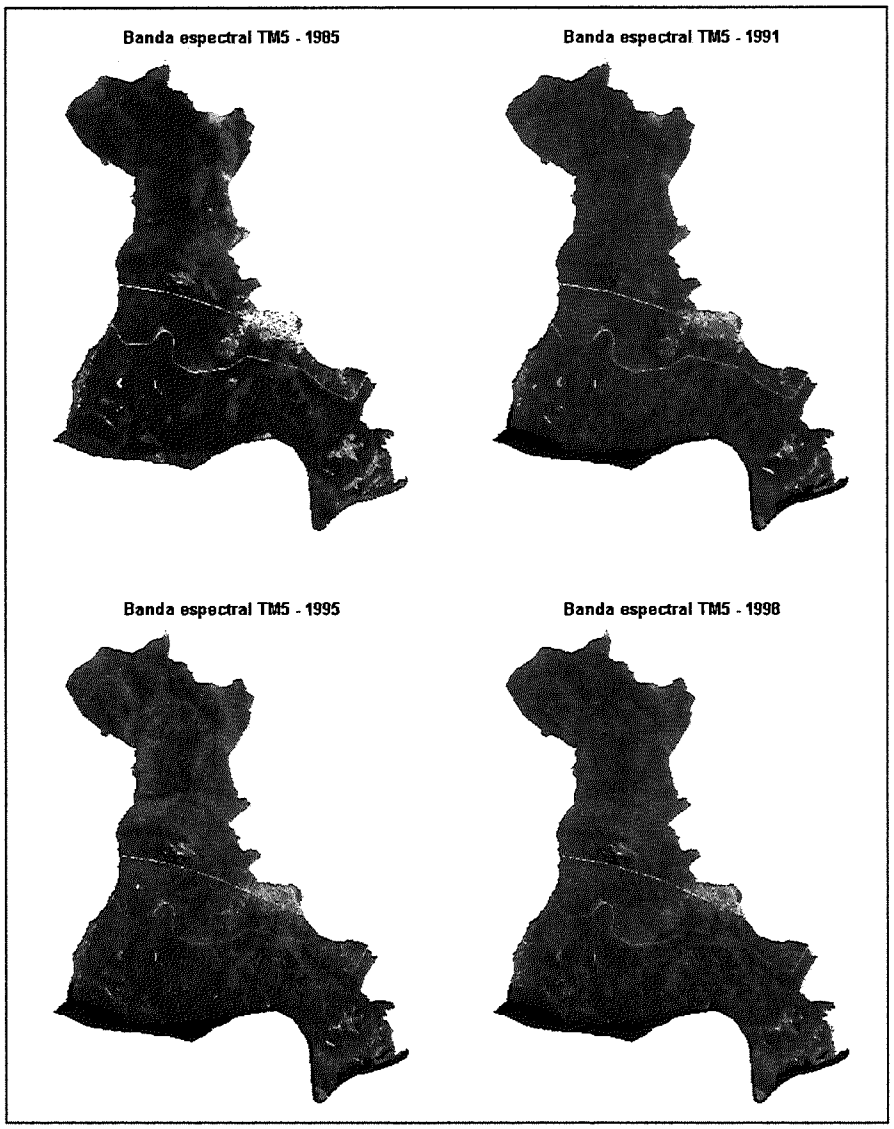


FIGURA 15 - Bandas espectrais TM5 referentes a cada data de passagem, após a aplicação das operações de pré-processamento necessárias.

Finalmente, a última imagem utilizada como dado de entrada na classificação pela rede neural, em substituição à imagem contendo as classes de solos mapeadas para o PEMD e resultante da aplicação de um operador local que descreve a variabilidade radiométrica em uma janela 3x3, foi uma tentativa de melhorar a discriminação entre as classes de vegetação definidas previamente. As imagens produzidas pela aplicação do operador diretamente sobre a banda TM4 (adequada para levantamentos da cobertura vegetal) constam da Figura 16 e representam imagens de textura para cada uma das datas de passagem (1985, 1991, 1995 e 1998).

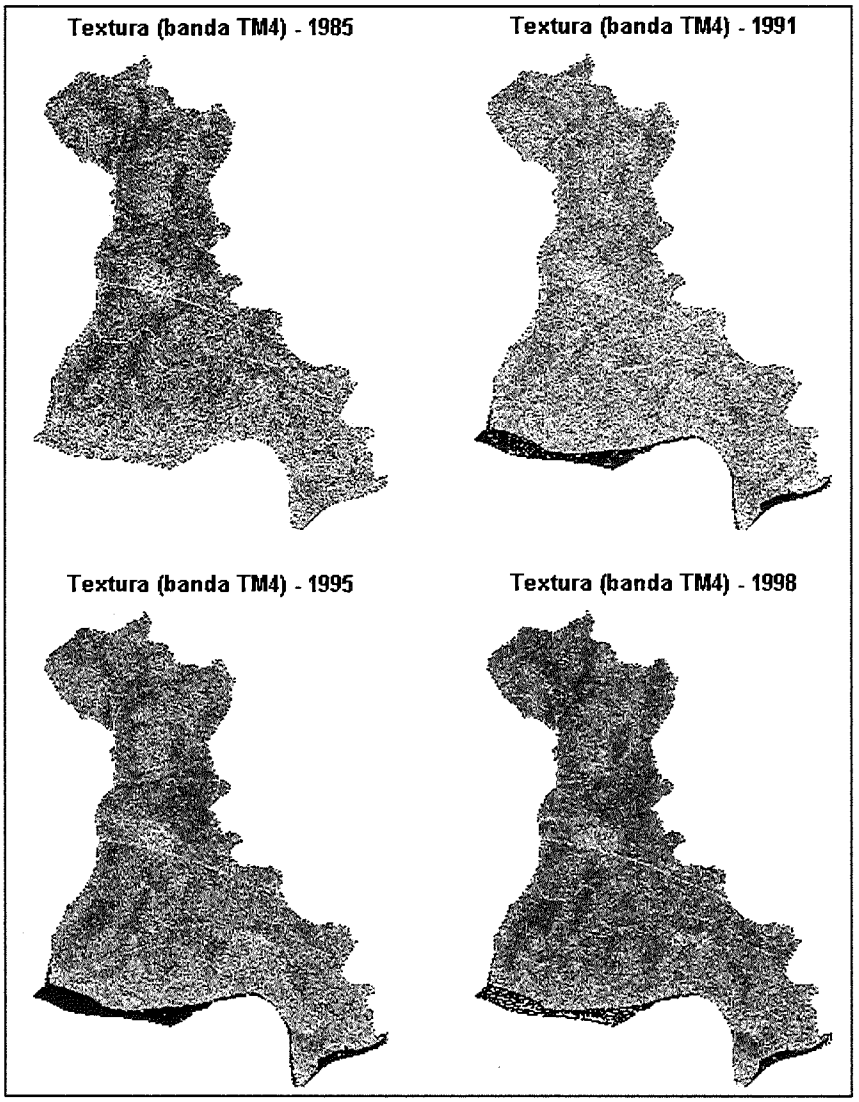


FIGURA 16 - Imagens de textura geradas a partir da banda TM4, para cada data de passagem.

Mesmo se tratando de um operador limitado no sentido de representar a orientação espacial das texturas, o índice utilizado resultou em imagens onde são perceptíveis variações que expressam, em tons de cinza mais escuros as texturas mais homogêneas, e tons mais claros, locais de maior heterogeneidade. Como o indicador de textura (índice de fragmentação aplicado à banda espectral TM4), considera uma vizinhança de 9 pixels para sintetizar um novo valor (a partir da Eq. 15) a ser atribuído ao pixel central da janela, se ocorre alta variabilidade nessa vizinhança maior o índice calculado e, consequentemente, mais claro o pixel aparece na cena. Considerando que o índice é calculado a partir da banda TM4, os valores mais

elevados de índice textura (mais claros) estão associados à vegetação que apresenta um dossel mais irregular, constituído por árvores de diferentes alturas. A maior variabilidade textural, com predominância de tons claros, ocorre exatamente nas regiões definidas como tipo florestal de maior porte e densidade por CAMPOS & HEINSDJIK (1970), o que pode ser explicado pela rugosidade do dossel que aumenta o sombreamento provocado pelas árvores mais altas. Essa última observação é válida para a imagem de 1985, e pode ser estendida, em menor grau, para as de 1995 e 1998, porém esse efeito é pouco perceptível na cena de 1991.

Apesar do potencial das imagens de textura para discriminar os tipos florestais do PEMD não estar explícito nas representações da Figura 16, são perceptíveis algumas nuanças que sugerem essa possibilidade. Assim, comparando a imagem de textura gerada para 1985 com o mapa de vegetação de 1970 (Figura 14), é possível identificar uma região de textura similar cuja forma é aproximadamente coincidente com a definição espacial da classe TF1. Isso ocorre também para a classe TF4, porém os tons de cinza reproduzidos na imagem são mais escuros, característico de uma área com menor variabilidade.

4.1.2 Caracterização espectral, textural e temporal das amostras de treinamento

Os dados utilizados para o treinamento das redes neurais artificiais constituíram três conjuntos de amostras adquiridas para cada uma das classes definidas no mapeamento de CAMPOS & HEINSDJIK (1970). O número de pixels amostrados em cada classe, para cada amostra de treinamento, é apresentado na Tabela 10, assim como a designação dos referidos autores para as classes e o número usado para sua identificação posterior.

Mesmo que a utilização de redes neurais em classificação não pressuponha maiores restrições na aquisição dos dados de treinamento, desde que não estejam relacionadas com o posicionamento das amostras nas classes (no sentido de evitar locais de transição entre elas), procurou-se coletar mais de 1.000 pixels por classe. A aquisição dos pixels de treinamento foi, muitas vezes, limitada numericamente pela representatividade da classe nas imagens multiespectrais de 1985, conforme pode ser

verificado para a classe Água na Tabela 10, a qual era definida por algumas pequenas lagoas no interior do PEMD.

TABELA 10 - Número de pixels adquiridos em cada amostra de treinamento, para cada classe.

CLASSES DE TREINAMENTO		**NÚMERO DE PIXELS DE TREINAMENTO**		
Designação	**Identificador**	**Amostra 1**	**Amostra 2**	**Amostra 3**
TF 1	1	4.457	1.635	862
TF 2	2	278	6.153	5.376
TF 3	3	7.241	2.772	8.032
TF 4	4	609	1.987	6.364
TF 5	5	1.864	278	822
TF 6	6	436	3.817	2.770
Macega	7	1.482	1.099	166
Água	8	687	489	24

Para avaliar o comportamento espectral e temporal das amostras de treinamento que definiram as classes relacionadas na Tabela 10, foram extraídos indicadores estatísticos a partir dos valores digitais dos pixels amostrados por classe. Tais indicadores referem-se à média e desvio padrão calculados para cada uma das bandas espectrais utilizadas (TM3, TM4 e TM5), em cada data de passagem considerada. Para uma melhor visualização do comportamento das classes em relação a esses indicadores estatísticos, foram elaborados gráficos que mostram os valores obtidos para cada classe, nas três bandas espectrais, e datas de aquisição dos dados multiespectrais. Nesse sentido, a Figura 17 indica a variabilidade espectral das amostras de treinamento 1, 2 e 3 extraídas da imagem de 1985; a Figura 18, quantifica os valores obtidos a partir dos dados de 1991; enquanto as Figuras 19 e 20 referem-se às cenas de 1995 e 1998, respectivamente.

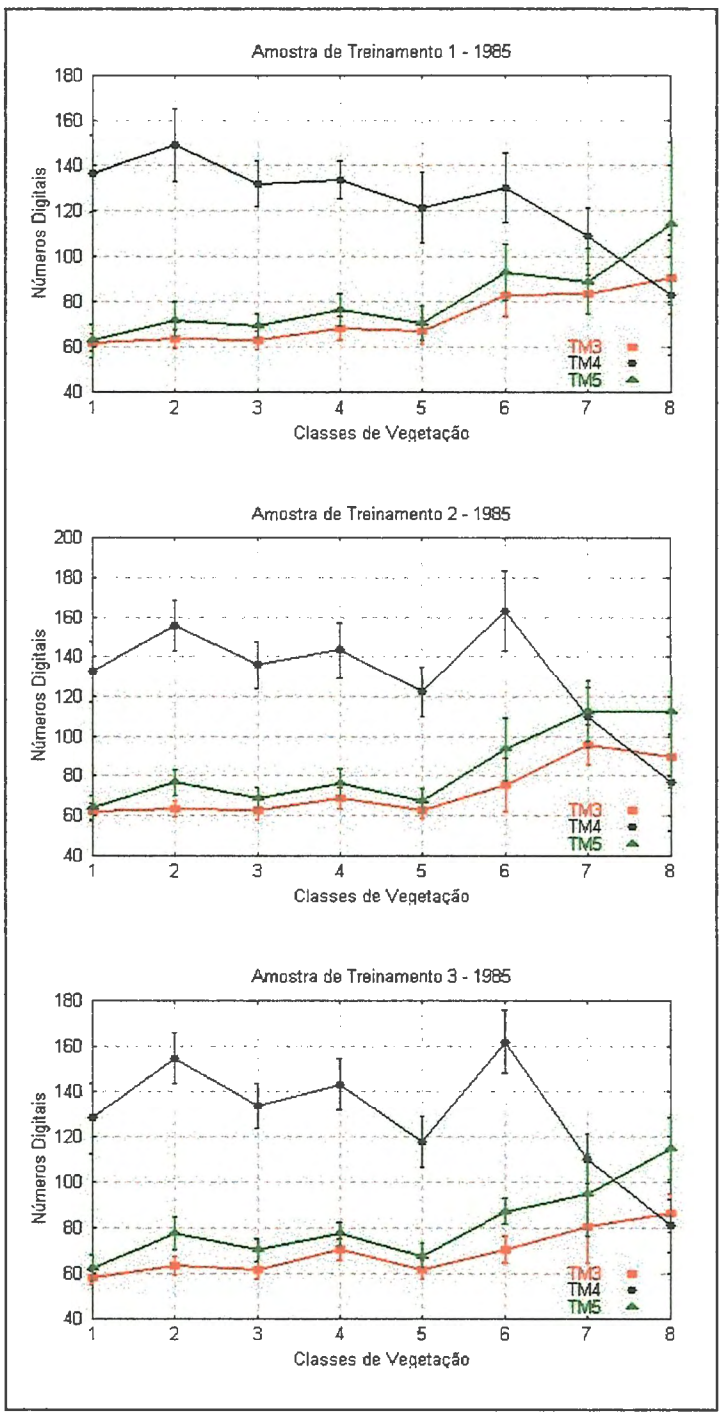


FIGURA 17 - Variabilidade espectral das classes, representada pela média e desvio padrão das amostras de treinamento, para os dados multiespectrais de 1985.

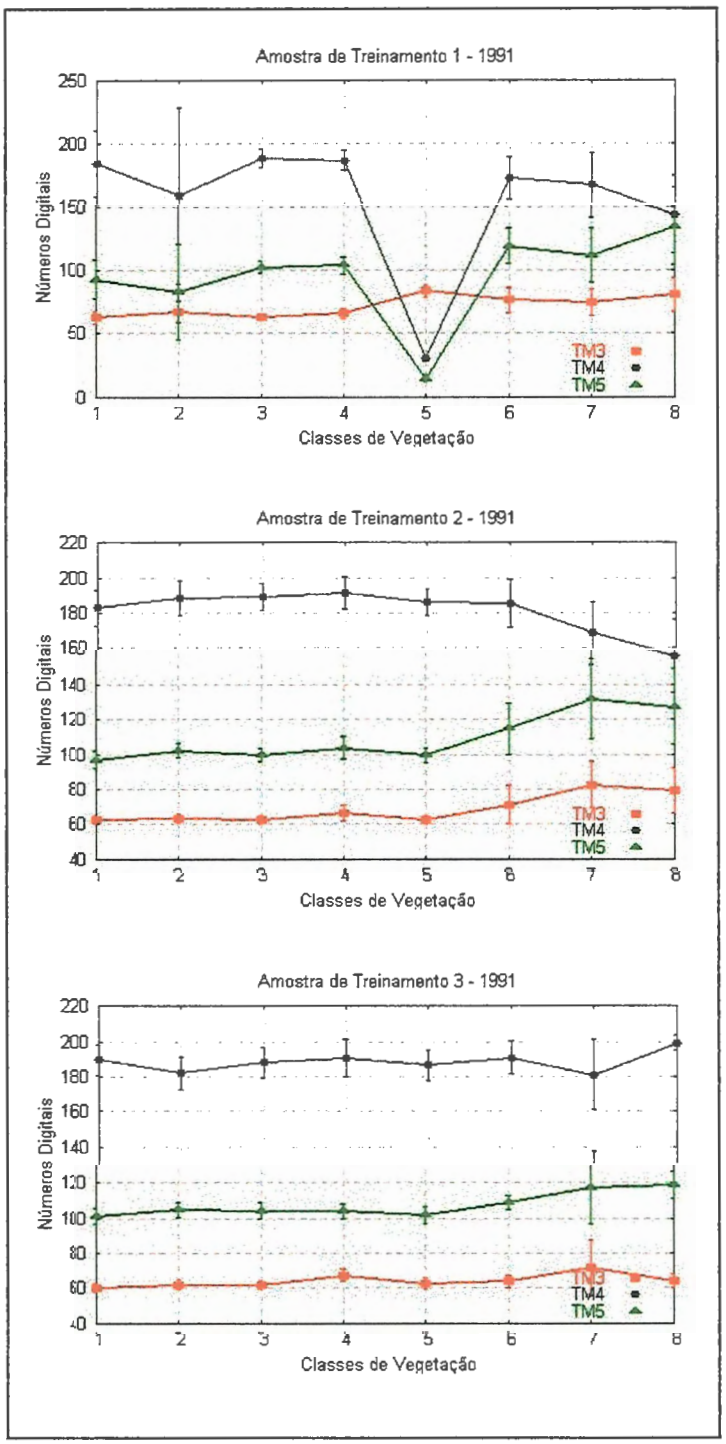


FIGURA 18 - Variabilidade espectral das classes, representada pela média e desvio padrão das amostras de treinamento, para os dados multiespectrais de 1991.

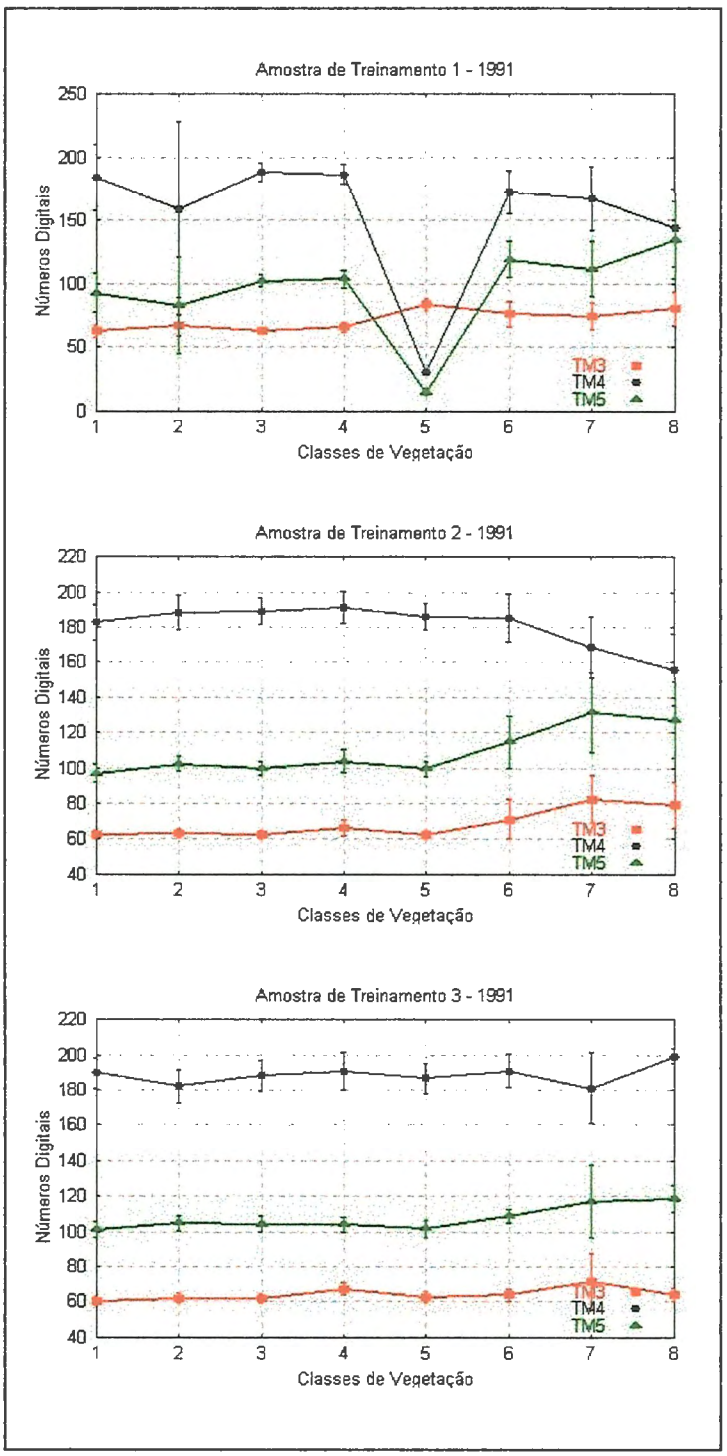


FIGURA 19 - Variabilidade espectral das classes, representada pela média e desvio padrão das amostras de treinamento, para os dados multiespectrais de 1995.

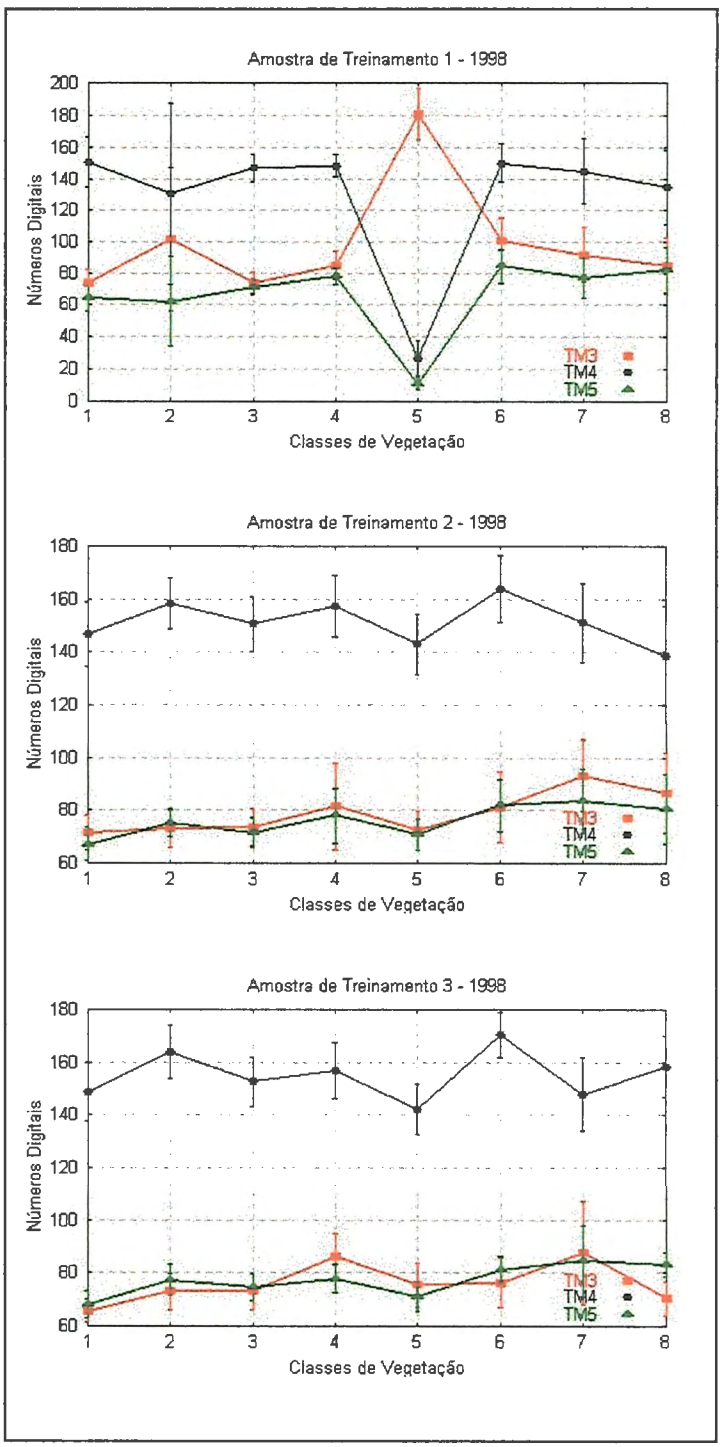


FIGURA 20 - Variabilidade espectral das classes, representada pela média e desvio padrão das amostras de treinamento, para os dados multiespectrais de 1998.

As variações nas médias dos valores de brilho (números digitais) das classes amostradas subsidia uma análise preliminar sobre o potencial de discriminação entre as classes. Detendo-se, inicialmente, nas amostras de treinamento 1, 2 e 3 adquiridas da cena de 1985 (Figura 17) pode-se notar que o comportamento padrão das classes se mantém para as três amostras, com algumas exceções notáveis, especificamente quanto ao valor de brilho médio obtido para a classe 6 (TF 6, relacionado com áreas submetidas à interferência antrópica em passado mais recente) que aumenta consideravelmente nas amostras de treinamento 2 e 3, na banda TM4. Esse fato, apesar de bem definido no gráfico, está mais relacionado com a heterogeneidade das amostras adquiridas com base na delimitação e definição das classes de CAMPOS & HEINSDJIK (1970). O que é realmente elucidativo nessa primeira análise são as médias bastante próximas obtidas para as classes 1, 3 e 4 (respectivamente TF1, TF3 e TF4, todas referentes a mata natural com diferentes densidades e intensidades de interferência no passado), sugerindo um certo grau de confusão entre essas classe e, eventualmente, a dificuldade em discriminá-las quantitativamente.

A observação da Figura 18, referente aos dados multiespectrais de 1991, indica a classe 5 (TF 5) como a única que apresenta uma variação acentuada em relação às demais e, apenas na amostra de treinamento 1. As médias, bastante homogêneas, verificadas nas amostras 2 e 3 para todas as classes caracterizam, já de início, dificuldade na diferenciação entre as classe com base nos dados de treinamento adquiridos.

Apesar da menor homogeneidade entre as classes verificada nas amostras 2 e 3 adquiridas a partir das imagens multiespectrais de 1995 e 1998 (Figuras 19 e 20, respectivamente), a tendência para confundir as classes 1, 3 e 4, relacionadas com os tipos florestais TF 1, TF 2 e TF 3, se manteve. Também nessas duas últimas datas de passagem analisadas, observa-se um ligeiro aumento dos valores de brilho para a classe 6 (TF 6) como ocorre com os dados de 1985 (Figura 17) e uma mudança acentuada na caracterização do TF 5 (classe 5) da primeira amostra em relação às demais áreas de treinamento. De uma modo geral, apesar dos valores próximos mostrados para todas as classes nas bandas TM3 e TM5, a variabilidade obtida para a banda TM4 sugere a possibilidade de separação entre as classe para os dados de 1995 e 1998.

Quando são plotadas as médias dos valores de brilho calculadas a partir das imagens de 1991, 1995 e 1998 (mostradas respectivamente nas Figuras 18, 19 e 20), com base nas amostras definidas e posicionadas na cena de 1985 percebe-se, nos três casos, um comportamento espectral diferenciado para a classe 5 (TF 5) em relação as demais, especificamente na amostra de treinamento 1 e bandas TM4 eTM5. Essa variação é determinada por um evento temporal marcante: a inundação de áreas florestadas em decorrência da instalação da UHE de Rosana no rio Paranapanema. Como a amostra de treinamento 1 incluía uma área nas margens do rio, o TF 5 caracterizado pela sua ocorrência em locais mais úmidos (e ao longo de rios), passou a constituir uma outra classe: Água. Para as demais áreas de treinamento que não definiam esse tipo florestal ao longo das margens inundadas, esse padrão não foi observado.

Finalmente, pode-se destacar que a observação seqüencial das Figuras 17, 18, 19 e 20 permite acompanhar e explicar a variação espectral média das classes melhor estabelecidas, como é o caso da classe 5 (TF 5) na área de treinamento 1 que, com a inundação, exibe um comportamento diferenciado. Por outro lado, os valores altos na banda TM4 e mais homogêneos verificados nas amostras representativas das classes para os dados de 1991 (Figura 18) podem estar associados com a época do ano em que a imagem foi adquirida (novembro), diferente das demais que se referem a uma estação mais seca.

No que se refere aos demais planos de entrada da rede neural, a hipsometria, geomorfologia e solos, pela sua natureza não-espectral e invariante no tempo, não exibiam variações que pudessem ser caracterizadas temporalmente. Para avaliar as classes em termos da variabilidade textural das amostras de treinamento, foi calculada a média dos índices de fragmentação, cujos valores foram normalizados no intervalo entre 0 e 255, que constituíram cada amostra adquirida para cada classe. Essas médias definiram os gráficos mostrados na Figura 21, os quais retratam o comportamento textural das classes para cada data de passagem, definido com base nas amostras adquiridas para o treinamento da rede neural.

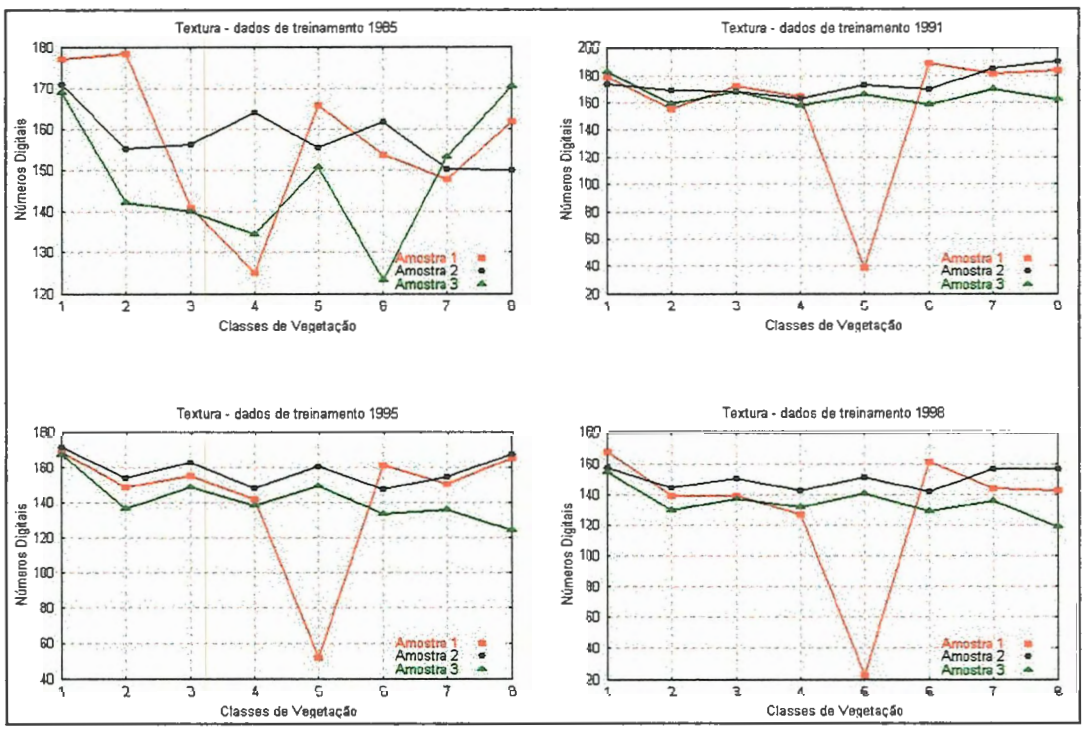


FIGURA 21 - Comportamento textural das classes em cada data de passagem, representado pela média do índice de textura das amostras de treinamento.

A inclusão da imagem de textura aos dados de treinamento foi feita como uma tentativa de melhorar a discriminação entre classes espectralmente similares, e incluir um outro plano de entrada para a rede neural que tivesse definição temporal. No entanto, isso não fica explícito em uma primeira análise da Figura 21, que mostra variações mais acentuadas apenas para as médias das classes definidas com base nos dados de 1985. Nas demais datas de passagem, o comportamento textural é mais homogêneo, sugerindo que as imagens que representam o índice de fragmentação como um indicador da textura, têm uma papel mais relevante na separação das classes em 1985. Para os dados de 1991, isso parece realmente crítico já que o comportamento textural das classes é bastante uniforme nas três amostras de treinamento, a exemplo da variabilidade espectral. Nas imagens derivadas de 1995 e 1998 são perceptíveis variações pequenas nas médias, principalmente para as classes relacionadas com os diferentes tipos de vegetação natural (TF 1, TF 2, TF 3 e TF 4), porém, o padrão geral de variação da textura, para classes e amostras, é similar nas três últimas datas de passagem.

Essa variação no comportamento das curvas, observado entre 1985 e as demais datas, pode ser atribuída à tendência natural da vegetação em regenerar-se nos locais onde houve algum tipo de interferência, de modo que as diferentes classes passem a definir um padrão de textura similar, à medida que essa regeneração ocorre, ou seja, com a passagem do tempo. Uma indicação dessa tendência, são os menores valores das médias texturais das amostras obtidas para a classe TF 6 (associada a áreas submetidas a intervenção antrópica recente) em 1985, e o subsequente aumento desses valores para as amostras adquiridas em 1991, 1995 e 1998.

A queda acentuada na média calculada para a classe 5 (TF 5) na amostra 1 (diferente do que ocorre em 1985) está relacionada com a inundação dos locais onde foram posicionadas essas amostras, como foi observado quando da análise do comportamento espectral dos dados de treinamento adquiridos por classe.

4.1.3 Arquiteturas de redes neurais artificiais utilizadas

Estabelecidas as condições em que seriam desenvolvidas as classificações mediante a aplicação das redes neurais artificiais, em termos de tipos e conjuntos de dados de entrada e classes a serem definidas, ficou determinada parte da arquitetura da rede a ser aplicada. Desse modo, puderam ser fixados o número de elementos de processamento da camada de entrada (6 nós, em concordância com o número de planos de dados a serem tratados em cada classificação) e o número de unidades de processamento de saída (9 nós, um para cada classe, mais o fundo). A definição do número de camadas escondidas e de elementos de processamento em cada uma delas, ou seja, da arquitetura completa da rede, implicou na realização de uma série de simulações, nas quais a configuração dessas camadas intermediárias, assim como dos demais parâmetros do treinamento, foram sistematicamente modificados e tiveram seu desempenho avaliado em relação a um conjunto de dados de validação.

Assim, à medida que se observa que nem ao menos as classes melhor definidas na amostra de validação foram separadas quando a rede tinha uma única camada escondida, independente do número de nós estabelecidos, foi acrescentada uma segunda camada escondida à arquitetura da rede. Fixando-se uma configuração inicial, na qual o número de nós da primeira camada escondida foi constituído pela

soma dos elementos de processamento das camadas de entrada e de saída, e para a segunda camada intermediária um número menor de nós, resultando na arquitetura [6-15-12-9] definida por 6 nós na camada de entrada, 15 nós na primeira camada escondida, 12 na segunda e 9 nós na camada de saída da rede (8 classes + fundo), pode-se testar diferentes taxas de aprendizagem. O comportamento esperado para a rede durante o treinamento é uma redução gradativa do EMQ ao término de cada iteração (ciclo de treinamento) e isso só foi conseguido com uma taxa de aprendizagem pequena (α=0,01).

Tendo sido constatado que a rede convergia para uma classificação adequada da amostra de validação para a arquitetura [6-15-12-9], com taxa de aprendizagem 0,01, termo de erro (δ) igual a zero e pesos iniciais definidos no intervalo entre 0,1 e -0,1, foram avaliadas outras arquiteturas de rede neural. No decorrer das simulações para treinar essas arquiteturas, o EMQ do conjunto de validação foi sistematicamente monitorado e a rede era descartada quando os erros maiores que 0,05. Com isso selecionou-se uma segunda arquitetura, definida por [6-21-18-9], contendo 6 nós de entrada, 21 na primeira camada escondida, 18 na segunda e 9 nós na camada de saída. Na Tabela 11 estão especificados os valores de EMQ obtidos para os dados de treinamento e validação das duas arquiteturas selecionadas, o número de iterações (ou ciclos de treinamento) necessários para que essas redes tivessem seus pesos ajustados, assim como a proporção de pixels atribuídos a cada classe na a amostra de validação. Os valores relacionados foram obtidos para a primeira composição de dados de entrada (bandas espectrais de 1985; hipsometria, geomorfologia e solos).

Desse modo, a Tabela 11 indica quais foram as arquiteturas selecionadas, por resultarem em um erro de validação menor que 0,05, associado ao número de iterações realizadas, além das proporções de pixels associadas a cada classe, calculadas mediante a aplicação das redes treinadas aos dados de validação, ou seja, da classificação da amostra de validação. É importante ressaltar que o desempenho de uma dada arquitetura de rede neural é avaliado não apenas pelo EMQ, mas também pela sua capacidade de diferenciar as ocorrências visualizadas na área de validação amostrada.

TABELA 11 - Quadro resumo das simulações realizadas para o treinamento das arquiteturas de rede selecionadas, com os dados de entrada referentes à composição I (imagens 1985, hipsometria, geomorfologia e solos).

Arquitetura da rede neural	**Número de ciclos de treinamento**	**EMQ - dados de treinamento**	**EMQ - dados de validação**	**Proporção de pixels/classe (validação)**
[6-15-12-9]	963	0,04813	0,04921	TF 1 = 0% TF 2 = 9,34% TF 3 = 60,45% TF 4 = 11,27% TF 5 = 4,48% TF 6 = 8,48% Macega = 1,29% Água = 0,71% Fundo = 3,99%
[6-21-18-9]	696	0,04786	0,04996	TF 1 = 0% TF 2 = 7,75% TF 3 = 62,02% TF 4 = 10,94% TF 5 = 5,39% TF 6 = 8,21% Macega = 0,96% Água = 0,67% Fundo = 4,06%

Pode-se verificar pela Tabela 11 que as duas arquiteturas treinadas com um número diferente de iterações resultaram em EMQ relativamente próximos, tanto para os dados de treinamento quanto para validação e que, em ambos os casos, nenhum pixel foi associado a classe TF 1. Entretanto, quando se trata das diferenças observadas nas proporções de pixels associados a uma mesma classe mediante a aplicação de redes diferentes, pode-se perceber uma certa tendência da rede com arquitetura [6-21-18-9] em privilegiar algumas classes em detrimento de outras. Isso ocorre com a classe TF 3 que resulta em uma maior proporção de pixels, em

detrimento de uma classe bem definida na área de validação que é a Macega. No mais, a predominância da classe TF 3 é perceptível visualmente na imagem gerada a partir dessa classificação, e comparativamente mais acentuada que na arquitetura [6-15-12-9], sugerindo que a rede contendo um número maior de nós generalizou mais os dados de validação. Essa questão, aliada ao fato de que a arquitetura [6-21-18-9] produziu um maior valor de EMQ para a amostra de validação, levaram a descartar sua aplicação aos dados multitemporais referentes à primeira composição dos dados de entrada e, posteriormente, à composição II, na qual o plano de solos foi substituído pelo de textura. Assim sendo, a arquitetura mais enxuta [6-15-12-9] foi treinada usando dados amostrados das bandas espectrais de 1985, das imagens referentes a hipsometria, geomorfologia e solos e planos contendo cada uma das classes de saída e a rede com pesos ajustados foi aplicada a cada conjunto de dados multitemporais referentes à composição I dos dados de entrada (que incluía tipos de solos).

Para ajustar um conjunto de pesos que fosse adequado para a classificação da segunda composição de dados de entrada (dados multiespectrais, hipsometria, geomorfologia e textura), a arquitetura [6-15-12-9] foi treinada em 400 iterações, resultando em um valor de EMQ de 0,04927, para os dados de treinamento, e 0,04851, para a amostra de validação.

4.1.4 Proporção de pixels associados às classes treinadas

A arquitetura de rede neural [6-15-12-9] foi treinada a partir de dados amostrais referentes às bandas espectrais TM3, TM4 e TM5 de 1985 e planos de hipsometria, geomorfologia e solos, ou substituindo esse último, o de textura derivada dos dados de 1985, resultou em duas estruturas topológicas distintas quanto aos valores dos pesos das conexões. As redes treinadas nessas condições foram, então, aplicadas individualmente aos conjuntos de dados de entrada diferenciados quanto à sua composição (I, incluindo solos ou II, textura substituindo classes de solos) e datas de aquisição dos dados multiespectrais. Os resultados obtidos são apresentados, de uma forma quantitativa, na Tabela 12 na qual estão indicadas as proporções de pixels associados às classes de treinamento. Para efeito dessa

quantificação dos pixels atribuídos a cada classe, o resultado da aplicação das redes neurais treinadas para cada uma das situações anteriores foi convertido em uma imagem da cena classificada, considerando inicialmente que, independente do grau de confusão entre as classes, todos os pixels foram classificados, ou seja, as classes foram consideradas não ambíguas e foi usado um Fator de não-ambigüidade igual a zero ($Fn\alpha$=0).

TABELA 12 - Proporção de pixels atribuídos às classes de treinamento: resultado direto da aplicação da rede neural e geração da imagem com $Fn\alpha$=0.

Dados de treinamento adquiridos de:	Planos de entrada da classificação	Classes de treinamento	Proporção pixels (%) 1985	Proporção pixels (%) 1991	Proporção pixels (%) 1995	Proporção pixels (%) 1998
Banda TM3/85 Banda TM4/85 Banda TM5/85 Hipsometria Geomorfologia Solos	Banda TM3 Banda TM4 Banda TM5 Hipsometria Geomorfologia Solos	TF 1	0	0	0	0
		TF 2	14,36	0,39	20,07	19,97
		TF 3	54,16	0,17	24,08	22,74
		TF 4	11,39	0,63	15,85	34,97
		TF 5	5,69	0,36	0,56	0,63
		TF 6	11,36	93,87	34,69	16,88
		Macega	1,66	0,14	0,17	0,53
		Água	0,98	4,44	4,58	4,27
Banda TM3/85 Banda TM4/85 Banda TM5/85 Hipsometria Geomorfologia Textura/85	Banda TM3 Banda TM4 Banda TM5 Hipsometria Geomorfologia Textura	TF 1	0	0	0	0
		TF 2	27,07	23,55	46,73	37,46
		TF 3	41,15	0,07	17,51	25,79
		TF 4	4,75	0,26	11,31	22,11
		TF 5	16,87	0,33	1,65	2,14
		TF 6	5,93	70,99	17,11	6,75
		Macega	3,26	0,23	0,98	1,42
		Água	0,97	4,57	4,71	4,33

A simples observação da Tabela 12, cujos resultados referem-se à aplicação das redes neurais treinadas à toda área do PEMD, confirma uma tendência já verificada quando da classificação da área de validação (Tabela 11): nem mesmo para os dados de 1985, data a partir da qual foram obtidas as amostras de

treinamento, a classe TF 1 ficou minimamente definida (nenhum pixel foi atribuído a essa classe em todas as situações consideradas). A primeira impressão é que os dados de treinamento adquiridos para essa classe foram deficientes no sentido de representá-la adequadamente. Porém, quando se considera o período de tempo decorrido entre a definição e mapeamento das classes por CAMPOS & HEINSDJIK (1970) e a data mais antiga de aquisição de dados que se analisa (1985), é válido supor que, com a passagem do tempo, houve uma homogeneização espectral dessa classe em relação aos demais tipos florestais, ou mesmo que a caracterização desses tipos florestais seja muito subjetiva para o grau de detalhamento possibilitado pelos dados multiespectrais. Portanto, o pressuposto de que as classes mapeadas em 1970 seriam espectralmente discrimináveis em 1985 não pôde ser tomado como verdadeiro, visto que foram adotados critérios de interpretação diferentes para mapear as classes, que no período de tempo decorrido entre a aquisição das fotos aéreas e das imagens orbitais (1985) as variações na resposta espectral da vegetação tendem a ser minimizadas, e que o nível de detalhamento dos dados de 1970 e 1985 é muito diferente.

Analisando, em seguida, a proporção de pixels atribuídos às diferentes classes de treinamento para os dados de entrada da rede neural adquiridos em 1985 (incluindo solos ou textura), pode-se verificar a predominância de TF 3 sobre as demais classes. Isso é especialmente observado para a rede treinada e aplicada a dados que usam classes de solos, cujo mapa original (escala 1:200000) apresenta uma definição bastante genérica dos tipos de solos. A inclusão do plano de textura, em substituição ao de solos, redefiniu as proporções dos pixels associados a todas as classes, exceto para Água. Esse comportamento sugere que os tipos florestais mapeados usando imagem de textura passaram a incorporar, mesmo que sutilmente, a informação relacionada com variações nas alturas das árvores, representadas pelo sombreamento do dossel, o que levou a um aumento considerável na proporção de pixels associados às classes TF 2, TF 5 e mesmo Macega, em detrimento dos tipos florestais TF 3 e TF 4.

No entanto, nem mesmo para a composição de dados de entrada que inclui o plano de textura e as imagens multiespectrais de 1985, foi possível definir o tipo florestal 1 (TF 1), classe cuja discriminação visual está relacionada com uma maior

variação textural, determinada pela presença de alguns indivíduos de grande porte. Também com a inclusão da textura percebe-se um comportamento similar àquele observado quando da análise da característica espectral: a tendência das classes a apresentarem respostas mais homogêneas nas demais datas de passagem, principalmente em 1991.

Ainda que a rede tenha sido treinada a partir de dados multiespectrais de 1985 esperava-se que, de alguma forma, as classificações reproduzissem parcialmente a situação observada nessa data para as demais datas de passagem, visto que parte dos planos de entrada da rede não incorporavam mudanças temporais (hipsometria, geomorfologia e solos) e que o Parque, por se tratar de uma área de conservação, preservaria a definição genérica das classes de vegetação. Nem os números relacionados na Tabela 12 ou na representação espacial das classes resultantes da aplicação direta da rede treinada com imagens de 1985 e plano de solos e aplicada aos dados de diferentes datas de passagem (indicada na Figura 22) demonstram essa expectativa, principalmente para os dados de 1991. Entretanto, uma observação minuciosa das imagens originais e das características espectrais e temporais das amostras de treinamento adquiridas para as classes, indicam uma certa consistência nos resultados obtidos. A predominância absoluta dos pixels associados à classe TF 6 na classificação de 1991 está associada à maior resposta espectral de todas as classes nessa data, coincidentes com os altos valores radiométricos amostrados a classe TF 6 nos dados de 1985.

Desse modo, o resultado obtido para a imagem de 1991, visualizado na Figura 22, está diretamente relacionado com os valores de brilho similares (e elevados) observados para todos os tipos florestais (situação que é sugerida na Figura 18, na qual está representada a variabilidade espectral das classes amostradas na cena de 1991).

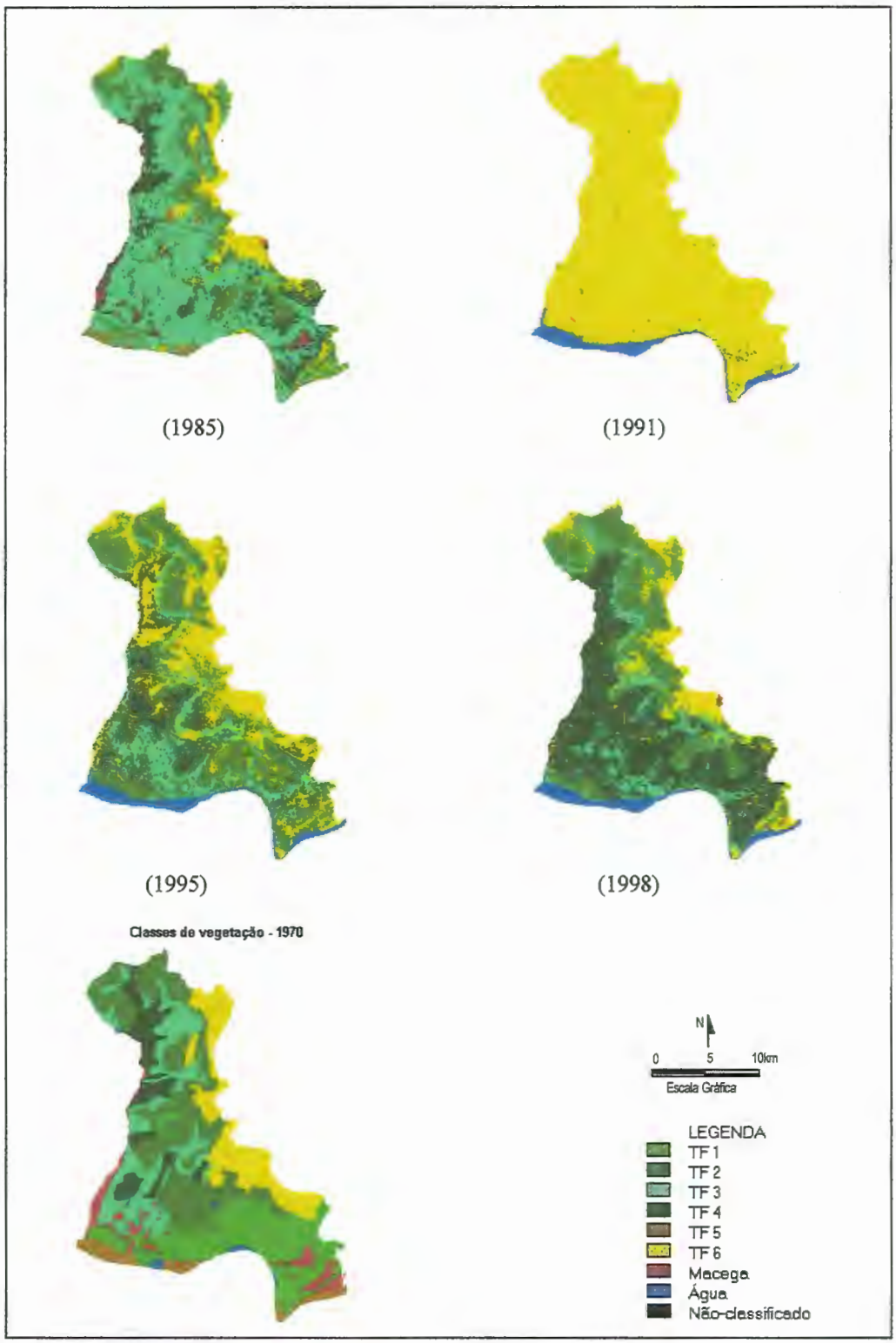


FIGURA 22 - Representação espacial das classes treinadas com a inclusão do plano de solos e gerada com *Fna*=0 para cada data de aquisição dos dados multiespectrais.

O comportamento radiométrico diferenciado observado para 1991 pode ser explicado pela variação sazonal entre essa data de passagem (novembro de 1991) em relação às demais datas de aquisição de dados (junho de 1985, maio de 1995 e julho de 1998). Como a formação florestal predominante na região (Floresta Subcaducifólia Tropical) se caracteriza pela perda de folhas durante a estação seca (bem definida entre abril e setembro) e pelo dossel rarefeito que permite a penetração de luz e o aparecimento de estratos inferiores, é razoável supor que a variação, tanto espectral quanto textural, entre os tipos de vegetação seja mais acentuada na época seca. De fato, na época do ano na qual foi adquirida a imagem de 1991, em plena estação chuvosa, parece haver uma tendência à homogeneização da resposta espectral à medida que as árvores recuperam as folhas, e com isso, torna-se mais difícil a discriminação entre os tipos florestais naturais.

Além da questão relacionada com a variação sazonal, um outro fator deve ser levado em conta quando se analisa a representação espacial dos tipos florestais ao longo de tempo. Trata-se do procedimento de registro radiométrico utilizado para normalizar os dados multitemporais, que constou apenas de uma correção atmosférica através do histograma das imagens, desconsiderando o efeito da calibração radiométrica do sensor TM/Landsat. Quando se leva em conta a atual degradação radiométrica do TM em relação à calibração de pré-lançamento do Landsat-5 e a indisponibilidade de dados atualizados para um cálculo mais preciso (conforme CHEN, 1996), pode-se inferir que algumas inconsistências observadas, principalmente para as datas de passagem mais recentes, podem ser uma decorrência de se usar dados de um sensor que está operando muito além de sua vida útil. Por outro lado, é praticamente inevitável relacionar as variações observadas, tanto em relação à proporção de pixels atribuídos às classes (Tabela 12) quanto na própria definição espacial dessas classes (Figura 22), com o comportamento temporal dos tipos florestais, sujeitos a mudanças determinadas pela evolução natural da paisagem.

As considerações anteriores são também válidas para as classificações geradas quando da substituição do plano de solos pelo de textura na composição dos dados de entrada, cujos resultados são apresentados na Figura 23.

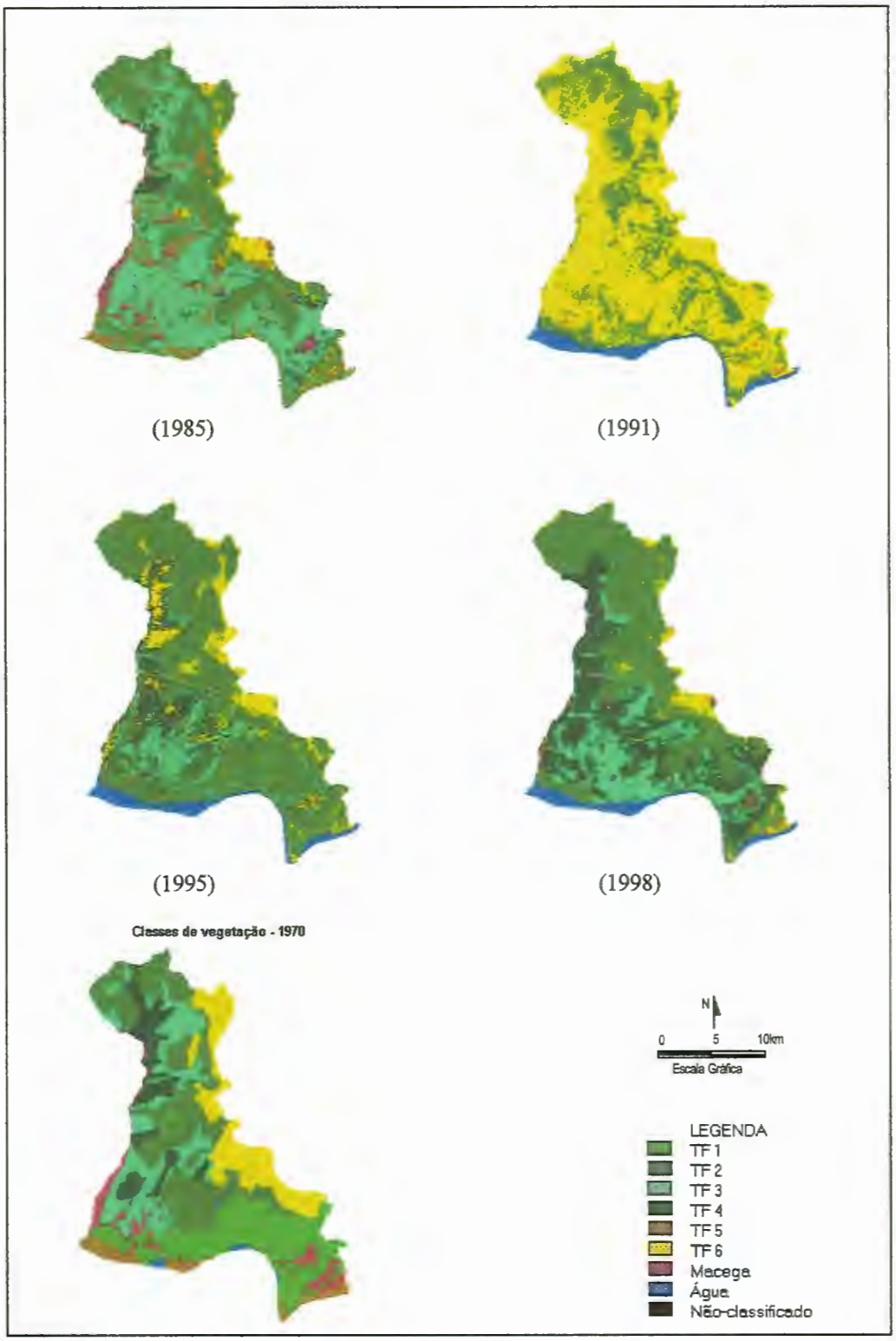


FIGURA 23 - Representação espacial das classes treinadas com a inclusão do plano de textura e gerada com *Fna*=0 para cada data de aquisição dos dados multiespectrais.

Quando o plano de solos é substituído pela imagem de textura, a classificação passa a incorporar mais um componente que varia com o tempo (apesar de derivar dos próprios dados multiespectrais), e a maior generalização causada pelas classes de solos é minimizada, de modo que as variações entre alguns tipos florestais tornam-se mais perceptíveis e separáveis. Tal efeito é mostrado na Figura 23 através da representação espacial das classes treinadas com a uso do plano de textura, para cada data de passagem, aplicada aos planos de entrada que, correspondentemente, incluíram textura em substituição a solos. A exemplo da Figura 22, na geração das imagens a partir dos valores de saída da rede foi utilizado fator de não-ambigüidade igual a zero (Fna=0) e todos os pixels foram classificados.

De um modo geral, ao se comparar as classificações produzidas usando planos de solos e textura percebe-se que, em ambos os casos, o resultado é espacialmente muito diferente das classes mapeadas por CAMPOS & HEINSDJIK (1970), mesmo para os dados mais próximos dessa data, ou seja, adquiridos em 1985. Por outro lado, com a substituição do plano de solos pelo de textura, a classe TF 5, relacionada com vegetação de porte e densidade variáveis e associada a áreas úmidas, fica melhor definida em regiões que apresentam essa característica e a classe TF 2 torna-se mais representativa na cena de 1985. Na classificação de 1991, como ocorreu quando o plano de solos foi usado (Figura 22), com a inclusão da textura ainda há uma predominância da classe TF 6, porém já há uma definição de TF 2 o qual, passa a prevalecer sobre TF 3 e TF 6 nas classificação resultantes dos dados de 1995 e 1998. Nessa última data, TF 3 aumenta sua abrangência e tende a predominar em detrimento de TF 4.

Uma análise, mesmo preliminar, tanto da Tabela 12 quanto das Figuras 22 e 23 mostra que as redes treinadas têm uma relativa facilidade em identificar classes espectralmente bem definidas, como ocorre com a Água, em qualquer condição considerada, mesmo quando seu treinamento não levou em conta a representatividade temporal da classe. Entretanto, como ocorre nas classificações supervisionadas, se a classe não estiver adequadamente caracterizada nos dados de treinamento, de modo que seja possível discriminá-la das demais, dificilmente ela estará representada na classificação resultante da aplicação da rede neural. Isso

ocorreu com TF 1 que, por razões discutidas anteriormente, não apareceu em nenhuma classificações realizadas.

Ainda buscando identificar as classes treinadas que definiram as classificações, agora em termos de pixels que se apresentam ambíguos em relação a duas classes, as imagens representando as classificações multitemporais foram geradas mediante a aplicação de um limiar de 10% para o fator de não-ambigüidade (*Fna*), de modo que todos os pixels com valor de *Fna* entre 0 e 0,1 não fossem classificados. Esse limiar estabelece um nível de tolerância para a ambigüidade entre duas classes (no caso essa tolerância foi definida em 90%), acima da qual um dado pixel é atribuído a nenhuma das classes ambíguas. Nesse contexto, a Tabela 13 relaciona a proporção de pixels associados a cada classe treinada e os pixels não classificados com a incorporação de um limiar de 10% ao *Fna*, para cada uma das datas de passagem (1985, 1991, 1995 e 1998) e ambas as composições de dados de entrada para treinamento e classificação (incluindo ou solos ou textura).

TABELA 13 - Proporção de pixels atribuídos às classes de treinamento: resultado direto da aplicação da rede neural e geração da imagem com a incorporação de um limiar de 10% ao *Fna*.

Dados de treinamento adquiridos de:	Planos de entrada da classificação	Classes de treinamento	Proporção pixels (%) 1985	Proporção pixels (%) 1991	Proporção pixels (%) 1995	Proporção pixels (%) 1998
Banda TM3/85 Banda TM4/85 Banda TM5/85 Hipsometria Geomorfologia Solos	Banda TM3 Banda TM4 Banda TM5 Hipsometria Geomorfologia Solos	Não-class.	4,25	1,76	6,90	3,50
		TF 1	0	0	0	0
		TF 2	13,82	0,37	18,70	18,98
		TF 3	52,67	0,17	22,84	21,80
		TF 4	10,47	0,53	14,43	34,18
		TF 5	5,23	0,25	0,48	0,58
		TF 6	11,05	93,67	33,61	16,21
		Macega	1,59	0,12	0,17	0,51
		Água	0,92	3,13	2,97	4,24
Banda TM3/85 Banda TM4/85 Banda TM5/85 Hipsometria Geomorfologia Textura/85	Banda TM3 Banda TM4 Banda TM5 Hipsometria Geomorfologia Textura	Não-class.	8,16	6,55	6,29	5,13
		TF 1	0	0	0	0
		TF 2	25,29	20,06	44,51	36,14
		TF 3	37,61	0,05	15,79	23,93
		TF 4	4,37	0,21	10,30	20,87
		TF 5	14,75	0,33	1,40	1,84
		TF 6	5,79	68,01	16,10	6,43
		Macega	3,11	0,21	0,91	1,33
		Água	0,92	4,58	4,70	4,33

Como era esperado, a proporção de pixels atribuídos a cada classe mantém uma certa proporcionalidade quando se usa *Fna*=0 ou quando e aplicando um limiar de 10%. A tendência geral é que haja uma redução no número de pixels atribuídos a cada uma das classes em ambas as composições de dados de entrada, mas agora com uma pequena margem de segurança de que o pixel associado a uma dada classe não tenha praticamente a mesma chance de corresponder a uma segunda classe mais representativa. Essa estratégia permite verificar quais conjuntos de dados apresentam pixels cuja diferença no valor de saída da rede, computada para as duas classes mais prováveis, está dentro do limiar de 10%. Assim, pode-se verificar que a rede treinada e usada para classificar os dados que incluíram o plano de solos resultou em uma maior proporção de pixels ambíguos para as imagens de 1995 (6,90% dos pixels com variação menor ou igual a 10% para as duas classes mais prováveis), enquanto que a proporção de pixels não classificados com a substituição da imagem de solos pela de textura aumentou consideravelmente para todas as datas de passagem, exceto 1995, na qual se manteve próxima. Essa última constatação pode estar relacionada com o fato de que a imagem de textura apresenta maior variabilidade interna em relação às poucas classes de solos mapeadas (devido, também, à escala reduzida do mapa original), restringindo a inclusão de pixels que se localizam em áreas de transição entre dois tipos de vegetação (que tendem a incluir representantes de ambas as classes) àquela classe que apresenta uma valor de saída da rede ligeiramente maior para o pixel em questão.

Apesar das observações anteriores, a aplicação de um único limiar ao fator de não-ambigüidade , como um indicador do grau de confusão entre duas classes, não permite inferir quais são as classes mais ambíguas. Como um alternativa para uma avaliação nesse sentido, e considerando apenas as classificações resultantes dos dados de 1985 com a utilização plano de textura para treinamento e aplicação da rede neural, foram geradas as imagens caracterizando a distribuição espacial das classes e dos pixels não classificados para limiares variando entre 10% e 90%, a um intercalo de 10%. Os resultados dessa tentativa podem ser visualizados inicialmente pelo gráfico mostrado na Figura 24, que relaciona a proporção de pixels associados a cada

classe de treinamento para os diferentes limiares incorporados ao fator de não-ambigüidade.

No gráfico mostrado na Figura 24, as classes de treinamento numeradas de 1 a 6 estão associadas aos diferentes tipos florestais; 7 e 8 referem-se a Macega e Água, respectivamente; enquanto 9 está relacionado com a proporção de pixels não classificados.

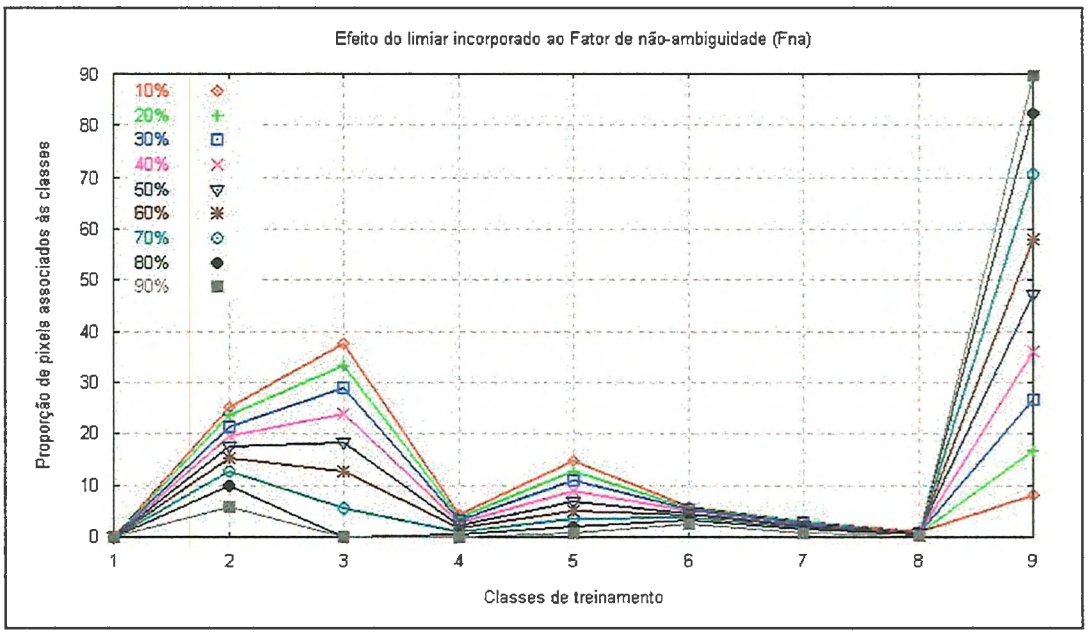


FIGURA 24 - Efeito da utilização de diferentes limiares aplicados ao *Fna*, na geração das imagem classificada a partir dos dados de 1985 e plano de textura.

Como se observa na Figura 24, a medida que se aumenta o limiar, a tolerância para a ambigüidade entre as classes diminui e, consequentemente a proporção de pixels associados a essas classes. Naturalmente, a situação se inverte em relação à quantidade de pixels não classificados, que aumenta diretamente com o limiar. Esse comportamento está claramente mostrado no gráfico, tanto pela redução sucessiva no número de pixels associados às classes treinadas, quanto pelo aumento proporcional em pixels não classificados. Porém, o aspecto mais relevante sugerido no gráfico está relacionado com a intensidade do decréscimo no número de pixels para as diferentes classes, ou seja, a estabilidade das classes face à aplicação de diferentes limiares, fato

que fica implícito para as classes de treinamento 2 (TF 2) e 3 (TF 3). O decréscimo no número de pixels associados à classe 3 exibe uma regularidade drástica, culminando em zero para um limiar de 90%, sugerindo que essa classe só é definida quando se usa uma alta tolerância à ambigüidade. Portanto, essa observação indica que TF 3 inclui representantes dos outros tipos florestais mapeados, em maior ou menor grau. Na prática, isso significa que essa classe poderia ser fundida a outras ocorrências que apresentam uma resposta espectral similar.

Por outro lado, mesmo com esse limiar de 90% (tolerância muito baixa à ambigüidade) a classe 2 ainda se faz representar na imagem e mesmo a redução na proporção de pixels associados a essa classe é comparativamente mais sutil. Quando se associa o grau de redução no número de pixels associados às classes com maior ou menor estabilidade na sua definição, percebe-se que as classes 6 (TF 6), 7 (Macega) e 8 (Água) são melhor definidas face às condições em que foi feita a classificação (dados de entrada incluindo imagens multiespectrais de 1985 e plano de textura), mesmo que sua representatividade espacial na cena seja pequena.

Uma tendência da vegetação natural é a ocorrência de regiões de transição entre tipologias, onde são identificados elementos representantes dos dois tipos florestais vizinhos. Isso acarreta uma dificuldade adicional para se estabelecer limites entre duas classes e pode comprometer a delimitação de diferentes tipos florestais em termos de definição exata da abrangência das classes. A medida que se incorpora um limiar que restringe a tolerância à ambigüidade entre as classes, pode-se identificar quais tipos de vegetação são similares em relação às características consideradas na classificação e facilita uma etapa posterior de adequação das classes de treinamento à classes de informação, seja pela definição de novas classes representadas pelas áreas de transição, seja pela fusão das classes que apresentam características muito similares. No mais, a análise da ambigüidade pode se constituir um recurso valioso na tarefa de generalização de mapas temáticos.

Assim, a ambigüidade comparativamente menor que caracteriza as classes 2, 6 e 8 pode também ser percebida através da representação espacial das classes na seqüência de imagens geradas com a aplicação de diferentes limiares ao Fator de não-ambigüidade, que compõe a Figura 25.

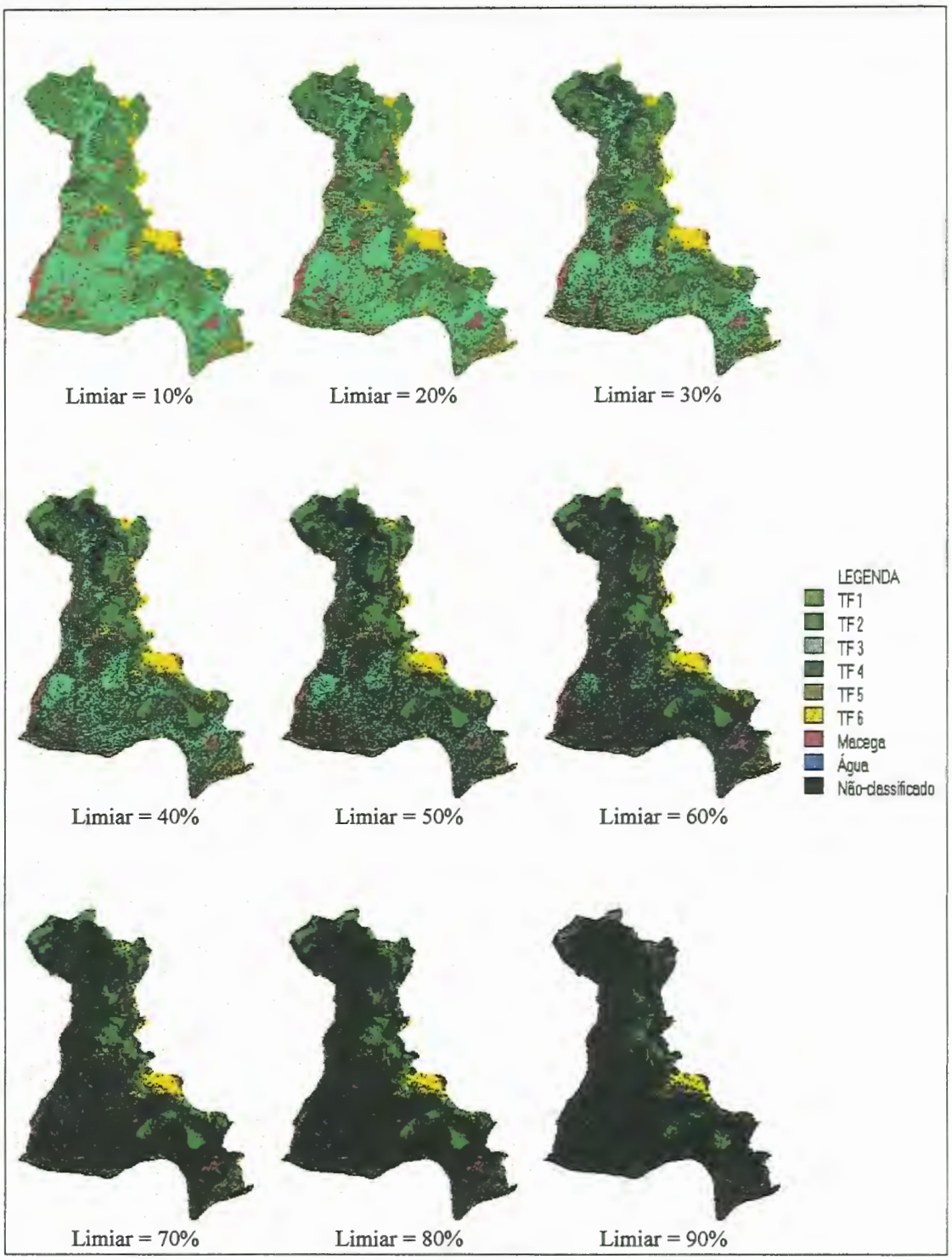


FIGURA 25 – Classificações resultantes da aplicação de diferentes limiares ao *Fna* (rede treinada e aplicada a dados de 1985 incluindo plano de textura).

Além de mostrar explicitamente que a classe 3 tem uma representação mais ambígua em relação às demais, uma vez que a medida que se aumenta o limiar (ou se

reduz tolerância à ambigüidade) a proporção de pixels associados a essa classe diminui consideravelmente, e que os tipos florestais representados pelas classes 2 e 6 são menos ambíguos, já que se preservam ao longo da seqüência de imagens, a Figura 25 aponta também quais são e como ocorre a dispersão espacial das classes mais ambíguas. Assim, quando se verifica que os pixels não classificados com a aplicação de um limiar de 10% se concentram preferencialmente nos locais de transição entre as classes 2 e 3, ao norte do PEMD, é razoável supor que os pixels nessa situação apresentam características das duas classes. Com a redução sucessiva da tolerância à ambigüidade entre as classes, a distribuição espacial dos pixels não classificados se dispersa para outras regiões da imagem, mas preferencialmente ao longo dos limites estabelecidos para as classes até que, ao se aplicar um limiar de 90%, a classe 3 que era a mais representativa quando não se impôs tolerância a ambigüidade, seja completamente suprimida. Essa situação ocorre, em menor grau, com as classes 4 e 5.

4.1.5 Desempenho das redes neurais na classificação dos dados de 1985

A proposta inicial de usar o mapa de vegetação elaborado em 1970 (CAMPOS & HEINSDJIK, 1970) como referência para avaliar o desempenho da rede neural na classificação dos dados de 1985 revelou, de imediato, duas dificuldades básicas. A primeira envolve a questão de se considerar como verdade terrestre, para uma situação encontrada em 1985, classes de vegetação mapeadas a partir de fotografias aéreas obtidas no final da década de 60, ou seja defasagem temporal considerável entre as tomadas de dados. O segundo problema está relacionado com a baixa qualidade do registro geométrico entre as imagens orbitais e o mapa de vegetação, expresso pelo resíduo da ordem de 120 metros (Tabela 7).

Estas questões determinaram a adoção de um procedimento baseado, inicialmente, na comparação entre as classificações resultantes da aplicação das redes (associadas tanto a solos, como a textura), com a imagem resultante da utilização de um método estatístico que adota o critério de máxima verossimilhança para separar as classes de interesse, a partir dos dados multiespectrais de 1985. A Figura 26 mostra as cenas classificadas mediante o desenvolvimento dessas três situações: rede

EESC-USP Biblioteca CAMPUS DE S. CARLOS

neural aplicada a dados de entrada incluindo plano de textura (a); plano de solos, em substituição à textura (b) e, classificador de máxima verossimilhança. Em um outro contexto, foi realizado um teste de similaridade estatística, no qual as cenas resultantes das classificações anteriores foram comparadas com um conjunto de dados amostrais, representando as classes tomadas como "verdade terrestre".

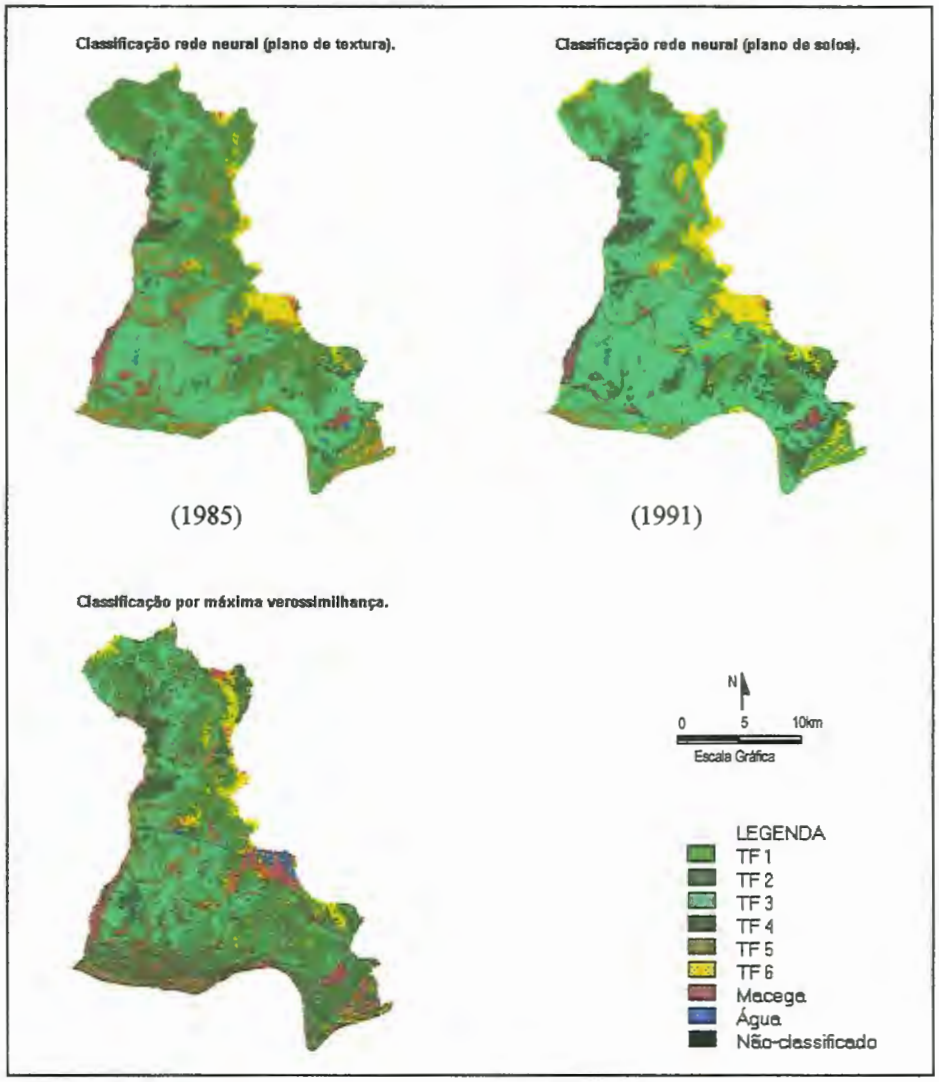


FIGURA 26 – Classificações resultantes da aplicação de redes neurais a dados multiespectrais de 1985, incluindo planos de textura (a) e solos (b) e derivada do método de máxima verossimilhança (c).

Analisando as classificações apresentadas na Figura 26 e mesmo considerando que elas tenham sido submetidas a uma uniformização das classes pela aplicação de um filtro majoritário 3x3, a cena resultante do uso do método de máxima verossimilhança mostra uma aparência mais salpicada que as classificações da rede, além da menor definição nos contornos das classes. No mais, apesar dessa última classificação (máxima verossimilhança) confundir algumas classes como TF 6, que apresenta uma vasta região (onde existiu, inclusive, uma pista de pouso) ora classificada como Macega, ora como Água, sua aplicação permitiu definir a classe TF 1, apesar da sua distribuição espacial coincidir apenas parcialmente com sua representação no mapa de vegetação de 1970. Essas observações sugerem que as redes neurais, treinadas com as mesmas amostras usadas para treinar o classificador de máxima verossimilhança, generalizam melhor as classes e, como discutido anteriormente, esse efeito é mais acentuado com a utilização do plano de solos ao invés de textura.

Outra verificação possibilitada pela comparação visual entre as três classificações é que a rede neural treinada e aplicada aos dados de textura guarda uma maior similaridade em termos de distribuição espacial das classes com o mapeamento de 1970 mostrado na Figura 14. Isso ocorre principalmente na definição da classe TF 2, para a qual se pode notar uma influência marcante de uma das classes do plano de geomorfologia (Figura 13-a), sugerindo que a ocorrência de tipos de vegetação específicos estão associados a determinados processos geomorfológicos e que essa manifestação pôde ser identificada na interpretação visual das fotografias aéreas que originou o mapeamento de CAMPOS & HEINSDJIK (1970). No caso da utilização do plano de solos, percebe-se influência das classes PVA (Podzólico Vermelho Amarelo) e SH (solos Hidromórficos), cuja representação foi mostrada na Figura 13-b, na delimitação da classe TF 2 (ao norte e no extremo sul do PEMD) em áreas onde essa classe não foi mapeada em 1970.

A tentativa de elaborar uma referência que pudesse ser usada como verdade terrestre para analisar a exatidão das classificações esbarrou nas dificuldades expressas anteriormente. No entanto, tendo sido estabelecidos os pontos amostrais, segundo procedimentos estatísticos adotados para determinar posição e tamanho da amostra, cada ponto foi cuidadosamente avaliado no mapa de vegetação de 1970

(Figura 14) em confronto com sua localização nas imagens multiespectrais de 1985 e com outras informações da área, a fim de especificar qual o tipo florestal (TF) mais adequado para representar cada posição. Obviamente que nessa definição, a questão da defasagem temporal e do georreferenciamento deficiente ainda se fizeram presentes, mas a avaliação individual de cada ponto amostral e sua associação (com um forte componente de interpretação visual) com uma das classes mapeadas em 1970, pretendeu reduzir a influência dessas questões.

Assim, a medida que cada ponto amostral foi cuidadosamente avaliado e associado a um TF mapeado em 1970 e essa associação foi considerada uma representação verdadeira da vegetação naquele ponto, o arquivo de referência (contendo o conjunto dos pontos amostrados associados aos respectivos atributos designados para a classe que representavam) foi usado para avaliar o desempenho das classificações da rede, assim como da cena resultante da aplicação do critério de máxima verossimilhança. Para as três situações, aplicação de redes neurais específicas aos dados de solos e textura e do classificador por máxima verossimilhança, os indicadores estatísticos referentes ao índice de concordância *Kappa* e exatidão global da classificação, calculados através da matriz de erros resultante da comparação entre os dados amostrais de referência e as classificações, são apresentados na Tabela 14.

TABELA 14 - Indicadores estaísticos da similaridade entre as classificações obtidas com dados multiespectrais de 1985 e dados amostrais de referência.

Indicadores estatísticos utilizados	**Aplicação da rede neural de textura**	**Aplicação da rede neural de solos**	**Critério de máxima verossimilhança**
Índice de Concordância *Kappa*	0,6133	0,4677	0,3550
Exatidão Global	0,7246	0,6232	0,5072

Mesmo diante da subjetividade implícita aos procedimentos de análise visual que, em última análise definiram os dados de referência, os valores expressos na

Tabela 14 confirmam, tanto para Índice *Kappa* como para exatidão Global, a verificação de que a classificação resultante da aplicação da rede neural de textura é mais similar aos tipos florestais mapeados em 1970, que as demais.

Em relação a esse processo quantitativo de estimativa de exatidão adotado deve-se ressaltar que, embora a utilização de procedimentos estatísticos que permitam explicitar um grau de confiabilidade para o produto obtido seja extremamente importante para o usuário final da informação representada, a qualidade dos dados de referência também deve ser cuidadosamente avaliada. Em suma, essa tarefa fica particularmente complicada quando os dados disponíveis para acessar a confiabilidade de um produto apresentam restrições de caráter temporal e espacial e a referência (ou verdade terrestre) deixa de ser, ela própria, confiável.

Desse modo, os números apresentados na Tabela 14 devem ser interpretados como meros indicadores da similaridade das classificações com dados amostrais que, apesar de considerados reais, podem não expressar uma situação totalmente verdadeira.

4.1.6 Definição da legenda: a questão da consistência temporal na rotulação das classes

A elaboração de uma legenda que, de alguma forma, representasse os tipos de vegetação presentes no PEMD e que tivesse uma consistência temporal resultou, inicialmente, de uma tentativa de associar as variações espectrais observadas nas imagens com as classes definidas em mapas de vegetação disponíveis (que já apresentavam uma defasagem temporal), de modo a relacioná-las com as classificações resultantes da aplicação da rede neural. Ao longo desse processo de associação/relacionamento foram realizadas observações no local, mas os dados descritivos da área e a sistematização dos critérios adotados em classificações da vegetação, abordados no Manual Técnico da Vegetação Brasileira (FIBGE, 1992), foram decisivos no exercício de prever as possíveis trajetórias sucessionais da vegetação e, ao estabelecer uma correlação com as classificações resultantes, definir uma legenda que atendesse adequadamente ao conjunto de dados multitemporais.

Desse modo, concebeu-se uma legenda híbrida cujos elementos incorporassem os tipos florestais descritos e mapeados por CAMPOS & HEINSDJIK (1970) os quais, presume-se, já em 1985 apresentavam uma estrutura de vegetação diferente (em termos de altura média das árvores e densidade) e as categorias mais genéricas mostradas na Figura 4 ("Visão geral da vegetação do Morro do Diabo" extraída de LEITE, 1998), com as necessárias adaptações decorrentes da natureza e detalhamento possibilitado pelos dados utilizados. Mais ainda, diante do componente de subjetividade presente nos mapeamentos da vegetação natural, procurou-se fundamentar a designação das classes na caracterização das formações florestais da região feita pela CESP (1979) e no Sistema Fisiográfico de Classificação da Vegetação Brasileira (FIBGE, 1992) que divide, inicialmente, os tipos de vegetação em primário (natural), e secundário (relacionado com os estágios de sucessão da vegetação após a ocorrência de intervenção humana no local). Por prever a possibilidade da evolução da vegetação, o sistema secundário pareceu adequado para caracterizar as áreas interferidas do PEMD, apesar do sistema primário limitar as subdivisões da vegetação natural do Parque, originalmente incluído na região fitoecológica definida como Floresta Estacional Semidecidual ou Floresta Subcaducifólia Tropical.

Conforme descrição do IBGE (FIBGE, 1992), esse tipo de vegetação, predominantemente caducifólio, se caracteriza por ocorrer em uma região de estação chuvosa seguida de um longo período seco, com muitos indivíduos despidos de folhagem nesse período desfavorável. Essa descrição é compatível com as variações observadas nas imagens multitemporais (especificamente na cena de novembro de 1991 em relação às demais datas) atribuídas a diferenças sazonais na época de aquisição de dados, já que o maior vigor vegetativo observado na época chuvosa tende a obscurecer as diferenças entre as classes, com a passagem do tempo.

Na Tabela 15 está especificada a designação adotada para as classes de vegetação discriminadas mediante a aplicação de redes neurais e definidas com base em associações com outros mapeamentos e com o sistema de classificação do IBGE. Nesse sentido a Tabela 15 mostra, também, uma possível correspondência entre as classes definidas e os tipos florestais mapeados em 1970 por CAMPOS & HEINSDJIK (1970); a caracterização das formações vegetais identificadas pela

CESP (1979) nas áreas inundadas pelos reservatórios de Rosana e Taquaruçu; as categorias generalizadas descritas por LEITE (1998); e as classes associadas ao sistema fisiográfico natural e secundário (FIBGE 1992).

TABELA 15 - Designação adotada para as classes de vegetação do PEMD e sua correspondência com classificações usadas como referência.

Designação adotada	**Tipos florestais mapeados por CAMPOS & HEINSDJIK (1970)**	**Formações florestais regionais CESP (1979)**	**Categorias genéricas adotadas por LEITE (1998)**	**Associação Sistema Fisiográfico (FIBGE, 1992)**
Floresta Primária submetida ou não a exploração seletiva	TF 3	Floresta Tropical Semidecídual Primária (alterada ou não)	Mata Primitiva/ Mata Primitiva Alterada	Floresta Estacional Semidecidual Submontana
Floresta Secundária estabelecida	TF 2	Floresta Tropical Semidecídual Secundária	Mata Primitiva Alterada / Mata Residual e Vegetação Invasora	Dificuldade em distinguir entre o sistema primário e seundário
Floresta Degradada ainda em fase de regeneração	TF 4	Floresta Tropical Semidecídual Degradada	Mata Primitiva Alterada / Mata Residual e Vegetação Invasora	Dificuldade em distinguir entre os sistemas primário e seundário
Vegetação em estágio inicial de sucessão natural	TF 6	Capoeira	Mata Residual e Vegetação Invasora / Gramíneas	Dificuldade em distinguir entre os sistemas primário e seundário
Vegetação Higrófila[7] (predominância)	TF 5	Vegetação Higrófila (mata ciliar)	Mata Primitiva/ Mata Primitiva Alterada	Floresta Estacional Semidecidual Aluvial / Submontana
Macega	Macega	Campos de várzea	Gramíneas	—
Corpos d'água	—	—	—	—

[7] A vegetação Higrófila é constituída por espécies adaptadas e tolerantes ao excesso de água no solo. É classificada em dois subtipos: mata ciliar e campos de várzea (CESP, 1979).

As correspondências mostradas na Tabela 15 indicam claramente a dificuldade de se estabelecer relações entre sistemas de classificação rígidos e, muitas vezes estáticos. Pode-se observar, por exemplo, que uma designação associada com a ocorrência de mata original ou primária (que em tempo algum sofreu qualquer tipo de interferência), como é sugerido na denominação genérica adotada por LEITE (1998) - mata primitiva, da CESP (1979), e do próprio FIBGE (1992), ao designar como primárias as formações florestais sem interferência passada, foi evitada pela dificuldade em se caracterizar uma área florestal que tenha preservado a mata totalmente livre da interferência humana, ao longo do tempo. No contexto da classificação de CAMPOS & HENSDJIK (1970), apenas duas classes podem acomodar formações florestais originais: TF 1 e TF 5. As demais distinções da vegetação foram associadas a formações submetidas a alterações seletivas no passado (que não caracterizam corte raso), mas que preservam muitas das espécies originais e tendem a se fechar com o tempo.

Em relação aos tipos florestais descritos em 1970, apenas a classe TF 6 se refere claramente a áreas submetidas à ação antrópica e as classes designadas como TF 1, TF 2, TF 3 e TF 4 podem estar todas associadas a vegetação que tenha sido submetida à exploração no passado. A descrição dos autores não explicita essa condição mas, como já exposto anteriormente, presume-se que o TF 1 inclua regiões cuja vegetação pode ser caracterizada como primária, porém, para essas mesmas áreas, não se pode descartar a possibilidade de ter ocorrido algum tipo de interferência no passado. Por outro lado, como TF 1 não ficou representado em nenhuma classificação resultante da aplicação da rede neural, os pixels inseridos em TF 3 foram atribuídos a essa classe mais "natural" à medida que se considerou a possibilidade de interferência seletiva e face à formação mais heterogênea associada à esse tipo florestal por CAMPOS & HEINSDJIK (1970). Diante disso, a classe recebeu a designação mais genérica de "Floresta Primária submetida ou não a exploração seletiva no passado".

A análise da informação espectral das imagens multitemporais indica valores radiométricos altos e homogêneos (textura visualmente mais lisa) para a área mapeada como TF 2 no mapeamento de 1970. Com base nos resultado das classificações, acredita-se, que TF 2 corresponda, efetivamente, a um tipo florestal

constituído por vegetação secundária que já tenha atingido um estágio final de regeneração. Na designação adotada, essa classe recebeu a denominação de "Floresta Secundária estabelecida" porém, ela não foi associada ao sistema primário ou secundário do IBGE, a fim de se resguardar uma certa coerência na trajetória temporal que se pretende representar (prevendo-se que tipos florestais do sistema secundário não podem evoluir para o primário).

A classe TF 4 do mapeamento de 1970, caracterizada como sendo uma formação de menor porte e densidade que as anteriores, mas ainda com a ocorrência esporádica de grandes árvores, apresentou uma distribuição espacial e forma quase coincidentes com a da classe de treinamento homônima, na classificação que incluiu dados multiespectrais de 1985 como entrada para a rede neural. Devido a essas características, os pixels que receberam o rótulo TF 4 foram atribuídos à categoria "Floresta Degradada ainda em fase de regeneração". Pelas razões expostas para a classe anterior, e principalmente pelo fato da vegetação atual correspondente a essa classe não resultar, aparentemente, da remoção total da cobertura vegetal e posterior abandono da área, não sendo possível interpreta-la como uma fase de sucessão florestal (capoeira, por exemplo), essa classe não foi associada a qualquer categoria estabelecida pelo IBGE.

Pela descrição de CAMPOS & HEINSDJIK (1970) e pela ocorrência geográfica do TF 5, é possível relacioná-lo a uma formação florestal primária aluvial, apesar de algumas áreas na encosta do Morro do Diabo terem sido associadas a esse tipo florestal na classificação da rede. De fato, a não ser pela localização espacial definida (ao longo de rios, meandros e margeando lagoas - explicitando a condição de áreas úmidas) esse tipo de vegetação se confunde com a descrição que os autores fazem para TF 1 e essa confusão fica clara na classificação de 1985, principalmente pela distribuição espacial do TF 5 ao longo de muitos pequenos rios, e pelas suas áreas sombreadas e de textura mais heterogênea na imagem. Assim, a designação "Floresta Higrófila" parece acomodar as situações observadas nas classificações obtidas e descrições correlatas.

No caso do tipo florestal TF 6, definido pelos autores como vegetação completamente heterogênea variando de "mata raleada até o sapé, sendo que neste há

uma grande incidência de palmeira" e resultado da "ação do homem, pelo fogo ou extração de madeira", sugere que essa caracterização inclui vegetação em diferentes estágios sucessionais, mas aqueles predominantemente iniciais. Considerando que, face ao período de tempo decorrido entre os dados usados no mapeamento de 1970 e a aquisição das imagens orbitais, a vegetação característica de fases mais avançadas de sucessão natural pôde ser associada a outras categorias, a classe treinada e classificada como TF 6 recebeu a designação "Vegetação em estágio inicial de sucessão natural" tendo sido associada às formações secundárias referentes à 1° ou 2° fases sucessionais do sistema fisiográfico do IBGE e à formação capoeira, adotada pela CESP.

A designação Macega para uma classe associada tanto a campos de várzea (CESP, 1979) quanto a gramíneas (LEITE, 1998), foi estabelecida a exemplo do mapa de vegetação de 1970, devido à sua representação bem caracterizada na classificação de 1985 a qual, no entanto, passa a se confundir com TF 6 nas imagens dos anos sucessivos (1991, 1995 e 1998). Na verdade, a situação encontrada nas classificações (principalmente com dados de 1985) é mais realista do que a delimitação espacial, restrita à margem do ribeirão do Estreito e pequenas lagoas, que CAMPOS & HEINSDJIK (1970) impõem à classe macega, desconsiderando sua característica de cobertura vegetal de pequeno porte.

Finalmente, a classe Corpos d'água foi definida para atender às imagens tomadas em datas posteriores à inundação de parte da área do PEMD devido à instalação da UHE de Rosana no rio Paranapanema. Na cena de 1985, essa classe foi definida por pequenas lagoas no interior do PEMD e teve que ser determinada com o intuito de prover amostras para treinar uma rede genérica que pudesse classificar, individualmente, dados de 1991, 1995 e 1998, o que realmente ficou constatado.

4.1.7 As cenas classificadas

Considerando a maior fidelidade na representação dos tipos florestais mapeados em 1970, obtida com a rede neural treinada com amostras adquiridas de imagens multiespectrais de 1985, classes de hipsometria, geomorfologia e plano de textura, as classificações multitemporais geradas pela aplicação dessa rede aos dados

de entrada com a composição anterior e fator de não-ambigüidade igual a zero (*Fna*=0), foram reclassificadas segundo a legenda estabelecida para uma representação multitemporal (especificada na Tabela 15). As Figuras 27, 28, 29 e 30 mostram o resultado desse processo para 1985, 1991, 1995 e 1998, respectivamente. Para efeito de visualizar a consistência espacial de algumas das classes definidas, foram incorporadas às classificações as feições palnimétricas extraídas das cartas topográficas do IGC, originalmente na escala 1:10000.

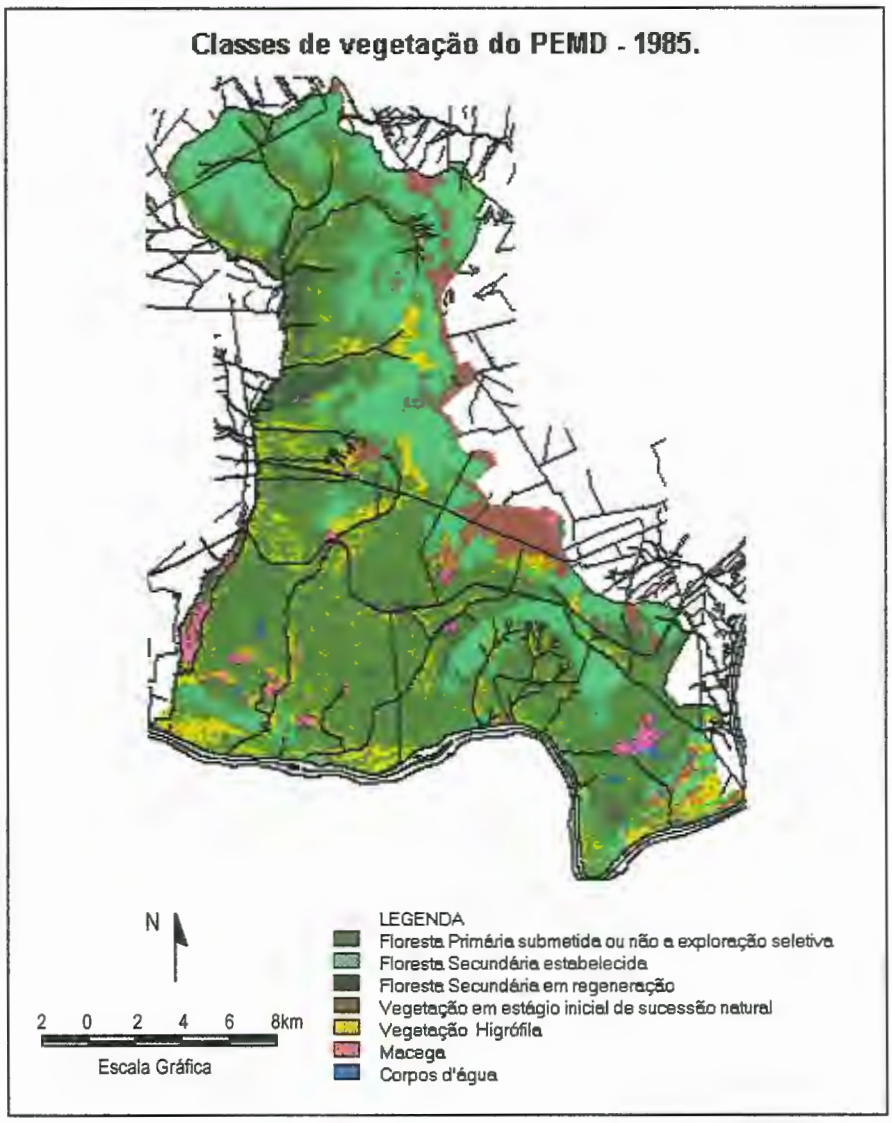


FIGURA 27 - Representação temática das classes de vegetação resultantes da aplicação da rede neural definida pela inclusão da textura aos dados multiespectrais de 1985 e demais planos de entrada.

Entre outras constatações, já discutidas quando da definição da legenda para as classes pode-se perceber, pela Figura 27, que a designação "Vegetação natural de áreas predominatemente alagáveis" associada aos pixels rotulados como TF 5 foi adequada, considerando que sua ocorrência foi, quase sempre, ao longo de rios e nas nascentes.

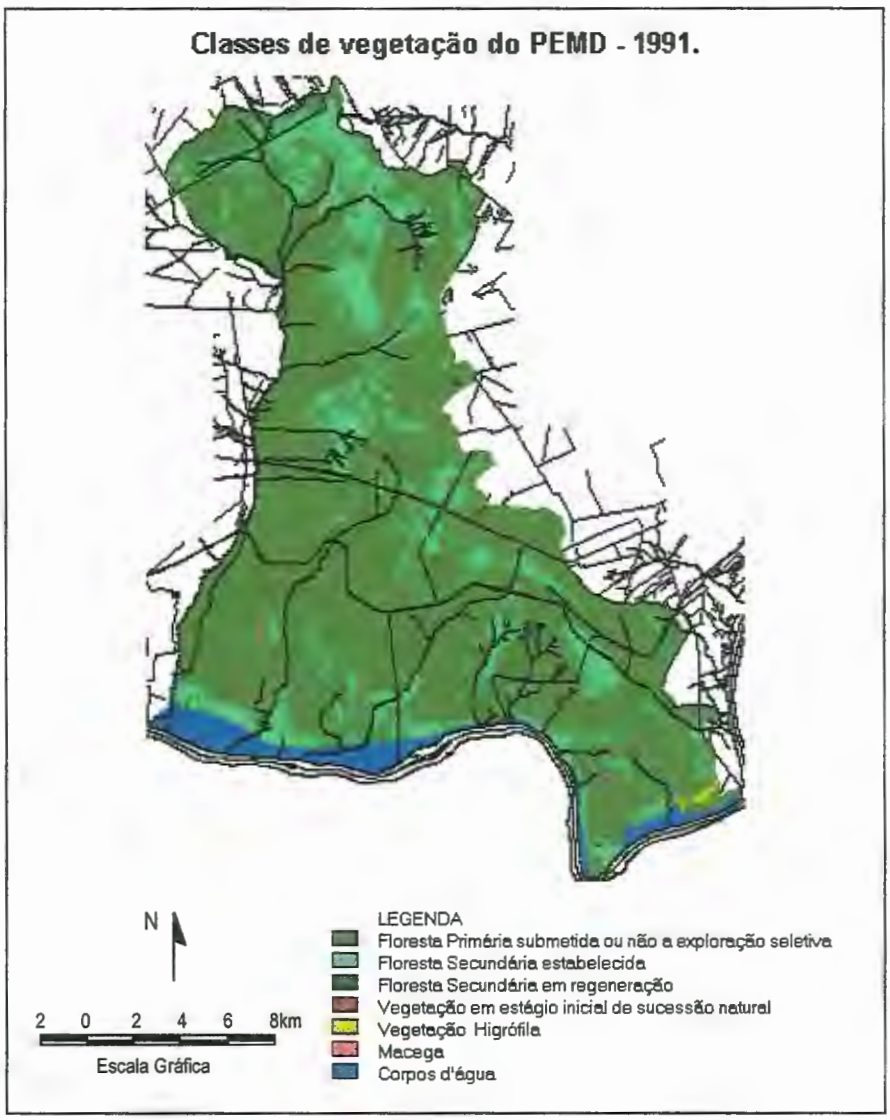


FIGURA 28 - Representação temática das classes de vegetação resultantes da aplicação da rede neural definida pela inclusão da textura aos dados multiespectrais de 1991 e demais planos de entrada.

A classificação mostrada na Figura 28, referente a aplicação da rede aos dados multiespectrais de 1991, permite identificar perfeitamente apenas a classe

Corpos d'água, relacionada com a área de mata natural que foi inundada em decorrência da instalação da UHE de Rosana no rio Paranapanema. Entre os tipos florestais, apenas da classe "Floresta primária submetida ou não à exploração seletiva" foi discriminada pela rede neural, fato esse relacionado, principalmente, com a radiometria da cena, determinada pela maior homogeneidade da vegetação no início do período chuvoso (época em que a cena de 1991 foi obtida).

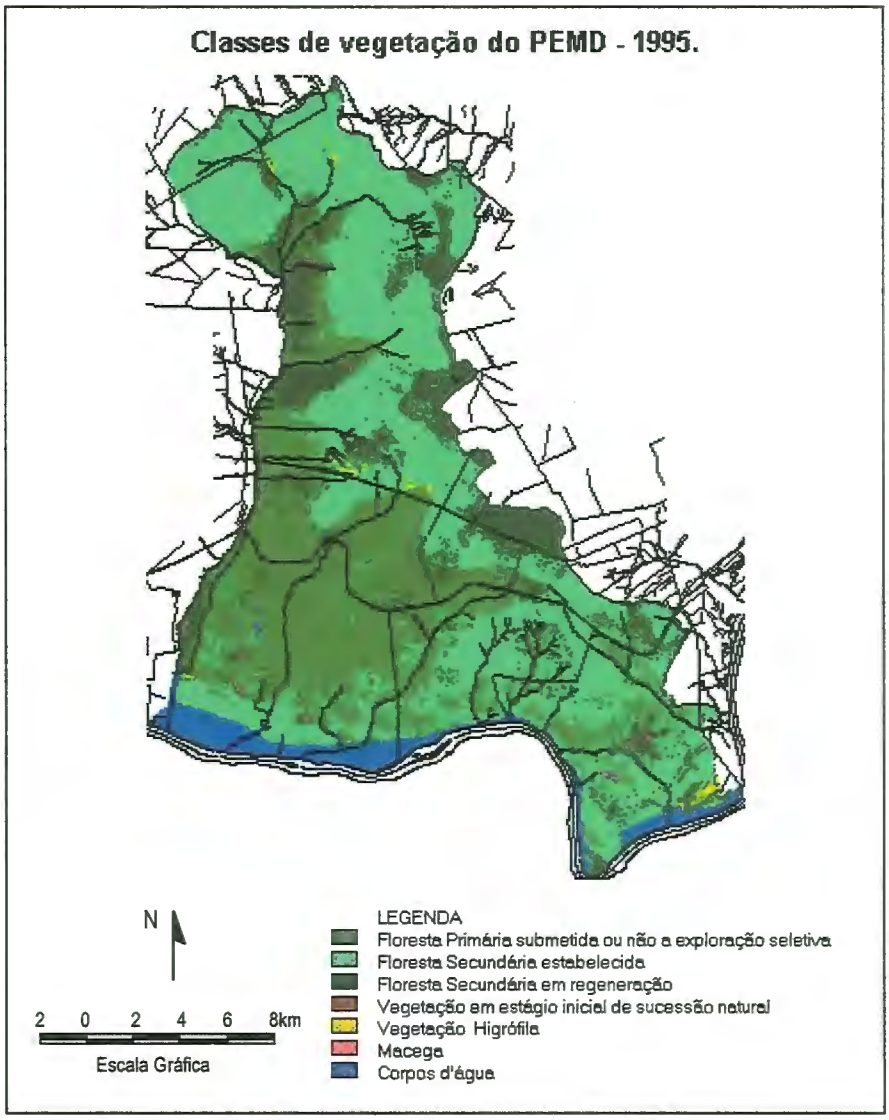


FIGURA 29 - Representação temática das classes de vegetação resultantes da aplicação da rede neural definida pela inclusão da textura aos dados multiespectrais de 1995 e demais planos de entrada.

Os dados multiespectrais de 1995 produziram uma classificação na qual um terceiro tipo florestal, "Vegetação degradada ainda em fase de recuperação" ficou definido, porém com incluindo nessa classe algumas áreas que em 1985 foram associadas a macega. Tal comportamento era esperado, visto que o desenvolvimento temporal da macega, assim como o de outras áreas de intervenção antrópica, resultará em uma modificação da resposta espectral e inclusão em outros tipos florestais. Também no caso dos dados de 1995, a área de inundação (Corpos d'água) ficou perfeitamente definida.

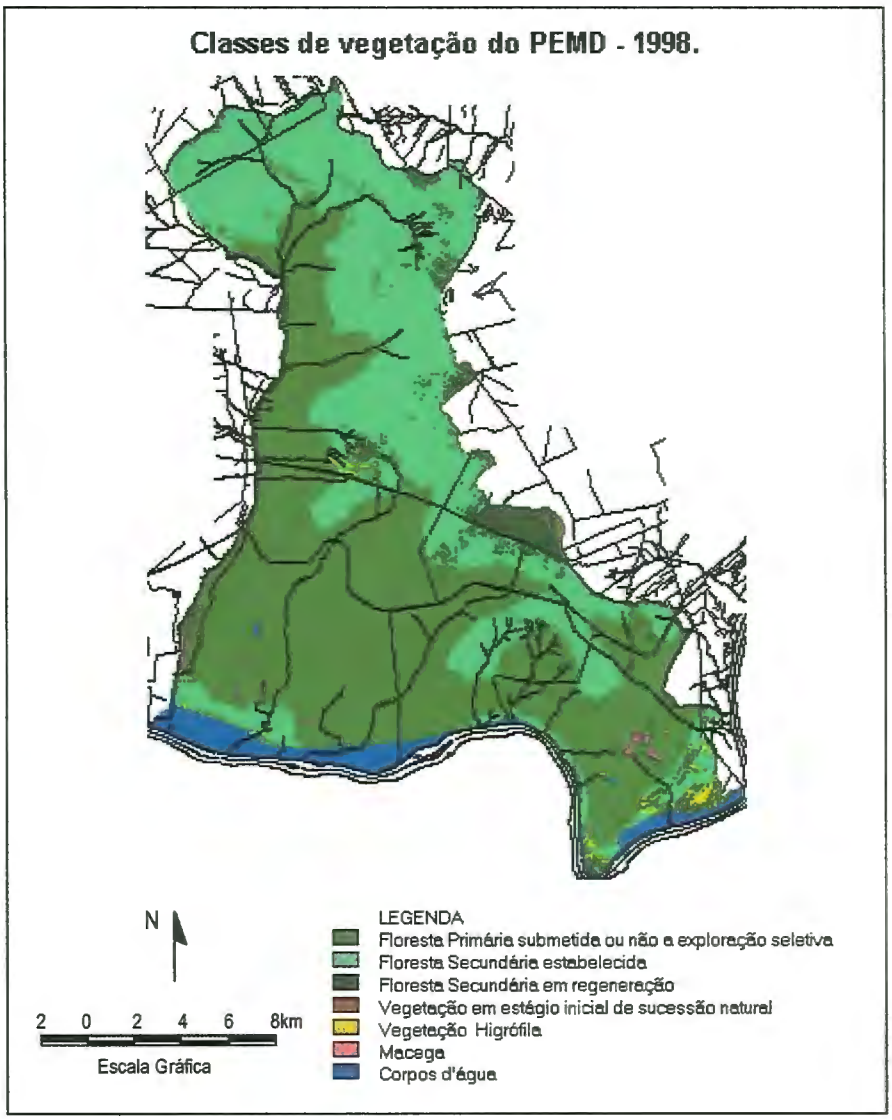


FIGURA 30 - Representação temática das classes de vegetação resultantes da aplicação da rede neural definida pela inclusão da textura aos dados multiespectrais de 1998 e demais planos de entrada.

A situação descrita para 1995 se repete, agora com um maior grau de generalização, para 1998 (Figura 30), e as áreas anteriormente atribuídas a "Floresta degradada ainda em regeneração", ficaram reduzidas à delimitação da classe que em 1985 foi associada a um estágio inicial de sucessão natural.

Outras questões relacionadas com classificações multitemporais resultantes da aplicação de uma rede treinada com dados multiespectrais de uma única data merecem destaque, além do inevitável registro geométrico. Uma delas refere-se à necessidade, quase absoluta, da retificação radiométrica entre as imagens obtidas em diferentes datas, visto que qualquer modificação no vetor de entrada (pixel) de uma rede neural poderá implicar na sua associação, errônea, com uma classe com características espectrais similares. Uma segunda questão a ser colocada é evitar analisar, com base nos mesmos critérios, dados obtidos em diferentes épocas do ano, principalmente quando o alvo dessa análise é a vegetação, que tem um caráter fortemente sazonal.

Finalmente, pode-se dizer que o comportamento das redes neurais na classificação dos dados esteve dentro do esperado e as principais expectativas quanto à sua aplicação se confirmaram. Nesse sentido observou-se que os dados espaciais de natureza não temática os quais, por não apresentarem uma caracterização paramétrica inviabilizam a aplicação dos classificadores supervisionados mais tradicionais, influenciaram na definição de algumas classes de vegetação principalmente as classes de hipsometria e geomorfologia. Além disso, uma vez treinadas para tal, as redes neurais mostram-se aptas a reconhecer uma classe bem definida ao longo do tempo, mesmo que a amostra de treinamento para essa classe tenha sido pouco representativa, como ocorreu com a classe Corpos d'água e seu correspondente temporal "área de inundação".

4.2 O PEMD integrado à paisagem do Pontal do Paranapanema: Abordagem 2

Quando o PEMD passa a ser considerado como um fragmento florestal inserido em uma matriz da paisagem, onde predominam atividades culturais, modifica-se o nível de detalhamento no qual as interações entre as ocorrências naturais e antrópicas tornam-se evidentes. Enquanto a abordagem que previa a caracterização da vegetação do PEMD implicou em uma identificação mais detalhada dos tipos florestais presentes na Unidade de Conservação, sua contextualização geográfica pressupõe uma redução na escala de representação dos fenômenos de interesse, de modo que as relações que os definem possam ser detectadas. Essa redução no grau de detalhamento da informação representada leva a um maior nível de generalização das classes representadas.

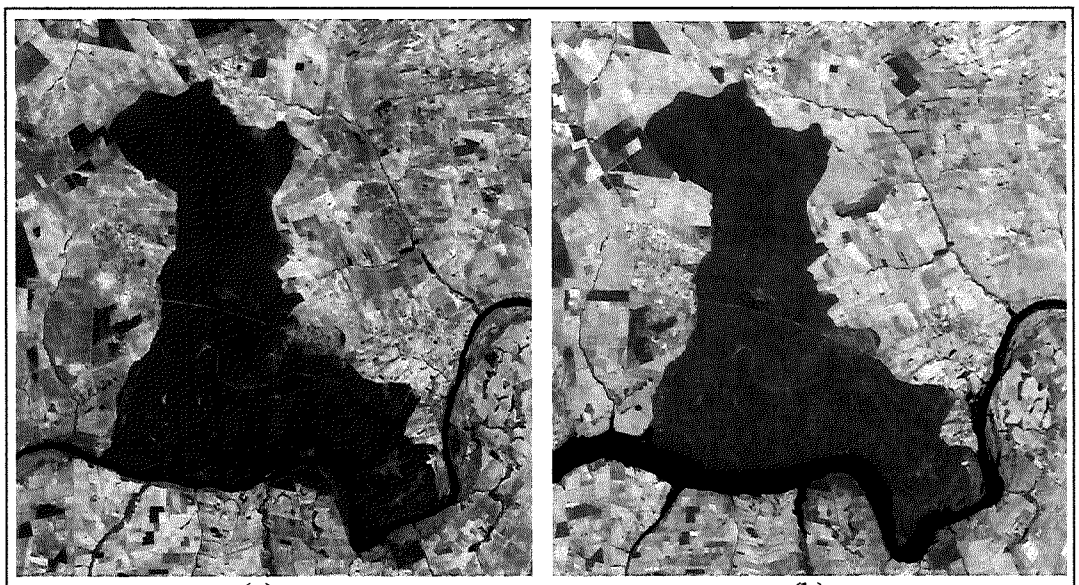
Mesmo no âmbito dessa segunda abordagem, a questão da representação das classes foi considerada segundo a escala espacial na qual os fenômenos de interesse passam a ser perceptíveis. Assim, o nível de generalização adotado foi maior quando o objetivo foi verificar a dinâmica da dispersão espacial dos fragmentos florestais no entorno do PEMD e a manutenção de elementos de conexão entre eles, e mais especializada quando se buscou analisar a intensidade de pressão que as atividades antrópicas exercem, hoje, sobre os fragmentos de mata. Apesar desses aspectos estarem, ambos, relacionados com a ocorrências das manchas florestais, os enfoques analisados são distintos e isso determinou uma diferenciação na própria identificação da área de entorno mais adequada a ser considerada em cada caso.

4.2.1 Seleção da área de entorno e parâmetros de pré-processamento dos dados TM/Landsat

Previamente à seleção da área de entorno estabelecida para cada caso, os segmentos de imagem adquiridos em 1985 e 1998 foram georreferenciados a fim de que as áreas de interesse, agora mais abrangentes, ficassem com um ajuste geométrico adequado para a realização dos processamentos posteriores. Para a cena

de 1985 foram utilizados 12 (doze) pontos de controle na definição dos coeficientes das funções de transformação (afim no plano) e o erro médio quadrático (EMQ) resultante do ajuste foi de 2,60 pixels. Por outro lado, o erro quadrático médio obtido no georreferenciamento da imagem de 1998 foi de 2,09 pixels, também para um total de 12 (doze) pontos de controle identificados para essa data de aquisição de dados multiespectrais mais recente.

O deslocamento geográfico intencional da área de abrangência no entorno do PEMD foi determinado, inicialmente, considerando sua representatividade, na íntegra, nas duas datas de aquisição dos dados orbitais (1985 e 1998) e, em seguida, pela maior concentração de atividades antrópicas recentes. Assim, quando o enfoque foi avaliar a dinâmica da distribuição espacial dos fragmentos florestais e dos corredores de habitats em duas épocas distintas, a área de entorno ficou delimitada por um retângulo de 1235x1343 pixels, limitado pelas coordenadas UTM E=349830 m a E=386880 m e N=7489815 m a N=7530129 m., conforme mostrado na Figura 31 através da banda espectral TM5, referente às datas de passagem de 1985 (a) e 1998 (b).



(a) (b)

FIGURA 31 - Área de entorno estabelecida para verificar a distribuição espacial de fragmentos e corredores, representada nas bandas espectrais TM5 adquiridas nas cenas de 1985 (a) e 1998 (b).

A avaliação da manutenção dos fragmentos florestais e corredores de habitat e da preservação do arranjo espacial desses elementos ao longo do tempo requer a utilização de dados multitemporais normalizados radiométricamente, tendo em vista a necessidade de comparar dados adquiridos em épocas diferentes e de viabilizar a aplicação de uma arquitetura de rede neural artificial treinada com dados adquiridos em uma data mais recente. Assim, a normalização radiométrica foi necessária apenas para o enfoque que tratava com dados multitemporais. Nesse caso, após a definição da área de abrangência e da realização do registro geométrico (georreferenciamento das imagens, cujo resultado é mostrado, para a banda TM5, nas Figuras 31a e 31b), a aplicação do procedimento de normalização radiométrica produziu dados multiespectrais compatíveis, banda a banda, para as duas épocas de aquisição de dados consideradas. A Tabela 16 apresenta as estatísticas (média e desvio padrão) de cada banda espectral e data de passagem antes e após a normalização. Também nessa abordagem, a imagem adquirida em 1991 foi usada como referência para a transformação radiométrica dos dados de 1985 e 1998, apesar dela própria (cena de 1991) não participar do conjunto de dados de entrada para as classificações posteriores.

TABELA 16 - Média e desvio padrão dos valores de brilho antes e após a normalização radiométrica, para a análise da dinâmica do arranjo espacial dos fragmentos no entorno do PEMD.

Aquisição dos dados (ano)	**Banda espectral**	**CENAS ORIGINAIS**		**CENAS NORMALIZADAS**	
		Média	**Desvio padrão**	**Média**	**Desvio padrão**
1985	TM3	29,508	10,1423	47,406	16,5151
	TM4	45,231	7,7817	85,660	19,3414
	TM5	68,687	24,3637	119,891	45,4404
1998	TM3	26,289	7,2952	47,501	16,4979
	TM4	43,466	9,9109	85,834	20,1012
	TM5	56,728	23,3501	119,953	45,5865

O aumento significativo no brilho da cena (média) e contraste (variância) nas imagens normalizadas fica evidente com a simples observação desses valores, para

cada banda e data de passagem. Essa porém é uma constatação já explicitada quando da apresentação da Tabela 9, referente à normalização dos dados multiespectrais usados na abordagem anterior. Por outro lado, comparando-se aqueles resultados com esses mostrados na Tabela 16, principalmente em termos das médias dos valores de brilho das bandas, percebe-se que ocorrem diferenças nesses valores antes e após a normalização. Esse observação reitera a necessidade de realizar uma nova normalização radiométrica à medida que a definição espacial da área de estudos é modificada, visto que os parâmetros usados nesse procedimento são extraídos das próprias imagens e, portanto, susceptíveis a qualquer variação que ocorra na cena.

Como já exposto anteriormente em relação à análise multitemporal (Figuras 31a e 31b), a definição da área de entorno pressupõe sua representação integral nas duas épocas de tomada de dados e não privilegia nenhuma ocorrência específica. Isso não acontece quando o enfoque é verificar a intensidade de pressão antrópica desenvolvida na vizinhança dos fragmentos florestais. Nesse último caso, a seleção da área de entorno priorizou a representação daquelas atividades humanas mais recentes e levou em conta a capacidade de manipulação de dados no formato imagem oferecida pelo simulador SNNS, definindo um retângulo de 1106x1384 pixels, limitado pelas coordenadas UTM E=349820 a E=383000 e N=7490480 a N=7532500. A Figura 32 mostra a área selecionada, representada na banda espectral TM5 de 1998.

A simples observação e comparação entre as Figuras 31 e 32 permite verificar que as atividades culturais mais recentes concentram-se a partir do limite oeste do Parque. Tais atividades são desenvolvidas basicamente nos assentamentos rurais realizados pela CESP, INCRA e, mais recentemente e em maior número, pelo ITESP. A fronteira leste do PEMD não mostra uma dinâmica tão acentuada, mas sua proximidade com um núcleo urbano (Teodoro Sampaio) representou, principalmente no passado, um alto potencial de risco à flora e fauna da Unidade de Conservação.

FIGURA 32 - Área de entorno do PEMD selecionada para a análise da intensidade de pressão exercida sobre fragmentos florestais remanescentes (representada na banda TM5 de 1998).

4.2.2 As imagens de textura

A importância da variabilidade textural na diferenciação de paisagens naturais e antrópicas fica clara nas imagens que representam os índices de fragmentação calculados para as duas datas (1985 e 1998), considerando a área de abrangência definida para verificar a dinâmica da dispersão espacial dos fragmentos florestais (Figura 33a e 33b), e para a área de entorno determinada para avaliar a intensidade de pressão sobre os fragmentos de vegetação remanescentes (Figura 34).

Independente da abrangência territorial considerada em cada enfoque, tanto a Figura 33a e 33b quanto a Figura 34, mostram a vegetação natural do PEMD (maior fragmento florestal) com uma textura mais homogênea que as ocorrências verificadas no seu entorno, representando a matriz inter-habitat onde predominam atividades culturais.

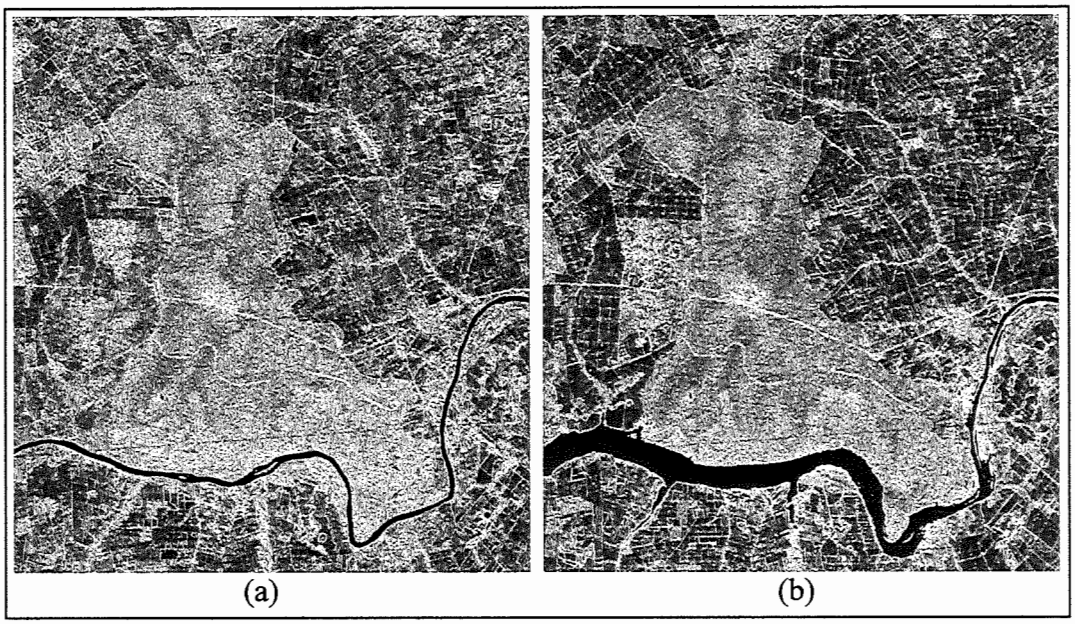


FIGURA 33 - Imagens de textura geradas a partir da banda espectral TM4, para a análise da dispersão espacial dos fragmentos florestais em 1985 (a) e 1998 (b).

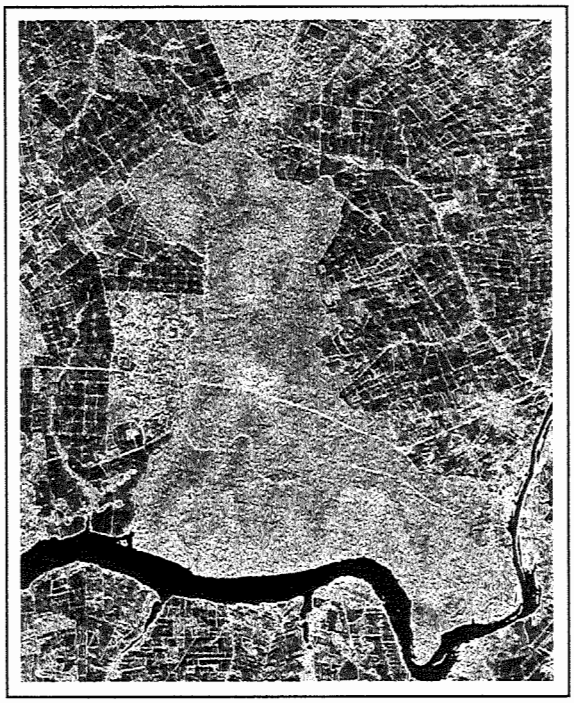


FIGURA 34 - Imagem de textura produzida a partir da banda TM4 para posterior avaliação da intensidade de pressão exercida sobre os fragmentos florestais.

As imagens de textura apresentadas nas Figuras 33-a, 33-b e 34 permitem discriminar nitidamente ambientes muito fragmentados, caracterizados por uma intensa atividade antrópica e, mais que isso, mostram nuanças distintas que indicam seu potencial para diferenciar ambientes submetidos a diferentes graus de intervenção humana. Essa última observação serviu como indício sobre a possibilidade de estimar a intensidade de pressão antrópica exercida sobre os fragmentos florestais, tendo em vista as necessidades básicas dos agrupamentos humanos que têm se instalado na vizinhança desses fragmentos.

4.2.3 As classes de interesse

Ao contrário da abordagem relacionada com a caracterização dos tipos florestais presentes no PEMD, na qual as classes de interesse foram definidas a partir de mapeamentos da vegetação existentes, essa nova abordagem previa que as classes estabelecidas possibilitassem uma análise da paisagem do entorno do PEMD, de modo a verificar não apenas o arranjo espaço-temporal dos fragmentos de mata, mas também a influência da matriz inter-habitat sobre tais fragmentos. Foi esse aspecto de compatibilizar as classes representadas com o fenômeno analisado que determinou a necessidade de se tratar a questão sob enfoques diferentes.

Assim sendo, as classes consideradas necessárias para avaliar a dinâmica do arranjo de manchas e corredores no contexto espacial da matriz inter-habitat foram: fragmentos florestais, incluindo a mata ciliar remanescente (associados, respectivamente a manchas e corredores de habitats); a própria matriz de fundo, englobando todas as manifestações relacionadas com o desenvolvimento de atividades humanas; e os cursos d'água e represas que, muitas vezes, podem se constituir em barreiras para dispersão de algumas espécies.

O desmembramento da classe associada à matriz inter-habitat foi necessário para se verificar a intensidade de pressão externa exercida sobre os fragmentos florestais remanescentes. Desse modo, com base no tipo de atividade humana desenvolvida na matriz, foram estabelecidas três outras classes: atividade antrópica que exercem alta intensidade de pressão, intensidade moderada de pressão antrópica

e atividades que exercem pequena intensidade de pressão antrópica, conforme destacado na Tabela 17, para os dois enfoques analíticos.

Por outro lado, a pressão sobre os fragmentos florestais nem sempre está diretamente relacionada com a maior ou menor concentração humana. Ela pode ser, também, decorrente de eventos episódicos que se originam ou se propagam de outras classes, como é o caso de incêndios, inundações, etc. Esses episódios ocorrem independente do tipo ou intensidade da atividade antrópica desenvolvida na vizinhança próxima dos fragmentos, exceto quando as divisas constituem barreiras naturais para sua disseminação. No caso desses limites serem mais susceptíveis (frágeis), muitas vezes é necessário estabelecer uma área de amortecimento ou zona tampão (*buffer*) ao redor dos fragmentos florestais remanescentes, a qual torne mais efetiva a implantação de medidas de proteção.

A Tabela 17 resume, então, as observações anteriores ao relacionar os enfoques propostos com as classes de interesse estabelecidas segundo o nível analítico considerado e apresenta a designação adotada para as classes temáticas em um e outro caso.

TABELA 17 - Classes de interesse estabelecidas segundo o enfoque analítico adotado.

Enfoque analítico	**Classes de interesse**
- Dinâmica do arranjo espacial de fragmentos florestais e corredores (1985 e 1998).	- Fragmentos florestais e corredores de habitat (manchas e corredores); - Áreas de atividade antrópica (matriz inter-habitat); - Cursos d'água e represas.
- Análise da intensidade de pressão externa sobre os fragmentos florestais.	- Fragmentos florestais e corredores de habitat; - Atividades antrópicas que exercem alta intensidade de pressão; - Atividades associadas a pressão antrópica moderada; - Atividades que exercem pequena pressão antrópica; - Cursos d'água e represas; - Zona tampão para proteção dos fragmentos florestais.

4.2.4 Variabilidade espectral e textural das amostras de treinamento

Em se tratando de enfoques e classes de interesse distintos, a arquitetura das redes neurais aplicadas para classificar os dados relativos a cada situação, assim como os dados amostrais usados para treinar e validar essas arquiteturas, também foram diferenciados. Para o treinamento e validação de uma estrutura de rede neural artificial capaz de generalizar em três classes os dados multiespectrais e respectivas imagens de textura referentes a 1985 e 1998, foram adquiridas três áreas amostrais para o treinamento, cujo comportamento espectral e textural, em relação às classes previamente estabelecidas, é apresentado na Figura 35. Esses gráficos foram elaborados a partir da média e desvio padrão dos valores numéricos (valor de brilho nas bandas espectrais TM3, TM4 e TM5 e índice de fragmentação na imagem de textura) dos pixels amostrados para as classes designadas como fragmentos florestais e corredores (1); áreas de atividade antrópica (2); e cursos d'água e represas (3), em cada data de aquisição de dados e para cada uma das amostras de treinamento.

Os gráficos representados na Figura 35 indicam que as áreas amostradas referem-se a classes com um comportamento espectral compatível com a resposta esperada para as bandas TM3, TM4 e TM5. Assim, as maiores médias observadas na banda TM4 estão, geralmente, associadas à classe 1 (fragmentos florestais e corredores), enquanto que as áreas de atividade antrópica (classe 2) apresentam médias proporcionalmente maiores nas bandas TM3 e TM5. Uma exceção a esse comportamento previsível é verificada na amostra de treinamento 2, tomada para a classe corpos d'água e represa (classe 3), na banda TM4. Na cena de 1985, a média da amostra indica um valor próximo a 60, enquanto que em 1998 esse valor decresce para quase 20. Como nas demais amostras essa classe resultou em médias maiores em 1998, a discrepância observada deve-se ao fato de que a amostra 2 foi coletada, na imagem de 1998, em um local que havia sido inundado com a instalação da UHE de Rosana e que, antes disso (em 1985) era constituído por uma área florestal.

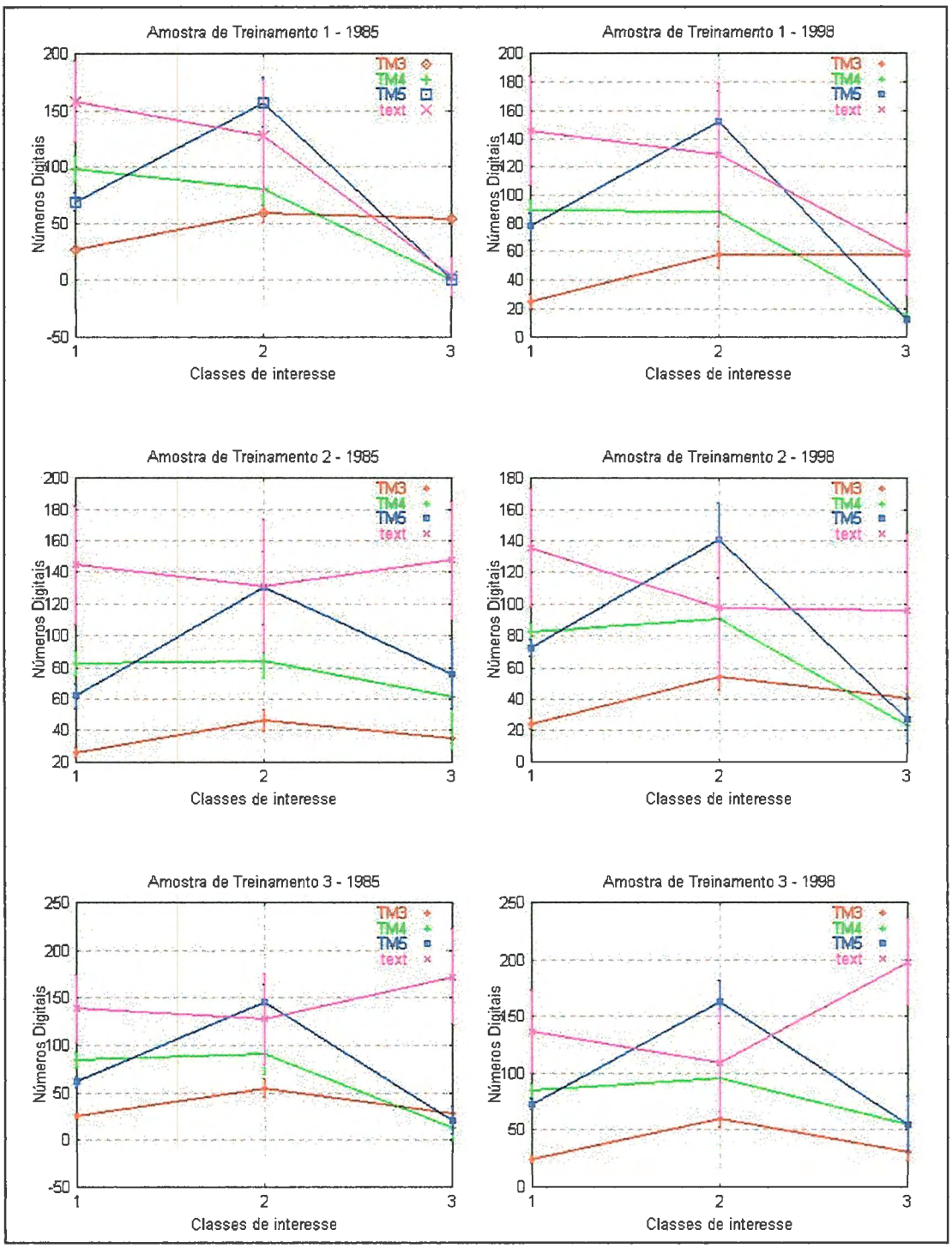


FIGURA 35 - Variabilidade espectral e textural das classes relacionadas com o arranjo espacial da paisagem em 1985 e 1998, para cada amostra de treinamento.

Outra constatação possibilitada pela análise dos gráficos está relacionada com a alta variância (desvio padrão) textural associada às amostras adquiridas para a

classe 2 (áreas de atividade antrópica), o que é justificado pelo fato dessa classe incluir as mais diversas atividades e, portanto, manifestar-se de maneira mais heterogênea. Por outro lado, quando se observa as médias texturais das amostras 1 e 2 percebe-se que a classe 1 (fragmentos florestais e corredores) apresenta médias maiores que as da classe 2 (áreas de atividade antrópica), aparentemente contrariando a idéia de que ambientes naturais são menos fragmentados. O que ocorre, nesse caso, é que o índice de fragmentação usado leva em conta a vizinhança de uma janela de dimensão reduzida (3x3) captando, com mais propriedade, as variações internas da classe, ao invés daquelas decorrentes de uma maior diversidade de atividades desenvolvidas as quais, por sua vez, estão relacionadas com o maior desvio padrão. Além disso, as imagens de textura foram geradas a partir das bandas TM4 (infravermelho próximo), cuja natureza espectral é mais apropriada para discriminação da vegetação. Ainda em relação à textura, a classe 3 (corpos d'água e represas) exibe um comportamento diferenciado na amostra 1 em relação às demais, pelo fato dessa aquisição ter sido feita em um grande e estável corpo d'água (parte do rio Paranapanema), e nas outras terem sido amostradas menores áreas com valores heterogêneos, representadas normalmente por pequenas represas.

A aquisição de três amostras de treinamento distintas para atender a esse nível analítico mias generalizado foi necessária para que se pudesse captar a maior variabilidade possível na classe 2, de modo que as atividades antrópicas de qualquer natureza estivessem representadas e para que, posteriormente, a rede neural treinada estivesse capacitada a incluí-las todas em uma única classe.

Posteriormente, quando o enfoque analítico passou a pressupor uma especialização para a classe 2 (áreas de atividade antrópica), subdividindo-a em outras três classes de acordo com uma definição arbitrária de intensidade de pressão antrópica sobre os fragmentos florestais, os dados de treinamento, de validação e a própria arquitetura da rede neural usada na classificação tiveram, também, que incorporar essa especificidade. Assim sendo, as amostras de treinamento (agora apenas duas) foram adquiridas na cena de 1998 com abrangência espacial definida para englobar as atividades humanas mais recentes do entorno do PEMD, para cada uma das classes estabelecidas como: fragmentos florestais e corredores (1), atividades antrópicas que exercem alta intensidade de pressão (2), atividades que

representam pressão antrópica moderadas (3), atividades que exercem pequena pressão antrópica (4) e, cursos d'água e represas (5). O comportamento dessas classes, em termos de média e desvio padrão dos números digitais dos pixels amostrados nas bandas espectrais TM3, TM4 e TM5 e imagem de textura, é mostrado nos gráficos que constituem a Figura 36.

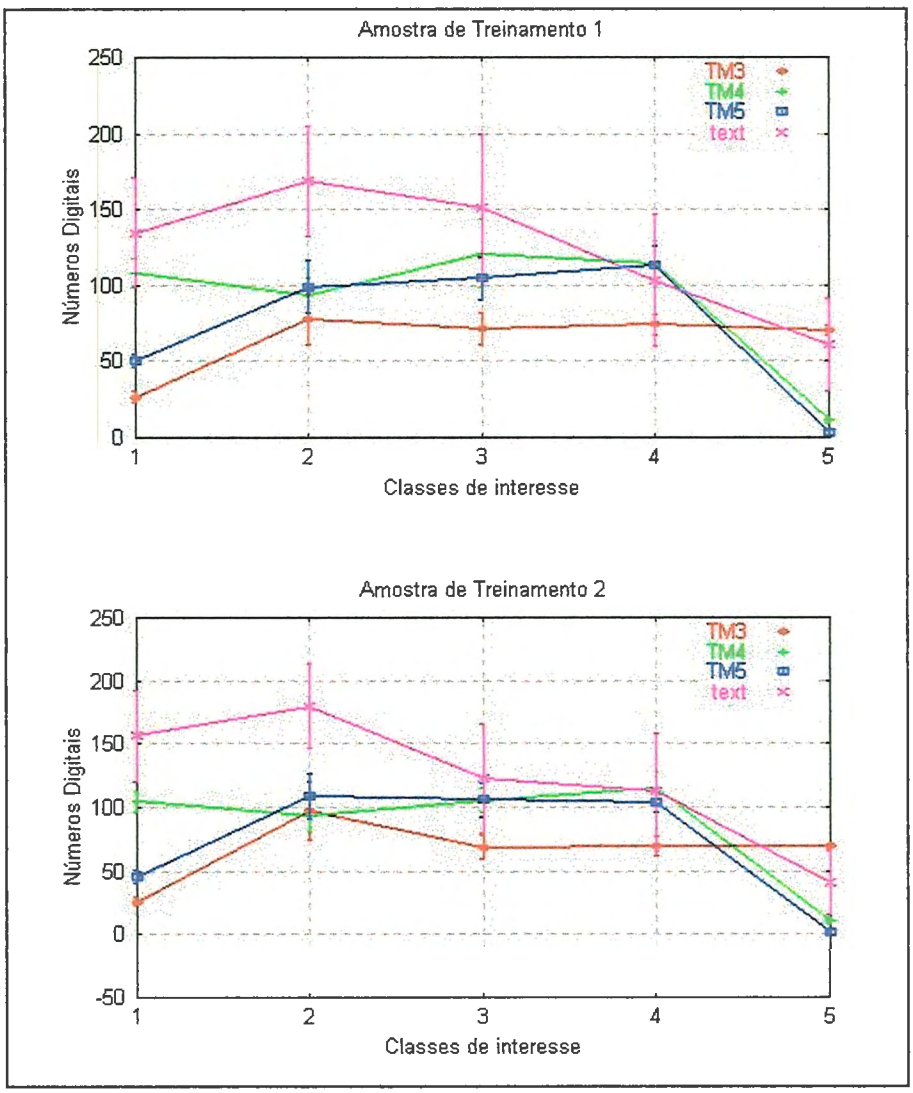


FIGURA 36 - Variabilidade espectral e textural das classes relacionadas com a intensidade de pressão antrópica sobre os fragmentos, referente a cada amostra de treinamento adquirida.

Com algumas poucas exceções notáveis, o padrão das curvas espectrais e texturais mostrado nos gráficos das médias amostrais obtidas para as classes de interesse indicam um comportamento previsível, principalmente na banda espectral

TM3. As bandas TM4 e TM5 apresentam valores similares para as três classes associadas com pressão antrópica (2, 3 e 4) e para a classe 5 (corpos d'água e represas). Apenas na classe 1 (fragmentos florestais e corredores) é que se nota uma diferença considerável nas médias obtidas para essas duas bandas, com uma maior valor em TM4.

O comportamento textural das classes/amostras manteve-se dentro do esperado, com os indicadores médios de textura decrescendo com a diminuição da intensidade de pressão antrópica associada a essas classes (2, 3 e 4). Para essas mesmas classes foram também obtidos os maiores valores de desvio padrão, o que sugere que ocorre uma maior fragmentação nesse ambientes culturais.

Para esse segundo enfoque analítico apenas as duas amostras adquiridas mostraram-se suficientes para o treinamento da rede neural a ser aplicada à situação em questão.

4.2.5 Classificações resultantes da aplicação das redes neurais artificiais

Definidas as classes e adquiridos os dados de treinamento e validação apropriado a cada uma dos enfoques propostos, as arquiteturas de rede neural aplicadas em cada caso foram especificadas. Inicialmente, em ambas as situações, testou-se uma arquitetura de rede neural com duas camadas escondidas, porém tais estruturas não apresentaram um bom desempenho sobre o conjunto de validação, generalizando excessivamente os dados. Assim, para as simulações posteriores avaliadas arquiteturas com uma única camada escondida nos dois enfoques analíticos considerados. Essa observação coincide com o exposto na literatura especializada (LIPPMANN, 1987; GONZALEZ & WOODS, 1993; entre outros) que indica que redes com duas camadas escondidas produzem superfícies de decisão de maior complexidade, o que as torna mais adequadas para discriminar classes cujas transições se confundem no espaço multidimensional de atributos (como ocorreu na abordagem anterior - os tipos florestais têm uma natureza bastante ambígua, principalmente nas transições entre eles). No caso em questão, as classes apresentaram um comportamento melhor definido, tanto em relação ao seu caráter espectral como textural.

Nas simulações com as estruturas de rede neural testadas para cada caso foram usados o mesmo algoritmo e parâmetros de treinamento da abordagem anterior, ou seja, *backpropagation* padrão com taxa de aprendizagem 0,01, termo de erro igual a zero e pesos iniciais arbitrados entre 0,1 e -0.1. As arquiteturas inicialmente avaliadas constavam de 57 elementos de processamento na camada escondida, número esse que foi sistematicamente reduzido até que fossem produzidos resultados considerados aceitáveis, avaliados com base no desempenho da rede sobre o conjunto de validação (mais do que a redução no EMQ, foi observado se todas as classes estavam adequadamente representadas nos segmentos de imagem extraídos para a validação). Após essa validação, as arquiteturas definidas para classificar os dados referentes a cada um dos casos tiveram o mesmo número de elementos de processamento na camada escondida, de modo que o que diferenciou essas estruturas foi o número de elementos (nós) na camada de saída (determinado pelo número de classes de interesse).

A Tabela 18 estão apresenta as arquiteturas de rede neural definidas para classificar os dados referentes a cada enfoque analítico, associadas ao número de iterações (ciclos) realizadas para treina-las, e os respectivos erros quadráticos médios (EQM) resultantes do treinamento e validação da rede.

TABELA 18 - Resultados do treinamento e validação das arquiteturas de redes neurais selecionadas para os dois enfoques analíticos adotados.

Enfoque analítico	**Arquitetura da rede neural**	**Número de ciclos de treinamento**	**EMQ - dados de treinamento**	**EMQ - dados de validação**
Dinâmica do arranjo espacial dos fragmentos florestais (1985 e 1998)	[4-37-3]	600	0,04906	0,20380
Análise da intensidade de pressão antrópica sobre os fragmentos florestais (1998)	[4-37-5]	400	0,04412	0,15311

Os valores de EMQ de treinamento e validação, indicados na Tabela 18, mostram uma redução significativa nos erros calculados quando o número de classes é aumentado de 3 para 5, ou seja, quando a classe genérica que engloba as áreas de atividade antrópica é desmembrada em três especializações. Ao se comparar esses valores de EMQ com os resíduos apresentados na Tabela 11, resultantes das simulações realizadas com os dados de entrada definidos para a primeira abordagem, percebe-se que o erro de validação é drasticamente menor (0,04412 para a arquitetura de rede neural usada na classificação). Desconsiderando-se as especificidades de cada abordagem e enfoque analítico (relacionados com a configuração das redes neurais treinadas; com os dados de entrada utilizados; e com a adequação das áreas selecionadas como amostras de treinamento e validação), pode-se supor que o valor de EMQ para a área de validação tenda a ser maior quando as classes de interesse são mais generalizadas, isto é, quando uma única classe inclui diferentes padrões que são bem identificados na cena.

Por outro lado, os maiores valores de EMQ, tanto de treinamento como de validação, obtidos para o enfoque analítico relacionado com a dinâmica do arranjo espacial de fragmentos florestais (Tabela 18) podem estar associados ao maior número de iterações (ciclos de treinamento) necessário para que a rede defina adequadamente essa distribuição espacial da classe 1. Observou-se, durante a simulação, que a mesma arquitetura utilizada [4-37-3], treinada com um número menor de iterações produziu erros menores, principalmente de validação, porém a classificação efetiva dos dados deixou a desejar em termos de representação das classes. A literatura especializada (HUSH & HORNE, 1993; entre outros) ressalta que um aumento no número de iterações durante o treinamento resulta em um efeito de generalização excessiva dos dados. Nesse caso, entretanto, esse artifício foi necessário prevendo-se que, com isso, a classe 2 (áreas de atividade antrópica) viesse a englobar as diferentes manifestações associadas a essa classe. No mais procurou-se avaliar a distribuição espacial da classe 1 (fragmentos florestais e corredores) nas cenas de 1985 e 1998, para decidir sobre a adequação da rede treinada.

As classificações resultantes da aplicação da rede com arquitetura [4-37-3], treinada segundo as especificações anteriores, são mostradas nas Figuras 37 e 38 referentes, respectivamente, aos dados de 1985 e 1998.

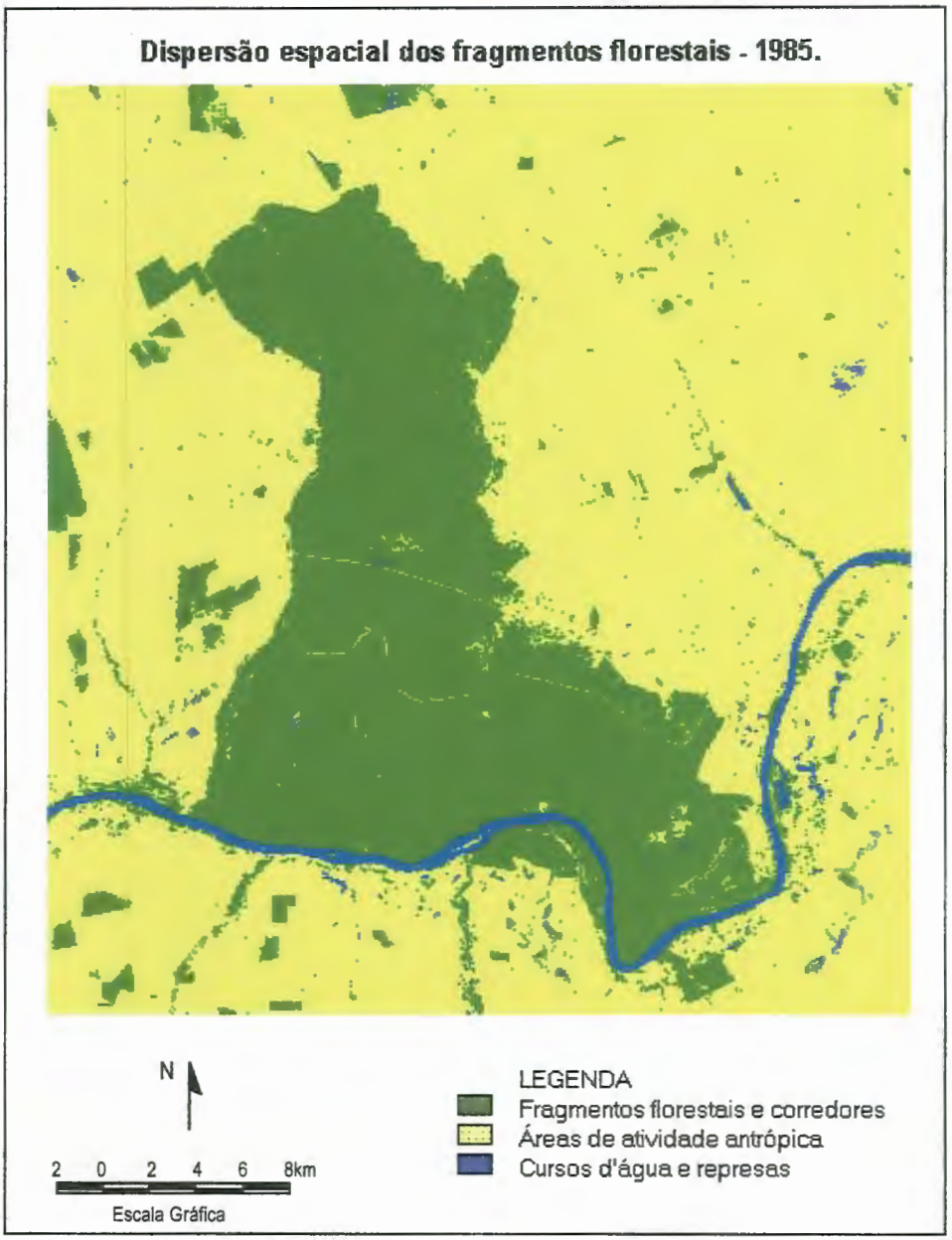


FIGURA 37 - Classificação resultante da aplicação da rede [4-37-3] treinada para representar a dispersão espacial dos fragmentos florestais em 1985.

Considerando inicialmente que a rede [4-37-3] foi treinada com amostras adquiridas da cena mais recente (1998), pode-se considerar que sua aplicação mostrou-se adequada para a discriminação das classes de interesse também na cena de 1985. No que se refere ao arranjo espacial dos fragmentos florestais e corredores ao longo da matriz inter-habitat considerada, contatam-se poucas diferenças na dispersão dos fragmentos de mata entre 1985 e 1998 e a ocorrência de uma maior concentração dos pequenos fragmentos no entorno a oeste e norte do PEMD. A

definição de corredores, nesse caso constituídos exclusivamente pela mata ciliar, é bastante sutil em ambas as datas, porém pode-se verificar indícios de uma maior continuidade dessas feições na cena de 1985, sugerindo que a vegetação ao longo de ribeirões, riachos e córregos não tem sido rigorosamente preservada.

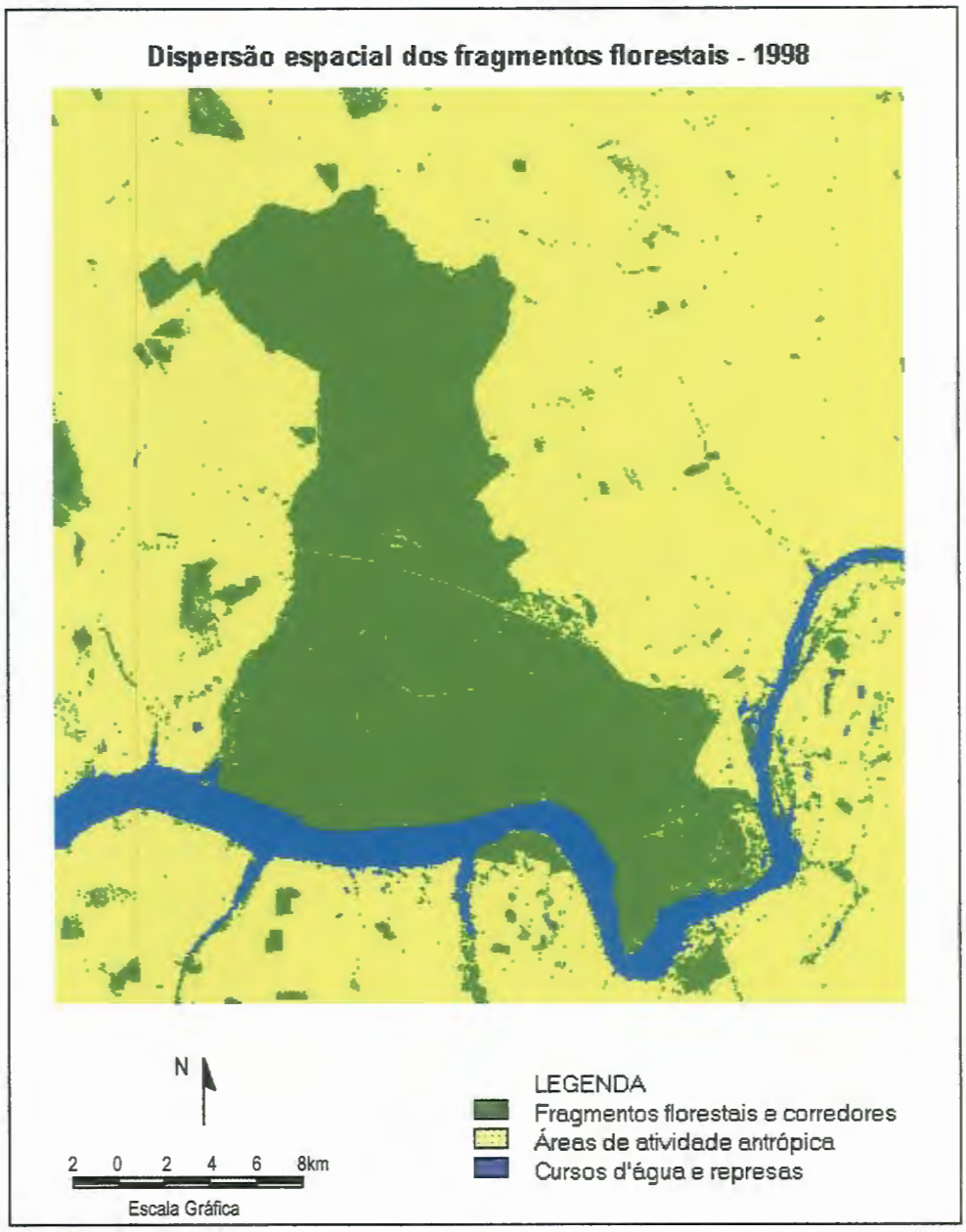


FIGURA 38 - Classificação resultante da aplicação da rede [4-37-3] treinada para representar a dispersão espacial dos fragmentos florestais em 1998.

Outra verificação digna de nota está relacionada com a borda que define o maior fragmento de mata da região, o próprio PEMD. Seu limite na face leste em

1985 é pouco nítido, mostrando reentrâncias que indicam que a mata nesses locais sofreu algum tipo de exploração antrópica ou distúrbio natural (fogo). Esse fragmento não apresenta esse padrão na imagem de 1998, sugerindo que a vegetação, nesses locais, se encontra em um estágio avançado de regeneração natural. Esse fenômeno associado à borda não pode ser explicitamente visualizado na abordagem que analisou o Parque isoladamente, mas quando ele é inserido na paisagem que o contém e passa a ser considerado como mais um fragmento florestal, esse efeito torna-se nítido. Bastante expressivo, também, mas com um efeito que pôde ser constatado na abordagem anterior foi a inundação de uma grande área da floresta do PEMD em decorrência da instalação da UHE de Rosana.

No que se refere à classificação desenvolvida para se verificar a intensidade de pressão antrópica exercida sobre os fragmentos florestais, realizada mediante a aplicação da rede [4-37-5], esta não implicou na necessidade de que uma única classe viesse a incluir manifestações de ação antrópica tão díspares como no enfoque anterior, de modo que a rede neural teve seus pesos ajustados com um menor número de iterações e resultou em erros de treinamento e validação também menores, conforme mostra a Tabela 18. O resultado da aplicação dessa rede aos dados de 1998, cuja área de abrangência foi definida de acordo com o enfoque explicitado, está representado na Figura 39.

Uma análise mesmo superficial da Figura 39 indica a influência particularmente acentuada que a imagem de textura, definida pelos índices de fragmentação, teve na definição espacial das classes relacionadas com atividade antrópica. Apesar de algumas inconsistências que podem ser identificadas nessa classificação, como sugere a excessiva presença da classe associada a uma alta intensidade de pressão antrópica nas margens do rio Paranapanema (principalmente no quadrante inferior da cena), essa mesma classe foi apropriadamente representada pela mancha urbana de Teodoro Sampaio e pelos principais eixos viários que ocorrem na área. No mais, a classificação indica relativamente bem a posição dos pequenos cursos d'água, porém sua delimitação está associada a classes de alta e moderada intensidade de pressão antrópica.

FIGURA 39 - Classificação resultante da aplicação da rede [4-37-5] treinada para indicar a intensidade de pressão antrópica sobre os fragmentos florestais.

A Figura 39 revela, ainda, alguns padrões bastante peculiares associados com estruturas fragmentadas definidas pelas classes de alta e moderada intensidade de pressão antrópica, as quais coincidem com a localização de alguns assentamentos rurais implantados pelo ITESP, CESP e INCRA. Esse padrão confuso é bem definido em uma grande área que ocorre no limite oeste do PEMD.

4.2.6 A incorporação de informações espaciais/contextuais relevantes para a análise

Para explicitar a relação entre os padrões definidos por classes que se confundem formando uma estrutura peculiar com a localização dos principais assentamentos rurais[8] implantados no entorno do PEMD, foi elaborado um mapa ilustrativo indicando a posição dos principais assentamentos plotados sobre a banda espectral TM5 de 1998, o qual é apresentado na Figura 40.

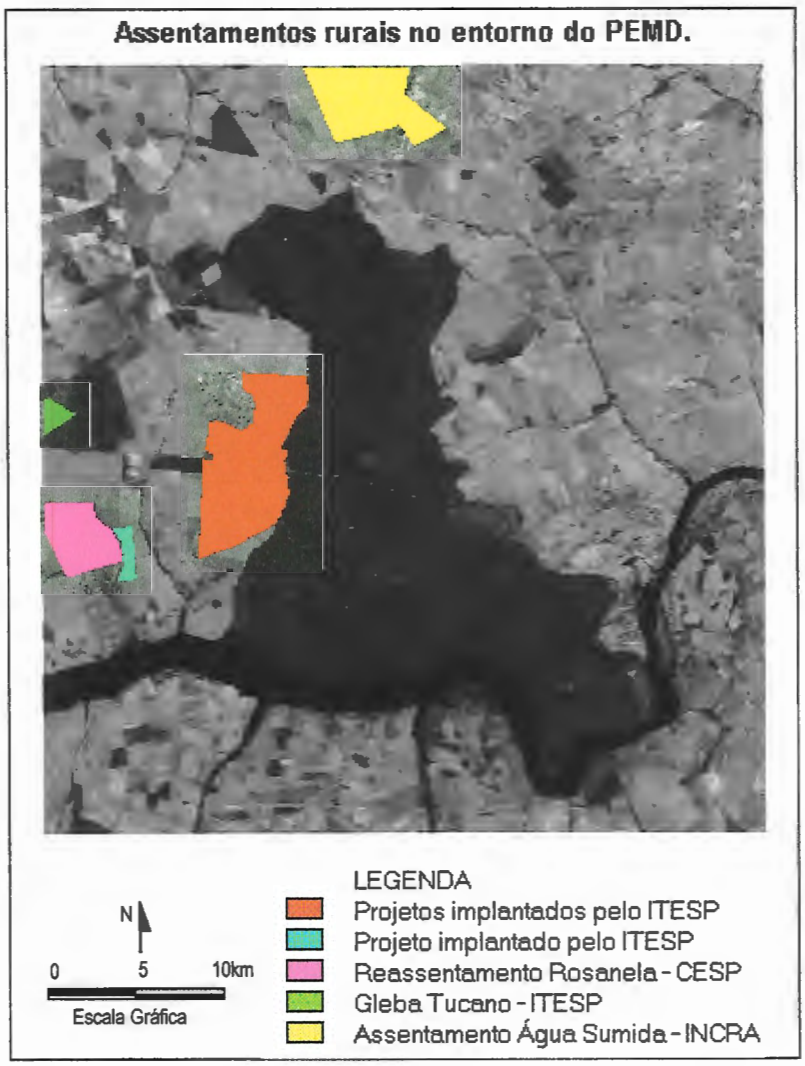


FIGURA 40 - Indicação da localização aproximada dos principais assentamentos rurais e glebas existentes no entorno do PEMD.

[8] A localização dos assentamentos e glebas do entorno do PEMD foi indicada pela Eng. Cart. MSc. Élcia Ferreira da Silva, do ITESP, sobre a própria imagem digital (banda TM5, de 1998).

Relacionando a localização geográfica dos assentamentos e glebas indicados na Figura 40, com a posição dos fragmentos florestais remanescentes na área de estudos percebe-se que, geralmente, esses assentamentos foram implantados em locais próximos e/ou que incluem fragmentos de mata. Isso está particularmente claro no caso dos vários projetos que integram uma grande área de assentamentos do ITESP, a qual se limita a oeste com o Parque. Além de incluir na sua delimitação um pequeno fragmento florestal, essa área integra seis (6) projetos de assentamento, ocupando mais de 4500 hectares e abrigando quase duas centenas de famílias.

Glebas e assentamentos mais antigos implantados pela CESP, INCRA e pelo próprio ITESP também estão próximos a fragmentos florestais. Os habitantes desses locais e os proprietários de terra, em maior ou menor intensidade, pressionam os fragmentos em busca de madeira e pela caça ilegal, de modo que qualquer tentativa de proteger essas áreas de vegetação natural remanescentes implicam no desenvolvimento de atividades integradas que promovam a criação de uma zona tampão ao redor dos fragmentos e no estabelecimento de programas de educação ambiental para a população rural (VALLADARES-PÁDUA et al., 1998).

Por outro lado, apesar da Figura 39 representar apenas as pressões externas resultantes das ações humanas de sobreviver, habitar e produzir usando os recursos oferecidos pela paisagem, podem ocorrer outros tipos de impacto sobre os fragmentos florestais que não estão diretamente relacionadas com a maior ou menor concentração de pessoas. Esse é o caso típico do fogo que se propaga para os fragmentos, tendo se originado nas pastagens, por exemplo, que se refere a uma atividade para a qual atribuiu-se uma pequena intensidade de pressão.

Considerando ainda que os fragmentos florestais remanescentes podem sofrer impactos nem sempre diretamente causados por atividades antrópicas mas que, via de regra, são decorrentes de fatores externos (incêndios naturais, inundações, etc.), foi incorporada à classificação da Figura 39 uma zona tampão (*buffer*) ao redor dos fragmentos florestais, com uma largura arbitrariamente estabelecida em 200 metros. Essa área de amortecimento está representada na Figura 41 em uma imagem na qual apenas os fragmentos são mostrados (Figura 41-a), e sua definição no contexto das pressões externas que ocorrem no entorno do PEMD (Figura 42-b).

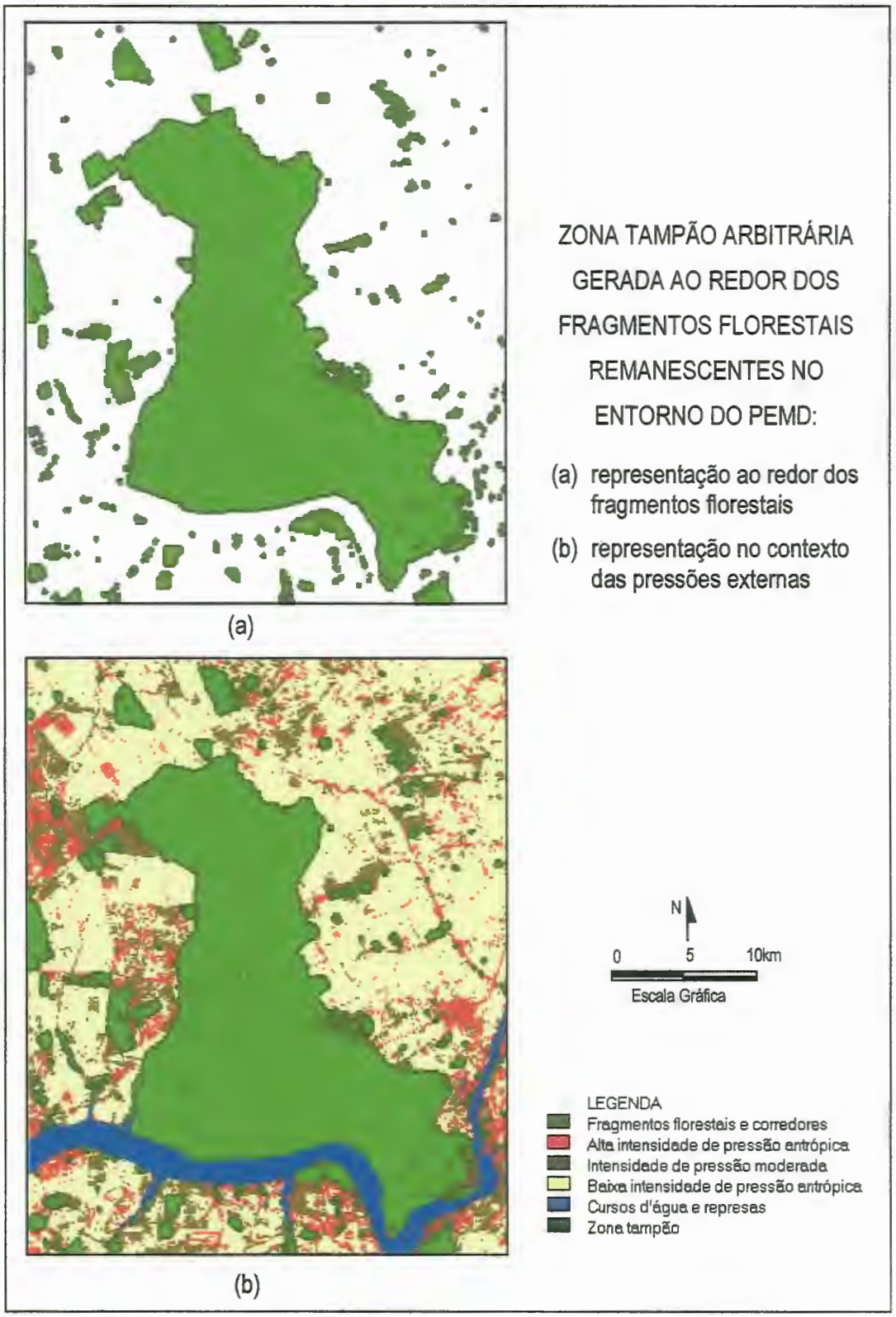


FIGURA 41 - Representação de uma zona tampão arbitrária ao redor dos fragmentos florestais remanescentes.

A área de amortecimento indicada na Figura 41 foi gerada apenas para ressaltar a necessidade de se adotar medidas especiais de proteção para os fragmentos florestais e que, para alguns tipos de distúrbios, as bordas das áreas de vegetação natural são mais susceptíveis aos fatores externos. Sua representação em duas situações distintas foi feita para destacar, tanto a importância de se avaliar cuidadosamente a largura da zona tampão, levando em conta não apenas a dispersão dos fragmentos florestais, mas também suas diferentes dimensões em área (Figura 41-a), quanto o grau de pressão exercido pelas atividades antrópicas desenvolvidas na sua vizinhança (Figura 41-b).

Assim, sem pretender discutir as implicações de se implantar efetivamente uma zona tampão para a proteção dos fragmentos florestais, mesmo porque essa é uma questão que demanda um conhecimento mais profundo sobre as interações que ocorrem entre os diversos elementos da paisagem, foi estabelecida uma distância uniforme de 200 metros para representar uma classe virtual, mas que deve ser cuidadosamente avaliada no manejo integrado da paisagem.

4.3 Análise comparativa entre as abordagens adotadas

Para facilitar a comparação entre as abordagens utilizadas na caracterização ambiental do PEMD, considerando ou não o contexto no qual ele se insere, foi elaborada a Tabela 19 na qual estão sintetizadas as questões focalizadas em cada uma delas, considerando inclusive a diferenciação dos enfoques analisados quando o PEMD é integrado à paisagem do entorno. Desse modo, são destacados os tópicos relacionados com o nível analítico considerado em cada abordagem e enfoque, a abrangência territorial definida para realizar as análises, a possibilidade realizar análise temporal, os dados usados na classificação (variáveis que explicam o fenômeno analisado), o sistema de classificação adotado, a arquitetura de rede neural artificial usada para discriminar as classes de interesse, e os aspectos referentes à análise da ambigüidade entre as classes e do desempenho da rede na classificação dos dados.

TABELA 19 - Especificação dos tópicos que caracterizam as abordagens utilizadas.

Tópico	Caracterização da vegetação do PEMD	PEMD integrado à paisagem do entorno	
		Arranjo dos fragmentos florestais no tempo	Intensidade de pressão antrópica
Nível analítico	Discriminação em tipologias florestais	Arranjo espacial dos fragmentos florestais	Intensidade de pressão antrópica sobre os fragmentos
Abrangência espacial	Definida dentro dos limites do PEMD	Inclui o entorno do PEMD (comum às duas épocas analisadas)	Inclui o entorno do PEMD privilegiando áreas
Análise temporal	Relaciona 4 épocas de análise: 1985, 1991, 1995 e 1998.	Comparação do arranjo espacial dos fragmentos em 1985 e 1998.	Não há.
Dados usados na classificação	- Bandas espectrais TM3, TM4 e TM5 para cada data analisada; - Imagens de textura (85, 91, 95 e 98); - Dados de hipsometria, geomorfologia e solos	- Bandas espectrais TM3, TM4 e TM5 de 1985 e 1998; - Imagens de textura (85 e 98)	- Bandas espectrais TM3, TM4 e TM5 de 1998; - Imagem de textura (98)
Sistema de classificação	Adaptado de sistemas de classificação da vegetação existentes.	Definido por três classes genéricas, com base no modelo mancha - corredor - matriz.	Definido por cinco classes relacionadas com o grau de pressão antrópica.
Arquitetura da rede neural	[6-15-12-9] Contém 2 camadas escondidas, para classes que se confundem	[4-37-3] Contém uma única camada escondida.	[4-37-5] Contém uma única camada escondida.
Análise da ambigüidade entre as classes	Viabilizada pela ocorrência de transições pouco definidas entre as classes.	Poucas classes, com transições marcantes.	Poucas classes, bem separáveis.
Análise do desempenho da rede na classificação dos dados	Estimativa quantitativa feita com base em mapeamento existente.	Dados de referência não disponíveis.	Dados de referência não disponíveis.

Comparando inicialmente as duas abordagens quanto à questão dos desmembramentos possibilitados pela aplicação das redes neurais em cada caso percebe-se que, quando se trabalha com um sistema de classificação existente, como ocorreu no caso da caracterização dos tipos florestais presentes no PEMD, é possível estabelecer critérios quantitativos para avaliar o desempenho do classificador usado, desde que o mapeamento temático de referência seja considerado uma expressão da 'verdade terrestre', o que pode vir a subestimar o desempenho do classificador. No caso do sistema de classificação ser definido para atender questões específicas, fica mais difícil dispor-se de uma referência que atenda a critérios quantitativos.

Ainda sobre o sistema de classificação adotado, o qual está relacionado com o nível analítico pretendido, quando as classes de interesse apresentam transições pouco definidas, as redes neurais devem ser configuradas para determinar superfícies de decisão mais complexas (associadas a estruturas com um número maior de camadas); e uma análise da ambigüidade entre as classes pode indicar quais delas se confundem mais e quais as transições onde essas confusões são mais críticas. Por outro lado, quando as classes apresentam limites bem definidos (transições marcantes), as redes neurais capazes de discrimina-las têm estruturas mais simples.

No que se refere ao tipo de informação que pode ser obtido mediante a utilização de cada abordagem pode-se dizer que, enquanto o nível analítico adotado para discriminar tipos florestais pressupõe a integração de dados geográficos de natureza e épocas distintas, possibilitando avaliar os pontos positivos e limitações de uma análise restrita a uma área geográfica bem caracterizada, a abordagem de integrar a Unidade de Conservação à paisagem do seu entorno e considerá-la um fragmento florestal entre todos os demais que definem a paisagem, permitiu distinguir dois aspectos, revelados em cada um dos enfoques adotados. Ao analisar a dinâmica do arranjo espacial dos fragmentos florestais percebe-se pouca alteração na sua disposição, porém fica claro que, no passado, as maiores interferências no PEMD ocorriam no limite leste do Parque e que, recentemente, o foco potencial de distúrbios deslocou-se para sua face oeste, com a concentração de assentamentos rurais nessa região, os quais pressionam também muitos fragmentos florestais menores que ocorrem no seu entorno.

No mais, as condições de conectividade entre os fragmentos parecem ter sido deterioradas, com a definição de poucas áreas de mata ciliar. Esse quadro, mostrando fragmentos florestais isolados na matriz inter-habitat pode trazer implicações negativas na conservação da diversidade biológica, dificultando os deslocamentos de algumas espécies em busca de recursos e o manejo de metapopulações.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1 Conclusões

A aplicação de estruturas de redes neurais artificias na classificação de dados geográficos, de natureza diferenciada ou apenas multiespectrais e texturais, resultou em mapas temáticos diferenciados representando as classes de interesse para cada uma das situações analisadas. Os resultados obtidos mostram que, quando os dados de entrada são compatíveis e as redes neurais devidamente treinadas para reconhecer as categorias de interesse, essas estruturas constituem um modelo computacional robusto que pode ser aplicado em diferentes situações de classificação, independente do nível de generalização pretendido para as classes.

Para definir os tipos florestais presentes no PEMD usando uma rede neural com pesos ajustados para esse fim, os dados foram tratados visando sua compatibilização geográfica, radiométrica e temporal e, além disso, foram incluídas imagens de textura, em substituição ao plano de solos, definindo outros subconjuntos temporais de dados de entrada para a rede. As classificações resultantes, incluindo ou não a imagem de textura mostraram que, quando os dados estão adequadamente georreferenciados e a rede é treinada com amostras representativas de todas as classes, a natureza dos dados que constituem os planos de entrada para a classificação não é uma condição que restringe a aplicação dos modelos de redes neurais, uma vez que nenhum pressuposto sobre as propriedades paramétricas dos dados é requerido.

A realização do treinamento e validação de uma rede neural usando dados multiespectrais adquiridos em uma única data de passagem para aplicá-la a imagens orbitais tomadas em outras datas é factível desde que as cenas multitemporais tenham sido submetidas a um rigoroso procedimento de normalização radiométrica e que não incorporem diferenças sazonais que venham a camuflar as variações entre as

classes. Em casos onde isso não ocorre, a rede não reconhece adequadamente as classes, porque os padrões de treinamento apresentados a rede não encontram correspondência com os dados de entrada para a classificação. Isso fica particularmente claro na classificação desenvolvida com os dados de 1991, na qual a homogeneidade na resposta espectral praticamente inviabilizou a discriminação dos tipos florestais amostrados a partir da cena de 1985.

A utilização de um subconjunto de dados de entrada que incluísse uma imagem de textura, gerada a partir da banda espectral TM4, em substituição ao plano de solos, não promoveu um aumento significativo na capacidade de discriminar os tipos florestais na escala temporal considerada. Mesmo que a idéia inicial, ao se utilizar a textura, tenha sido identificar um dos tipos florestais mapeados em 1970 (TF1) e essa expectativa não tenha se concretizado, a inclusão da textura resultou em uma melhor representação espacial das classes em 1985, em relação à utilização do plano de solos, quando comparado ao mapeamento da vegetação de 1970. Essa observação foi suficiente para que a imagem de textura fosse considerada uma informação mais significativa que o mapa de solos para modelar o problema em questão. Uma das razões para que esse resultado fosse obtido está relacionada com o fato do mapa de solos estabelecer classes muito genéricas (a escala original do mapeamento é 1:200000 e apenas três classes são definidas na área do Parque), e oferecer pouco potencial de discriminação entre as classes. Apesar de ter a mesma escala original, o mapa de geomorfologia define um maior número de categorias e esses dados, juntamente com as classes hipsométricas, com nível de detalhamento significativamente maior, têm mais chance de diferenciar as classes de vegetação natural do PEMD. A maior possibilidade de separar os tipos florestais atribuída aos mapas de hipsometria e geomorfologia, em relação ao de solos, é sugerida pela própria definição espacial dessas classes temáticas, que guardam grande similaridade com os tipos florestais mapeados em 1970.

Uma aspecto relevante da abordagem desenvolvida com a utilização do simulador SNNS para a classificação dos tipos florestais presentes no PEMD foi a possibilidade de se realizar uma análise da ambigüidade entre as classes, no decorrer do processo de geração da imagem resultante da aplicação da rede neural. O simples procedimento de incorporar limiares gradativamente maiores ao fator de não-

ambigüidade indicou os locais onde podem ser identificados elementos de duas tipologias florestais, ou seja, explicitou as classes que apresentam uma definição mais estável e aquelas que mais se confundem. A análise da ambigüidade, nesse contexto, pode ser considerada uma alternativa para avaliar classes misturadas que ocorrem principalmente nas transições entre tipos de vegetação natural, onde podem ser identificadas características de dois tipos florestais vizinhos.

A disponibilidade do mapa de vegetação do PEMD (elaborado em 1970, na escala original 1:25000), permitiu estabelecer um critério quantitativo para avaliar o desempenho das redes neurais na classificação dos tipos florestais, resultante da integração das imagens multiespectrais de 1985 e outros dados geográficos. Esse mapa de vegetação foi, então, adotado como referência para a estimativa da exatidão das classificações de 1985, desconsiderando as discrepâncias decorrentes da defasagem temporal entre as datas de aquisição dos dados de referência e as imagens multiespectrais e da qualidade do próprio mapeamento da vegetação. Apesar dos indicadores estatísticos de similaridade entre a classificação usando a imagem de textura terem fornecido melhor resultado do que aqueles obtidos usando o plano de solos ou de um classificador estatístico baseado no critério de máxima verossimilhança, esses valores representam apenas o grau de concordância entre as classificações resultantes e o mapa de referência e devem ser analisados criticamente. A utilização de dados de referência em estimativas de exatidão pressupõe que esses dados sejam a expressão da "verdade terrestre" porém, em alguns casos, são feitas concessões tão fortes para que eles sejam aceitos como verdadeiros, que os índices de concordância obtidos podem levar a subestimar o desempenho de um dado classificador e, consequentemente, o nível de confiabilidade no produto gerado.

Uma outra questão que merece uma análise cuidadosa está relacionada com a definição de uma legenda consistente para as classes que designam os tipos florestais. Novamente, a referência adotada foi o mapeamento da vegetação do PEMD de 1970, cujos levantamento e descrição das classes foram feitos para atender a propósitos de inventário florestal, de modo que uma nova designação para classes foi feita a fim de adequa-la a um enfoque mais ambientalista e consistente temporalmente. Essa nova designação levou em conta as legendas adotadas em

vários sistemas de classificação da vegetação existentes, tanto genéricos quanto locais, e guarda uma maior relação com o objetivo dos mapas temáticos elaborados.

No mais, a caracterização do PEMD em termos de tipologias florestais, em quatro momentos distintos no tempo, foi desenvolvida a contento mediante a utilização de redes neurais artificiais. As cenas resultantes da classificação, mesmo representando apenas a área geográfica delimitada pelo Parque, indicaram claramente a área inundada em decorrência da instalação da UHE de Rosana a partir das cenas de 1991, revelando a dimensão de um impacto ambiental causado por um fator externo à Unidade de Conservação.

Uma concepção realmente diferenciada da aplicação de modelos de redes neurais a dados de sensoriamento remoto surgiu com a perspectiva de se desenvolver sistemas de classificação representando diferentes níveis de generalização para as classes. Mesmo que a abordagem usada tenha se restringido a uma representação do ordenamento espacial de fragmentos florestais e corredores na paisagem, sem se deter aos seus aspectos funcionais, ela revelou a necessidade de se considerar a influência do contexto geográfico e de uma política de manejo que integre a Unidade de Conservação aos fragmentos florestais e corredores de habitats remanescentes, com vistas à manutenção da biodiversidade.

Especificamente sobre a metodologia empregada nessa segunda abordagem, a utilização de imagens de textura, representadas pelos índices de fragmentação, em conjunto com os dados multiepectrais, compondo os planos de entrada para a classificação, mostrou-se particularmente adequada. Essa constatação correspondeu ao esperado, já que a variabilidade espacial expressa pela textura, permite discriminar nitidamente ambientes muito fragmentados, caracterizados por uma atividade antrópica mais intensa.

Os dois níveis de detalhamento adotados para detectar, inicialmente, apenas a dinâmica espacial do arranjo espacial de fragmentos florestais e corredores de habitat e, em seguida, identificar a intensidade de pressão antrópica exercida sobre os fragmentos remanescentes, permitiu verificar que houve pouca diferença no ordenamento espacial dos fragmentos florestais entre 1985 e 1998, mas que ocorreu um aumento sutil na descontinuidade da mata ciliar sugerindo que, ao longo dos

pequenos cursos d'água a vegetação não tem sido rigorosamente preservada. No que se refere à pressão antrópica exercida sobre os fragmentos, a cena classificada sugere que, ao contrário do que ocorria em 1985 quando o limite leste do PEMD mostrou indícios de perturbações externas, a face oeste do Parque e as demais manchas remanescentes de mata que se concentram nessa área estão, atualmente, mais sujeitas a interferências antrópica, o que é confirmado quando essa classificação é confrontada com informações mais recentes da região: muitos assentamentos rurais estão sendo preferencialmente implantados próximos aos fragmentos florestais e alguns deles limitando com a própria Unidade de Conservação. Esses indícios e alguns eventos naturais que ocorrem na sua vizinhança sugerem a necessidade de que sejam implantada medidas específicas de proteção à borda do PEMD e dos fragmentos remanescentes.

5.2 Recomendações

Devido à natureza abrangente do trabalho desenvolvido, várias perspectivas de aplicações futuras podem ser exploradas, algumas delas apenas sugeridas ou tratadas superficialmente na pesquisa. Em relação às peculiaridades da aplicação de redes neurais na classificação de dados multiespectrais e geográficos, existem muitos aspectos técnicos que precisam ser melhor avaliados. Questões específicas relacionadas com os procedimentos de aquisição de amostras de treinamento representativas e com o modo de apresentar essas amostras à rede para realizar uma classificação no contexto de uma janela (e não apenas pixel a pixel) podem ser particularmente importantes na análise da paisagem, e não foram abordadas nesse trabalho. Mesmo aspectos mais básicos relacionados com a definição das arquiteturas das rede neurais adotadas nas várias situações de classificação e dos diversos parâmetros usados no treinamento, merecem uma avaliação mais aprofundada, face ao problema que está sendo analisado.

Um aspecto secundário da aplicação das redes neurais que se constitui em uma perspectiva atraente para a aplicação dessas estruturas, em propostas de classificação da vegetação natural, é a análise da ambigüidade entre classes vizinhas. Sugere-se, assim, uma avaliação com esse enfoque a ser desenvolvida em regiões onde ainda ocorram extensas áreas de florestas naturais.

No âmbito da Ecologia da Paisagem percebe-se que a informação textural, principalmente aquela derivada do índice de fragmentação, tem uma contribuição significativa na discriminação entre áreas naturais e antrópicas. Nesse sentido, recomenda-se que sejam testadas janelas de dimensões maiores no cálculo desse indicador da textura da imagem e a também a aplicação de outros descritores texturais.

Uma outra sugestão, agora considerando os elementos constituintes da paisagem, é a utilização de métricas (descritas na literatura especializada) que detectem mais apropriadamente as características relacionadas com o tamanho, forma e grau de isolamento dos fragmentos florestais, assim como dos indicadores de conectividade entre eles. Esse tipo de procedimento demanda a utilização de técnicas de análise espacial e implica em uma edição prévia das classificações, distinguindo fragmentos e corredores, e convertendo esses objetos para o formato vetorial.

Para o Parque Estadual Morro do Diabo, particularmente, percebe-se que muitos dos distúrbios ambientais a que foi submetido têm origem externa. Essa constatação reforça a necessidade de que seja concebida uma estratégia de manejo que o integre ao dos fragmentos florestais remanescentes no seu entorno, no qual sejam considerados os fatores, antrópicos ou naturais, que exercem pressão ambiental. Um passo promissor nessa direção já foi sugerido em outros trabalhos sobre essa questão: implantar um programa de educação ambiental para a população rural do entorno e estabelecer, efetivamente, uma área de amortecimento ao redor dos fragmentos florestais remanescentes, para atenuar o efeito de borda.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASPINALL, R. J. (1994). GIS and spatial analysis for ecological modeling. In: MICHENER, W. K. et al., eds. *Environmental information management and analysis: ecosystems to global scales*. London, Taylor & Francis. Cap.6, p.377-96.

BENEDIKTSSON, J. A.; SWAIN, P. H.; ERSOY, O. K. (1990). Neural networks approaches versus statistical methods in classification on multisource remote sensing data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, v.28, n.4, p.540-52.

BRADSHAW, G. A.; GARMAN, L. (1994). Detecting fine-scale disturbance in forested ecosystems as measure by large-scale landscape patterns. In: MICHENER, W. K. et al., eds. *Environmental information management and analysis: ecosystems to global scales*. London, Taylor & Francis. Cap.7, p.535-50.

BRIDGEWATER, P. B. (1993). Landscape Ecology, Geographic Information Systems and Nature Conservation. In: HAINES-YOUNG, R. et al., eds. *Landscape Ecology and GIS*. London, Taylor & Francis. Cap. 2, p.23-36.

BRITES, R. S.; SOARES, V. P.; RIBEIRO, C. A. A. S. (1996). Efeitos da estratégia de amostragem na exatidão reportada pelo índice kappa na classificação de imagens orbitais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., Salvador, 1996. *Anais*. São José dos Campos, INPE. v.1, p.1-7.

BROWN, D. G. et al. (1994). Remote sensing and GIS techniques for spatial and biophysical analysis of alpine treeline through process and empirical models. In: MICHENER, W. K. et al., eds. *Environmental information management and analysis: ecosystems to global scales*. London, Taylor & Francis. Cap.7, p.453-82.

BROWN, D. G. (1998). Classification and boundary vagueness in mapping presettlement forest types. *International Journal of Geographical Information Science*, v.12, n.9, p.105-29.

BRUCK, E. C. et al. (1995). *Unidades de Conservação do Brasil: Cadastramento e Vegetação 1991 - 1994*. Brasília /Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. (Relatório Síntese)

CÂMARA, G. (1993). Anatomia de sistemas de informações geográficas: visão atual e perspectivas de evolução. In: ASSAD, E. D.; SANO, E. E., eds. *Sistemas de Informações Geográficas: Aplicações na Agricultura*. Planaltina, DF, EMBRAPA – CPAC. Cap.1, p.15-37.

CAMPOS, J. C.; HEINSDIJK, D. (1970). A floresta do Morro do Diabo. *Silvicultura em São Paulo*, n.7, p.43-58.

CARVALHO, C. T.; ALBERNAZ, A. L. K. M.; LUCCA, C. A. T. (1989). Aspectos da bionomia do mico-leão preto (*Leontopithecus chrysopygus* Mikan). (Mammalia, Callithricidae). *Revista do Instituto Florestal de São Paulo*, v.1, n.1, p.67-83.

CHEN, S. C. (1996). *Informações espectrais e texturais de vegetação da Região Amazônica a partir de dados do sensor TM do satélite Landsat*. São Paulo. 135 p. Tese (Doutorado) - Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas. Universidade de São Paulo.

COMPANHIA ENERGÉTICA DE SÃO PAULO - CESP. (1979). *Reservatórios de Rosana e Taquaruçu*: Estudo de controle ambiental e aproveitamento múltiplo. Plano de Enchimento, 3. São Paulo, CESP. v.4, p.46-63.

CONGALTON, R. G.; ODERWALD, R. G.; MEAD, R. A. (1983). Assessing Landsat classification accuracy using discrete multivariate analysis statistical techniques. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v.49, n.12. p.1671-78.

CONGALTON, R. G. (1988). A comparison of sampling schemes used in generating error matrices for assessing the accuracy of maps generated from remotely sensed data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v.54, n.5, p.593-600.

CONGALTON, R. G.; GREEN, K. (1993). A practical look at the sources of confusion in error matrix generation. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v.59, n.5, p.641-4.

COPPIN, P. R. (1994). Digital change detection in forest ecosystems: where are we and where are we going? ISPRS COMMISSION VII SYMPOSIUM: RESOURCE AND ENVIRONMENTAL MONITORING, Rio de Janeiro, 1994. *Proceedings*. INPE, São José dos Campos, v.30-7b, p.367-77.

CROSTA, A. P. (1992). *Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto*. Campinas, IG/Unicamp.

CULLEN JR, L.; VALLADARES-PÁDUA, C. (1998). *Pontal do Paranapanema: Reforma Agrária com conservação da biodiversidade*. Trabalho submetido à Revista Ciência e Cultura, SBPC. 17 p. /Digitado/

DAVIS, F. W.; DOZIER, J. (1990). Information analysis of a spatial database for ecological land classification. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v.56, n.5, p.605-13.

DECANINI, M. M. S. (1997). *The introduction of GIS technology in the State Parks - State of São Paulo: constraints and opportunities*. 220p. PhD Thesis - Geography Department, The University of Edinburgh.

DEMERS, M. N. (1997). *Fundamentals of Geographic Information Systems*. New York, John Wiley & Sons.

DESHLER, W. O. (1975). *Recomendações para o manejo do Morro do Diabo*. São Paulo. Secretaria da Agricultura, CPRN/IF. Publicação n° 6.

DREYER, P. (1993). Classification of land cover using optimized neural nets on SPOT data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v.59, n.5, p.617-21.

DUNN, C. P. et al. (1990). Methods for analyzing temporal changes in landscape patterns. TURNER, M. G.; GARDNER, R. T., eds. *Quantitative Methods in Landscape Ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity*. New York, Springer-Verlag. Cap. 1, p.3-12. (Ecological Studies, v.82)

EASTMAN, J. R. (1997). *Idrisi for Windows* - user's guide, version 2.0. Worcester, Clark Labs for Cartographic Technology and Geographic Analysis. Clark University.

FIDALGO, E. C. C. (1994). *Exatidão no processo de reconhecimento de padrões de vegetação natural a partir de imagens TM-Landsat em área de Mata Atlântica, no Estado de São Paulo*. Trabalho apresentado para o exame preliminar do curso de Mestrado em Sensoriamento Remoto. São José dos Campos, INPE./Digitado/

FOODY, G. M. (1994). Ordinal-level classification of sub-pixel tropical forest cover. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v.60, n.1, p.61-5.

FOODY, G. M.; MCCULLOCH, M. B.; YATES, W. B. (1995). Classification of remotely sensed data by an artificial neural network: issues related to training data characteristics. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v.61, n.4, p.391-401.

FIBGE - FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. (1992). *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Rio de Janeiro, IBGE (Série Manuais Técnicos em Geociências 1).

FORMAN, R. T. T. (1995). *Land Mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge, University Press.

FROHN R. C.; MENZ, G. (1996). Spatial separability of land-cover classes along a vertical transect in the Sierra Nevada using landscape pattern metrics and remote sensing. In: AMERICAN CONGRESS ON SURVEYING AND MAPPING, Baltimore, 1996. *Proceedings*. Falls Church, American Society for Photogrammetry and Remote Sensing, v.1, p.19-28.

GALO, M. L. B. T. (1997). *Aplicação de redes neurais artificiais na classificação de dados de sensoriamento remoto*: Relatório de projeto de pesquisa referente ao triênio 29/07/94 a 28/07/97. Presidente Prudente, FCT/Unesp. /Digitado/

GALO, M. L. B. T.; NOVO, E. M. L. M. (1998a). *Normalização radiométrica de imagens: um meio de integrar dados multitemporais de sensoriamento remoto para monitoramento ambiental*. Trabalho submetido para publicação na Revista do Instituto Florestal de São Paulo./Digitado/

GALO, M. L. B. T.; NOVO, E. M. L. M. (1998b). Índices de paisagem aplicados à análise do Parque Estadual Morro do Diabo (CD ROM). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, IX, Santos, 1998. *Anais*. São José dos Campos, INPE. 12p.

GARDNER, R. H.; TURNER, M. G. (1990). Future directions in Quantitative Landscape Ecology. In: TURNER, M. G.; GARDNER, R. T., eds. *Quantitative Methods in Landscape Ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity*. New York, Springer-Verlag. Cap. 4, p.519-25. (Ecological Studies, v.82).

GOH, A. T. C. (1995). Back-propagation neural networks for modeling complex systems. *Artificial Intelligence in Engineering*, n.9, p.143-51.

GONZALES, J. (1994). GIS applications perspective: using remote sensing and GIS for modeling old-growth forests. In: SAMPLE, V. A., ed. *Remote Sensing and GIS in Ecosystem Management*. Washington, Island Press. Cap. 2, p.157-74.

GONZALEZ, R. C.; WOODS, R. E. (1993). Recognition and Interpretation. In: *Digital Image Processing*. Reading, Addison-Wesley. Cap.9, p.571-661.

GUILLAUMON, J. R.; et al. (1983). *Estudos para o Manejo da Reserva Estadual Morro do Diabo*. São Paulo/Instituto Florestal (Relatório Técnico apresentado ao WWF/IUCN).

GULINCK, H.; WALPOT, O.; JANSSENS, P. 1993. Landscape structural analysis of Central Belgium using SPOT data. In: HAINES-YOUNG, R.; et al., eds. *Landscape Ecology and GIS*. London, Taylor & Francis. Cap. 4, p.129-39.

HAZELTON, N. W. J. (1997). Temporal Aspects of Maps and Mapping: Some Implications. *Surveying and Land Information Systems*, v.57, n.1, p.42-54.

EESC-USP Biblioteca S. CARLOS

HAINES-YOUNG, R.; GREEN, D. R.; COUSINS, S. H. (1993). Landscape Ecology and Geographical Information Systems. In: HAINES-YOUNG, R. et al., eds. *Landscape Ecology and GIS*. London, Taylor & Francis. Cap. 1, p.3-8.

HENEBRY, G. M.; SU, H. (1993). Using landscape trajectories to assess the effects of radiometric rectification. *International Journal of Remote Sensing*, v.14, n.12, p.2417-23.

HEPNER, G. F.; LOGAN, T.; RITTER, N.; BRYANT, N. (1990). Artificial neural network using a minimal training set: comparison of conventional supervised classification. *Photogrammetric Enginnering and Remote Sensing*, v.56, n.4, p.469-73.

HUSH, D. R.; HORNE, B. G. (1993). Progress in supervised neural networks: what's new since Lippmann. *IEEE Signal Processing Magazine*, v.1, p.8-37.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cartas do Brasil (1973). *Cartas topográficas:* Santo Antônio do Caiuá, Folha SF-22-Y-B-IV-1; Ribeirão das Pedras, Folha SF-22-Y-B-I-3; Teodoro Sampaio, Folha SF-22-Y-B-IV-2. Rio de Janeiro, IBGE. Escala 1:50000.

INSTITUTO FLORESTAL DE SÃO PAULO. *Parque Estadual Morro do Diabo* (Séries Áreas Naturais nº 7). São Paulo. */folder/*

ISOGAI, C. M. et al. (1997). *Metodologia para geração de uma carta de zoneamento ambiental para o Parque Estadual Morro do Diabo*: Trabalho de graduação - relatório e mapas digitais. Presidente Prudente, FCT/Unesp./Digitado/

KARTIKEYAN, B.; GOPALAKRISHINA, B.; KALUBARME, M. H.; MAJUMDER, K. L. (1994). Contextual techniques for classification on high and low-resolution remote sensing data. *International Journal of Remote Sensing*, v.15, n.5, p.1037-51.

KING, A. W. (1990). Translating models across scales in the landscape. In: TURNER, M. G.; GARDNER, R. T., eds. *Quantitative Methods in Landscape Ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity.* New York, Springer-Verlag. Cap. 4, p.479-517. (Ecological Studies, v.82)

LAVERS, C. J.; HAINES-YOUNG, R. H. (1993). Equilibrium landscapes and their aftermath: spatial heterogeneity and the role of the new technology. In: HAINES-YOUNG, R. H. et al. eds. *Landscape Ecology and GIS*. London, Taylor & Francis. Cap. 3, p.57-74.

LEE, J.; WEGER, R. G.; SENGUPTA, S. K.; WELCH, R. M. (1990). A neural network approach to cloud classification. *IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing*, v.28, n.5, p.846-55.

LEITE, J. F. (1998). *A ocupação do Pontal do Paranapanema*. Presidente Prudente, Editora Unesp.

LI, B.; CHU, Y.; LOH, D. K. (1993). Event probability correlation analysis for comparison of two-phase ecological maps. *Ecological Modeling*, v.69, p.287-302.

LIPPMANN, R. P. (1987). An introduction to computing with neural nets. *IEEE ASSP Magazine*, v.4, p.4-22.

LOBO, A. (1997). Image segmentation and discriminant analysis for the identification of land cover units in Ecology. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, v.35, n.5, p.1136-45.

MACKENZIE, M. D. (1994). GIS applications perspective: Remote sensing and GIS as a bridge between ecologists and resource managers in the Northern Lake States. In: SAMPLE, V. A., ed. *Remote Sensing and GIS in Ecosystem Management*. Washington, Island Press. Cap. 2, p.265-82.

MATTEUCCI, S. D.; COLMA, A (1982). *Metodologia para el estudio de la vegetacion*. Washington, D.C., Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos, Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Monografia nº 22 (Serie de Biología).

MCNEELY, J. A. et al. (1990). *Conserving the World's Biological Diversity*. Washington, IUCN/WRI/CI/WWF/The World Bank. (Technical Report)

MERRIAM, g. et al. (1990). Landscape dynamics models. In: TURNER, M. G.; GARDNER, R. T., eds. *Quantitative Methods in Landscape Ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity*. New York, Springer-Verlag. Cap. 3, p.399-416. (Ecological Studies, v.82)

METZGER, J. P. (1999). Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *An. Acad. Bras. Ci.*, v.71, n.3-1, p.445-63.

MILANO, M. S. (1982). Curso de Manejo de Áreas Silvestres. /Apostila escrita para o curso de Manejo de Áreas Silvestres do curso de Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná. Curitiba, Fupef./

MUKAI, T. (1992). *Direito ambiental sistematizado*. 2.ed. Rio de Janeiro, Forense Universitária.

NOVO, E. M. L. M. (1989). *Sensoriamento Remoto: Princípios e Aplicações*. São Paulo, Edgard Blücher.

ODUM, E. P. (1982). *Ecologia*. Trad. por Christopher J. Tribe. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan.

QUATTROCHI, D. A.; PELLETIER, R. E. (1990). Remote sensing for analysis of landscapes: an introduction. In: TURNER, M. G.; GARDNER, R. T., eds. *Quantitative Methods in Landscape Ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity.* New York, Springer-Verlag. Cap. 2, p.51-66. (Ecological Studies, v.82)

PASTORE, J. A.; BERZAGHI, A. J. P. (1989). As *Meliaceae* do Parque Estadual Morro do Diabo (Teodoro Sampaio - SP). *Revista do Instituto Florestal de São Paulo*, v.1, n.1, p.85-116.

PEARSON, S. M. (1994). Ecological perspective: understanding the impacts of forest fragmentation. In: SAMPLE, V. A., ed. *Remote Sensing and GIS in Ecosystem Management*. Washington, Island Press. Cap. 2, p.178-91.

PLYUSNIN, V. M. (1995). A remote sensing-based assessment of landscape modification in East Siberia. *Mapping Sciences and Remote Sensing*, v.32, n.1, p.71-9.

RICHARDS, J. A. (1986). *Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction.* New York, Springer Verlag.

ROSENFIELD, G. H.; FITZPATRICK-LINS, K. (1986). A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v.52, n.2, p.223-7.

RYAN, T. W., SEMENTILLI, P. J.; YUEN, P.; HUNT, B. R. (1991). Extraction of shoreline features by neural nets and image processing. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v.57, n.7, p.947-55.

SAMPLE, A. (1994). Remote sensing and GIS in ecosystem management - introduction. In: SAMPLE, V. A., ed. *Remote Sensing and GIS in Ecosystem Management*. Washington, Island Press. Cap. 1-9.

SANCHES, M. G. (1996). *Aquisição digital de dados espaciais para o Parque Estadual Morro do Diabo*: Relatório de estágio e arquivos digitais. Presidente Prudente, FCT/Unesp. /Digitado/

SÃO PAULO (Estado). Leis, etc. (1986). Decreto nº 25.341 de 04 de junho de 1986. Trata do regulamento dos Parques Estaduais Paulistas. São Paulo, IMESP.

SÃO PAULO (Estado) Secretaria do Meio Ambiente. (1991). *Educação Ambiental em Unidades de Conservação e de Produção*. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente (Série Guias).

SCHALKOFF, R. (1992). *Pattern Recognition: Statistical, Structural and Neural Approaches*. Singapore, John Wiley & Sons.

SCHLÜNZEN, E. T. M. et al. (1993). Perspectivas da Aplicação de Redes Neurais na Classificação de Dados Multiespectrais de Sensoriamento Remoto. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 7, Curitiba, PR., 1993. *Anais*. São José dos Campos, INPE. v.3, p.438-44.

SCHOWENGERDT, R. A. (1983). *Techniques for Image Processing and Classification in Remote Sensing*. Orlando, Academic Press.

SCHOTT, J. R.; SALVAGGIO, C.; VOLCHOK, W. J. (1988). Radiometric scene normalization using pseudoinvariant features. *Remote Sensing of Environment*, v.26, n.1, p.1-16.

SCHRIEVER, J. R.; CONGALTON, R. G. (1995). Evaluating seasonal variability as an aid to cover-type mapping from Landsat Thematic Mapper data in the Northeast. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v.61, n.3, p.321-27.

SHEFFNER, E. *Landsat 7*. http://geo.arc.nasa.gov/sge/landsat/17.html (05 Jun. 1999).

SERPICO, S. B.; ROLI, F. (1995). Classification of multisensor remotesensing images by structured neural networks. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, v.33, n.3, p.562-78.

SHOSHANY, M.; KUTIEL, P.; LAVEE, H.; EICHLER, M. (1994). Remote sensing of vegetation cover along a climatological gradient. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v.49, n.4, p.2-10.

SOLBERG, A. H. S.; JAIN, A. K.; TAXT, T. (1994). Multi-source classification of remotely sensed data: fusion of Landsat TM and SAR images. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, v.32, n.4, p.768-78.

STORY, M.; CONGALTON, R. G. (1986). Accuracy assesment: a user's perspective. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v.52, n.3, p.397-99.

STOW, D. A (1993). The role of Geographic Information Systems for Landscape Ecological studies. In: HAYNES-YOUNG, R. et al., eds. *Landscape Ecology and GIS*. London, Taylor & Francis. Cap. 2, p.11-22..

TAO, T.; KOUWEN, N. (1989). Remote sensing and fully distributed modeling for flood forecasting. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v.115, n.6, p.809-23.

TURNER, M. G. (1989). Landscape Ecology: the effect of pattern on process. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, v.20, p.171-97.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. (1990). Quantitative methods in Landscape Ecology: an introduction. In: TURNER, M. G.; GARDNER, R. T., eds. *Quantitative Methods in Landscape Ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity.* New York, Springer-Verlag. Cap. 1, p.3-12. (Ecological Studies, v.82)

TURNER, S. J. et al. (1990). Pattern and scale: statistics for Landscape Ecology. In: TURNER, M. G.; GARDNER, R. T., eds. *Quantitative Methods in Landscape Ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity.* New York, Springer-Verlag. Cap. 2, p.17-45. (Ecological Studies, v. 82)

VALADARES-PÁDUA, C.; CULLEN JR., L; PADUA, S. M.; DITT, E. H.; MEDICI, E. P.; LUCA, A. (1998). Resgatando a grande reserva do pontal do Paranapanema: Reforma Agrária e conservação de biodiversidade. /Apresentado ao Congresso de Unidades de Conservação, 1998/

VALERIANO, D. M.; SANTOS, J. R.; HERNANDEZ FILHO, P.; CARVALHO, V. C. (1987). O sensoriamento remoto aplicado à vegetação como subsídio ao planejamento municipal. In: ENCONTRO NACIONAL DE SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO AO PLANEJAMENTO MUNICIPAL, 1, Campos do Jordão, SP, 1987. *Anais.* São José dos Campos, INPE, p.151-64.

WHITE, J. D.; KROH, G. C.; PINDER III, J. E. (1995). Forest mapping at Lassen Volcanic National Park, California, using Landsat TM data and a geographical information system. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v.61, n.3, p.299-305.

WRIGTH, R. G.; MACHLIS, G. E. (1985). *Models for Park Management: a prospectus.* Idaho, University of Idaho/Cooperative Park Studies Unit. (Final Report, Contract No. CX900-2-E007).

ZELL, A. et al. (1995). *SNNS: Stuttgart Neural Network Simulator.* User Manual, Version 4.1. Stuttgart, University of Stuttgart. (Report No. 6/95).

ZHOU, W. (1999). Verification of the nonparametric characteristics of backpropagation neural networks for image classification. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, v.37, n.2, p.771-9.

ZHUANG, X.; ENGEL, B. A.; BAUMGARDNER, M. F.; SWAIN, F. H. (1991). Improving classification of crop residues using digital land ownership data and Landsat TM imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v.57, n.11, p.1487-92.

ZHUANG, X.; ENGEL, B. A. ; LOZANO-GARCIA, D. F.; FERNÁNDEZ, R. N.; JOHANNSEN, C. J. (1994). Optimization of training data required for neuro-classification. *International Journal of Remote Sensing*, v.15, n.16, p.3271-77.

APÊNDICE 1

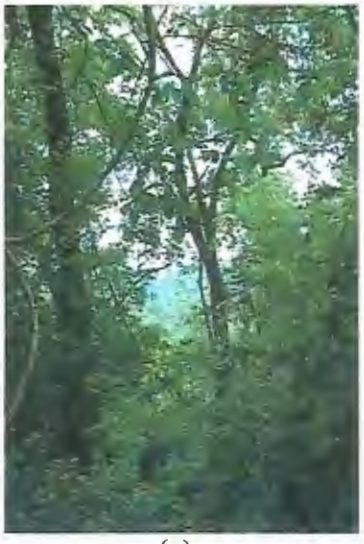
Vistas do PEMD: o entorno e a mata.

(a)

(b)

(c)

(d)



(e)

(a) Visão externa do PEMD, a partir da estrada que corta a área no sentido leste-oeste. Ao fundo, o Morro do Diabo
(b) Parte oeste do Parque, vista do alto do Morro do Diabo. Ao fundo, o padrão de ação antrópica do entorno.
(c) Idem (b)
(d) Vista da vegetação do PEMD, a partir do topo do morro.
(e) Uma visão do interior da mata local, obtida na trilha de acesso ao Morro do Diabo.