

NAÍSSA BATISTA DA LUZ

**ANÁLISE ESPACIAL COMO SUBSÍDIO À RECUPERAÇÃO
DE ECOSSISTEMAS APOIADA NA ECOLOGIA DE
PAISAGENS E IMAGENS IKONOS**

Dissertação apresentada como requisito parcial
à obtenção do título de Mestre em Engenharia
Florestal do Setor de Ciências Agrárias da
Universidade Federal do Paraná.

Orientadora: Prof.^ª Dr.^ª Christel Lingnau
Co-orientador: Prof. Dr. Jorge S. Centeno

CURITIBA

2002



Universidade Federal do Paraná
Setor de Ciências Agrárias – Centro de Ciências Florestais e da Madeira
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal
Av. Lothário Meissner, 3400 - Jardim Botânico – CAMPUS III
80210-170 - CURITIBA - Paraná
Tel. (41) 360.4212 - Fax. (41) 360.4211 - <http://www.floresta.ufpr.br/pos-graduacao>
e-mail: pinheiro@floresta.ufpr.br

PARECER
Defesa nº 472

A banca examinadora, instituída pelo colegiado do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, do Setor de Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Paraná, após arguir a mestrand *NAÍSSA BATISTA DA LUZ* em relação ao seu trabalho de dissertação intitulado “ANÁLISE ESPACIAL COMO SUBSÍDIO À RECUPERAÇÃO DE ECOSSISTEMAS APOIADA NA ECOLOGIA DE PAISAGENS E IMAGENS IKONOS”, é de parecer favorável à **APROVAÇÃO** da acadêmica, habilitando-a ao título de *Mestre em Ciências Florestais*, na área de concentração em *Manejo Florestal*.

Dr.ª Christel Lingnau

Professora e pesquisadora do Departamento de Ciências Florestais da UFPR
Orientadora e presidente da banca examinadora

Dr.ª Yeda Maria Malheiros de Oliveira
Pesquisadora da EMBRAPA/CNP-Floresta
Primeira examinadora

Dr.ª Daniela Biondi Batista

Professora e pesquisadora do Departamento de Ciências Florestais da UFPR
Segunda examinadora

Curitiba, 30 de abril de 2002.

Nivaldo Eduardo Rizzi
Coordenador do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal
Franklin Galvão
Vice-coordenador

Dedico este trabalho a:

Meus pais, pelo apoio que recebi e que me permitiu chegar onde estou. À meu pai, Jaime Schmitt da Luz, por suas palavras sempre sábias e conselhos preciosos para o meu desenvolvimento pessoal e formação do meu caráter, maior virtude humana. À minha querida e dedicada mãe, Maria Ângela Batista da Luz, por estar sempre presente apoiando e participando de minha vida, e pela amizade incondicional.

Aos meus avós maternos, Dirce e Oswaldo Baptista, por serem as pessoas que, depois de meus pais, sempre acreditaram que eu pudesse contribuir na construção de um futuro melhor para mim e para o nosso país, através da carreira que escolhi.

Muito Obrigada. De sua filha e neta, com carinho.

Ao meu querido sobrinho, Miguel Antônio Batista da Luz, que representa a esperança de um futuro melhor, a inocência e a bondade que falta nos homens e a alegria e beleza da vida.

Ao homem que amo, Rafael Rocco Salles.

AGRADECIMENTOS

Ao CONSELHO NACIONAL de DESENVOLVIMENTO CIENTÍFICO e TECNOLÓGICO, pelo apoio financeiro concedido na forma da bolsa de estudos.

Aos meus professores orientadores, CHRISTEL LINGNAU, que me acolheu desde os tempos de graduação e iniciou minha formação na área em que escolhi trabalhar dentro da minha profissão, e sempre acreditou em meu potencial, e JORGE SILVA CENTENO, sempre pronto a transmitir seu vasto conhecimento com muito carinho e amizade, além de um bom-humor cativante, e que abriu as portas do curso e dos laboratórios de Ciências Geodésicas, onde pude trabalhar sempre que necessário em um ambiente aconchegante e amistoso.

Aos membros da banca examinadora, por suas valiosas contribuições, YEDA MARIA MALHEIROS e DANIELA BIONDI.

Aos professores que não me orientaram oficialmente, mas que certamente contribuíram enormemente não só na realização deste trabalho como também em minha formação profissional durante o curso de Mestrado: CARLOS VELOSO RODERJAN, FRANKLIN GALVÃO, YOSHIKO SAITO KUNIYOSHI, FLÁVIO FELIPE KIRCHNER, HENRIQUE SOARES KOEHLER, JULIO EDUARDO ARCE, CARLOS ROBERTO SANQUETTA, CLÁUDIA ROBBI SLUTER e QUINTINO DALMOLIN.

Aos professores dos tempos do Curso de Graduação em Engenharia Florestal, que de uma forma ou de outra me transmitiram parte de seu conhecimento, o bem mais precioso que se pode ter.

Aos servidores e funcionários da Universidade, que me ajudaram prontamente a resolver todos os problemas durante este período, e por quem tenho grande carinho, CELSO, ELINOR e REINALDO.

Aos amigos que “copiaram” os artigos científicos, livros e trabalhos técnicos que embasaram este trabalho, EMERSON, JEAN e ELSON do xerox, que sempre tiveram por mim grande carinho.

Aos queridos colegas do Curso de Mestrado. EMMERSON ROBERTO SCHOENINGER, MILTON LUIS BRERO DE CAMPOS, LUCIANO FARINHA WATZLAWICK, MURILO LACERDA BARDAL e demais colegas de ingresso, com quem compartilhei momentos de muita alegria e também de muito esforço, sofrimento e, já diria um querido amigo, “oh, angústia”. Aos demais colegas do Curso de Mestrado, que ingressaram em diferentes épocas, mas também fizeram parte desta bonita jornada, MARIA DE NAZARÉ MACIEL, ANA PAULA HUMMES, FÁBIO MINORU YAMAJI, REGINA ROCIO ANDRADE, FLÁVIO ROLIM, MOACIR, e tantos outros.

Aos amigos de graduação de ontem, RICARDO MARQUES (“MAGRÃO”), RAFAEL PEREIRA SGUISSARDI (“LAMELA MÉDIA”), RODRIGO MEISTER ALMEIDA (“MINDUIM” OU “MINDUBA” PARA OS ÍNTIMOS, RODRIGO FEIJÓ (“FEIJÃO”), JOÃO OTÁVIO BOZZI, JOÃO LUIS (“DÃO”), FLÁVIO (“FLAVIÃO”), FRANZ, GIOVANA, RENATINHA, LIZ, GAL e CAROL, e de hoje, “GUAPO”, CEUSNEI, “CAFÉ”, “CACHOPA”, “MAX”, MUNRÁ”, KLAUS, FERNANDA, CLÁUDIO, PYRAMON, RAFAEL, CHRISTOPHER, e tantos outros, que me perdoem o esquecimento.

Aos amigos do coração, que espero sempre preservar: LUCIANA CARDON CASTRO, SORAYA CARNEIRO RICCI, ADRIANA TRIPPIA CECY e ÂNGELA MONTE, minhas amigas irmãs. MARCELUS KLINGUELFUS BORGES, MARCELO BOGO, MARCOS ALMEIDA, LUCIANO POHL, ALFREDO (“GROSELHA”), DANIEL ALEGRETTI, CAROLINA MACHADO, MARCOS (“TEX”), MARCELINHO e KARIN, e tantos outros.

Ao querido amigo ANDRÉ BISCAIA DE LACERDA, com quem pude discutir durante horas a “Ecologia de Paisagens” e outros aspectos técnicos, e que me deu enorme apoio e inspiração para realizar este trabalho.

À minha família, que sempre me deu o suporte necessário e sempre acreditou em mim, meus tios MARCOS e RITA DE CÁSSIA BATISTA, EUGÊNIO e CÉLIA BATISTA, ALESSANDRA BAPTISTA, DOROTÉIA e VALDIR SILVA, meus avós DIRCE e OSWALDO BAPTISTA, meus pais queridos MARIA ÂNGELA e JAIME DA LUZ, e meus irmãos, pelas horas de convívio amigável ou não (pelo menos durante nossa infância, as brigas eram duradouras e para mim doloridas). Ao meu irmão mais novo, ENRICO, agradeço em especial a ajuda com dificuldades no uso de alguns softwares. Ao meu irmão mais velho, RAMIRO, agradeço por ter trazido à nossa família e ao nosso convívio duas pessoas maravilhosas, sua esposa, NERLI e seu filho, “MIGUELITO”, criança abençoada que traz alegria e esperança à nossas vidas.

A um casal muito especial, que considero também minha família, e com quem convivo, que me acolheram e me dão muito carinho, DALILA ROCCO e JORGE RAMILLO SALLES, muito obrigado por abrirem as portas de sua casa para mim.

E finalmente, ao homem que eu amo e com quem espero construir uma vida cheia de realizações e alegrias, RAFAEL ROCCO SALLES, pelas horas que nos foram privadas em detrimento da realização deste trabalho, e por teu amor.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	vi
LISTA DE TABELAS	viii
RESUMO	x
ABSTRACT	xi
1 INTRODUÇÃO	1
2 JUSTIFICATIVA	2
3 OBJETIVOS	4
3.1 OBJETIVOS GERAIS.....	4
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	4
4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
4.1 A ECOLOGIA DE PAISAGENS.....	5
4.2 ESCALA DE PAISAGENS	6
4.3 EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO.....	8
4.3.1 Perda de Biodiversidade	10
4.3.2 Efeitos de Borda.....	11
4.3.3 Efeitos Indiretos.....	13
4.4 CORREDORES DE VEGETAÇÃO	14
4.4.1 Vegetação Ciliar	16
4.5 RECUPERAÇÃO DOS ECOSISTEMAS.....	18
4.6 SENSORES REMOTOS APLICADOS À ECOLOGIA E BIODIVERSIDADE DE PAISAGENS.....	22
4.6.1 Fotografias Aéreas.....	23
4.6.2 Imagens Digitais.....	23
4.6.2.1 Textura.....	24
4.6.2.2 Redes Neurais Artificiais.....	26
4.7 ANÁLISE ESPACIAL E ECOLOGIA DE PAISAGENS.....	31
4.8 DESCRITORES DO PADRÃO E DA ESTRUTURA DE PAISAGENS	34
4.8.1 Área.....	34
4.8.2 Forma.....	36
4.8.3 Distância a Unidades Florestais e Continuidade	37
4.8.4 Diversidade e Dominância de Ambientes.....	37
5 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	39
5.1 LOCALIZAÇÃO	39
5.2 CLIMA	41
5.3 SOLOS	41
5.4 GEOLOGIA.....	42
5.5 GEOMORFOLOGIA	43
5.6 HIDROLOGIA	43
5.7 HIDROGEOLOGIA.....	44
5.8 VEGETAÇÃO	44
5.8.1 Floresta Ombrófila Mista Montana – Vegetação Secundária	45
5.8.1.1 Fases Inicial e Intermediária da Vegetação Secundária.....	45
5.8.1.2 Fase Avançada da Vegetação Secundária.....	46
5.8.2 Floresta Ombrófila Mista Aluvial.....	47
5.8.2.1 Floresta Ombrófila Mista Aluvial Menos Desenvolvida	47
5.8.2.2 Floresta Ombrófila Mista Aluvial Mais Desenvolvida.....	49
5.8.3 Formações Pioneiras com Influência Flúvio-lacustre Herbáceas....	50
6 METODOLOGIA	52

6.1	FOTOINTERPRETAÇÃO E DEFINIÇÃO DOS ELEMENTOS DE PAISAGEM	52
6.2	CLASSIFICAÇÃO DIGITAL DA IMAGEM IKONOS.....	54
6.2.1	Máxima Verossimilhança.....	55
6.2.2	Redes Neurais Artificiais	57
6.3	CLASSIFICAÇÃO DA IMAGEM COM DADOS AUXILIARES	59
6.3.1	Modelo Digital de Superfície.....	60
6.3.2	Textura da Imagem Digital	61
6.4	INTERPRETAÇÃO VISUAL DA IMAGEM IKONOS.....	64
6.5	CÁLCULO DOS DESCRITORES DA ESTRUTURA DA PAISAGEM.....	65
6.6	SIMULAÇÃO DE UMA ZONA DE RECUPERAÇÃO DA VEGETAÇÃO	69
7	RESULTADOS E DISCUSSÃO	70
7.1	FOTOINTERPRETAÇÃO	70
7.2	CLASSIFICAÇÃO AUTOMÁTICA DA IMAGEM IKONOS	72
7.2.1	Máxima Verossimilhança.....	72
7.2.2	Redes Neurais Artificiais	76
7.3	INTERPRETAÇÃO VISUAL DA IMAGEM IKONOS.....	78
7.4	ANÁLISE DA PAISAGEM	82
7.4.1	Hábitat Interior.....	89
7.4.2	Vizinhança entre Unidades de Paisagem.....	92
7.4.3	Adjacência das Unidades da Paisagem	95
7.4.4	Forma e Continuidade.....	98
7.4.5	Simulação de Corredores de Vegetação.....	99
8	CONCLUSÕES	102
9	RECOMENDAÇÕES FINAIS	103
10	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	104

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Esquema de um neurônio humano. (Adaptado de Lewis, 2001).....	27
Figura 2: Neurônio de McCulloch e Pitts. (Reproduzido de Braga et al., 2000).....	28
Figura 3. Funções de ativação. Em (a): função linear, (b): função rampa, (c): função degrau (step) e (d): função sigmoidal. (Reproduzido de Braga et al., 2000).....	29
Figura 4: Esquema da arquitetura de uma rede neural artificial simplificada. (Adaptado de Smith, 2001).....	30
Figura 5. Comparação entre as representações raster e vetorial, e a forma de posicionamento dos objetos em cada uma. A paisagem em A é mostrada em representação raster em B e vetorial em C. Os povoamentos florestais (P) são representados por área, o rio (R) por linhas e a casa (C) por ponto (Adaptado de Aronoff, 1995).	34
Figura 6. Mapas de localização da área de estudo (em azul, mapa maior), demonstrando o Município de Araucária, com o grid referencial UTM. Abaixo à direita, a posição do município no Estado do Paraná e à esquerda, o estado no Brasil.	39
Figura 7. Recorte da fotografia aérea obtida na escala aproximada de 1:8.000. (a) Floresta Ombrófila Mista Aluvial menos desenvolvida (b) Floresta Ombrófila Mista Aluvial mais desenvolvida, (c) as Formações Pioneiras de Influência Flúvio-lacustre herbáceas, (d) Fase Inicial da Vegetação Secundária (e) Fase intermediária da Vegetação Secundária.	40
Figura 8. Imagens do sensor Ikonos, em composição infravermelho (infravermelho próximo, verde e azul em R, G, B respectivamente) e em composição colorido normal (vermelho, verde e azul em R, G, B respectivamente).....	55
Figura 9. Funções de densidade de probabilidade.....	56
Figura 10. Limites das classes de tamanho (área em ha), utilizados na distribuição de frequências das unidades na paisagem.	67
Figura 11: Mapa preliminar da área de estudo elaborado a partir de fotografias aéreas na escala 1:15.000 de 17 de Julho de 2000.	70
Figura 12. (a) Composição infravermelho colorido, com as bandas do infravermelho, verde e azul nos canais RGB respectivamente. (b*) Classificação obtida pelo algoritmo da Máxima Verossimilhança, a partir das 4 bandas originais do sensor.....	73
Figura 13. (a) Composição colorida infravermelho, com as bandas do infravermelho, verde e azul nos canais RGB respectivamente. (b) Classificação obtida pelo algoritmo da Máxima Verossimilhança, a partir das 4 bandas originais do sensor, o modelo numérico do terreno e o aspecto.	75
Figura 14. Classificação obtida pelo algoritmo de RNA, a partir das 4 bandas originais do sensor, com 5 classes de cobertura do solo.	76
Figura 15. Mapa de cobertura do solo, produzido pela interpretação visual da imagem Ikonos.	79

Figura 16. Grid demonstrando os pontos utilizados na verificação do mapa temático gerado pela interpretação visual da imagem Ikonos.....	82
Figura 17. Freqüência percentual do número de unidades na paisagem, por classe de cobertura do solo*.....	84
Figura 18. Percentagem da área da paisagem ocupada por cada classe de cobertura do solo*.....	85
Figura 19: O gráfico demonstra a distribuição percentual das unidades por classes de área tamanho (ha).....	86
Figura 20. Mapas demonstrando as áreas de borda e interior, quando diferentes larguras de borda foram consideradas. O retângulo vermelho indica a área ampliada.....	91
Figura 21: Gráficos com a distribuição da vizinhança das unidades de paisagem, em valores absolutos, por classe de cobertura do solo*. As letras de (a) a (g) referem-se aos gráficos das classes 1 a 7 respectivamente.....	94
Figura 22: Adjacência de unidades por classe de cobertura do solo*, em percentagem.....	97
Figura 23. Demonstra o corredor de vegetação proposto.....	101

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Funções de ativação e suas respectivas equações.	28
Tabela 2: Categorias e elementos de paisagem, com o número que representa cada elemento.....	53
Tabela 3: Dados da resolução espacial e da resolução espectral do sensor Ikonos. O símbolo * denota as bandas utilizadas neste trabalho.....	54
Tabela 4. Distribuição do número de pixels coletados para cada conjunto de amostras de treinamento por classe de cobertura do solo, para cada algoritmo.....	57
Tabela 5: Descrição e fórmulas utilizadas no cálculo dos parâmetros utilizados para a geração das bandas de textura a partir da primeira componente principal (WERDER, 1998).....	63
Tabela 6. Descrição dos índices calculados no software ArcView para classes e paisagem.....	66
Tabela 7. Limites de distância para a análise da vizinhança entre unidades.....	67
Tabela 8. Descrição, cálculo e interpretação dos índices de forma utilizados.....	68
Tabela 9. Características dos elementos de paisagem utilizados na fotointerpretação.....	71
Tabela 10. Matriz de confusão (em %) da classificação pelo algoritmo de Máxima Verossimilhança, a partir das 4 bandas originais do sensor, com 5 classes de cobertura do solo*, para a imagem recortada.....	72
Tabela 11. Matriz de confusão (em %) da classificação pelo algoritmo da Máxima Verossimilhança a partir das 4 bandas originais, o modelo numérico do terreno e o aspecto, com 8 classes de cobertura do solo.....	74
Tabela 12. Matriz de confusão da classificação pelo algoritmo de RNA, com 5 classes de cobertura do solo, para a imagem recortada, a partir das 4 bandas originais do sensor.....	76
Tabela 13. Valores dos parâmetros utilizados na classificação do recorte da imagem pelo algoritmo de RNA.....	77
Tabela 14. Características dos elementos de paisagem utilizados na fotointerpretação.....	80
Tabela 15. Matriz de confusão da interpretação visual da imagem Ikonos, em valores absolutos.....	81
Tabela 16: Apresenta dados referentes ao número e área das unidades por classe de cobertura do solo.....	83
Tabela 17: Índices descritivos da paisagem.....	87
Tabela 18: Área interior considerando bordas de diferentes larguras e a área acumulada de hábitat interior para cada classe, em ha.....	89
Tabela 19: índices de forma e de continuidade (FCI) médios por classe de cobertura do solo.....	99

Tabela 20. Unidades de paisagem selecionadas para a manutenção dos processos ecológicos naturais, visando a formação de um corredor de vegetação natural.	99
Tabela 21. Valores obtidos na simulação de um corredor de restauração dos ambientes da paisagem estudada.....	99

RESUMO

Com o objetivo de subsidiar ações de recuperação dos ecossistemas em uma área afetada por derramamento de óleo, imagens do satélite Ikonos e Sistemas de Informações Geográficas foram utilizados para apoiar a análise da ecologia da paisagem estudada. O trabalho iniciou-se pelo mapeamento preliminar de parte da área de estudo, a partir de fotografias aéreas na escala de 1:15000 momento no qual foram definidas as classes de cobertura do solo. Posteriormente, um detalhamento maior pôde ser obtido, quando se observaram diferenças marcantes na fitofisionomia dos ecossistemas, gerando um novo conjunto de classes. As imagens do satélite Ikonos foram então classificadas, visando a obtenção de um mapa temático de toda a área de estudo. O algoritmo de Máxima Verossimilhança foi comparado com o de Redes Neurais Artificiais, objetivando o desenvolvimento de uma metodologia de classificação supervisionada para imagens de alta resolução espacial. Contudo, bons resultados não foram obtidos, sendo necessária a interpretação visual da imagem. Os sistemas de informações geográficas permitiram integrar as informações e realizar inúmeras análises espaciais, o que possibilitou uma interpretação dos padrões, dos processos e da estrutura da ecologia da paisagem estudada. Baseando-se nestas características, pôde-se realizar uma simulação de condições ecológicas mais favoráveis, a partir da qual se propõem medidas para mitigação dos impactos gerados pelo acidente, através de uma configuração otimizada da paisagem. Acredita-se que o aperfeiçoamento destas metodologias permitirá analisar e entender as interações entre as unidades de paisagem, essenciais para o planejamento integrado do uso do solo, sob pontos de vista distintos, como produção e conservação da natureza.

ABSTRACT

Aiming to support the ecosystem restoration process of an oil affected area; both Ikonos satellite images and geographic information systems were used to develop an analysis of the target landscape ecology. The work began with the preliminary mapping of a limited portion of the studied area based on 1:15000 scaled aerial photographs and the soil coverage class definition. Afterwards, further detailing was possible differentiating the ecosystems phytophysionomy, which generated a new set of classes. The Ikonos satellite images were then processed in order to obtain a thematic map of the studied area. The results produced by the Maximum Likelihood and Artificial Neural Networks algorithms were compared to the purpose of developing spatial high-resolution images based classification methodology. However, unsatisfactory results were obtained, which then demanded the visual interpretation of the image. Geographic information systems allowed not only to integrate additional information but also to develop several spatial analyses, resulting into a process and pattern interpretation of the studied landscape ecology structure. Hence, based upon these characteristics, a simulation of the ecologically favorable conditions was made possible, out of which a set of measures to mitigate the accident's impacts were reached by means of a landscape optimized configuration. The further enhancement of these methodologies will allow the analysis and understanding of the landscape unit's interaction, essentials to integrated soil usage planning, from different standing points, as production and nature conservation.

1 INTRODUÇÃO

No dia 16 de Julho de 2000, uma grande quantidade de óleo foi derramada próximo ao rio Barigüi, afluente de um dos rios mais importantes do estado, o Iguaçu, no Município de Araucária, Estado do Paraná. O diagnóstico dos impactos diretos e indiretos deste acidente ao solo e à vegetação foi realizado a pedido da empresa responsável pelo acidente. Iniciou-se então uma série de estudos e atividades de pesquisa da qual faz parte este trabalho.

A princípio, o mapeamento preliminar da área, realizado a partir de fotografias aéreas, fez-se necessário como subsídio ao levantamento fitossociológico e ao reconhecimento da região. A partir daí, outras informações foram geradas, como a caracterização e o mapeamento temático da vegetação e do solo, subsidiando o diagnóstico da cobertura vegetal da área de influência direta e indireta do vazamento de óleo da Refinaria Presidente Getúlio Vargas - Repar.

Estas informações foram utilizadas na tentativa de entender os processos que resultam em determinados padrões de paisagem, de forma que se possa analisar a situação atual e simular uma configuração mais adequada ecologicamente para a conservação dos ecossistemas locais.

Para tanto, precisava-se obter um mapa da cobertura vegetal e do uso do solo de maior extensão, e como as fotografias aéreas não recobrem a área de interesse para este trabalho, iniciou-se a classificação das imagens do satélite Ikonos. Foram utilizados, nesta etapa, dois algoritmos de classificação, o de Máxima Verossimilhança e o de Redes Neurais Artificiais, visando a extração das informações necessárias de forma automática.

Como não foi possível a obtenção de informações que representassem as unidades de paisagem de acordo com o que foi observado em campo, partiu-se para a interpretação visual da imagem. Desta forma, gerou-se um mapa da cobertura vegetal e do uso do solo fiel às formas e à topologia dos polígonos que representam as unidades de paisagem. Este mapa permitiu a análise da estrutura da paisagem, o que possibilitou a proposição de medidas mitigadoras do impacto causado pelo vazamento do óleo como a criação de uma área de preservação às margens do Rio Barigüi.

2 JUSTIFICATIVA

Dentre os fatores que ocasionam a perda da diversidade mundial de espécies, a perda de hábitat, é apontada como uma das maiores ameaças (PEARSON, 1996), sendo geralmente induzida por ações antrópicas, como a conversão em cultivos agrícolas e florestais ou pastagens, extração de recursos minerais e bióticos, desenvolvimento industrial e urbano, ocupação humana, fragmentação, desflorestamento, perda e erosão do solo (IUCN, 2000). As principais causas diretas das perdas e da degradação florestal são a ocorrência de pragas, doenças e fogo, a exploração exacerbada de matéria prima florestal, o manejo incorreto de recursos florestais, a poluição do ar e eventos climáticos externos. De forma indireta, a pobreza, o crescimento populacional, a compra e a venda de produtos florestais e as políticas macroeconômicas foram alguns fatores dos fatores responsáveis pela redução na superfície coberta por florestas no mundo na década de 90 (FAO, 1999). A perda de espécies como resultado de atividades humanas é um problema sério por causa da irreversibilidade do processo de extinção. O problema é particularmente crítico para espécies endêmicas a áreas restritas e que são difíceis de identificar antes que as atividades humanas as ponham em perigo irreversível. Por não existirem populações em outros locais, estas espécies não poderão ser recuperadas, uma vez perdidas (LUGO e BROWN, 1996). Desta forma, torna-se evidente a necessidade de planejamento de estratégias para a manutenção de remanescentes e paisagens fragmentadas para a conservação e restauração da biodiversidade (KRAMER, 1997).

A situação dos ecossistemas naturais no Paraná é preocupante, já que as unidades de conservação não permitem a preservação dos processos ecológicos essenciais ou mesmo a preservação dos exemplares de todos os ecossistemas originariamente encontrados no estado, urgindo a descontinuidade dos processos de desflorestamento e descaracterização da vegetação nativa, bem como o restabelecimento de alguns destes ecossistemas (AZEVEDO e BAGÃO, 2000). O Bioma Floresta com Araucária, hoje representado por menos de 1% da cobertura original no Estado do Paraná, encontra-se em estado crítico (BRITZ *et al.*, 2000).

A conservação de recursos e seu uso racional através de manejo ativo não devem ser considerados atividades antagônicas, e sim complementares (LUGO, 1995). Manter uma paisagem produtiva com uma variedade de usos e ecossistemas é a melhor estratégia para a manutenção da biodiversidade (PIMENTEL *et al.*, 1992). Desta forma, dada a necessidade de manejo dos ecossistemas remanescentes e o planejamento e otimização do uso do solo, para que todas as atividades possam ser desenvolvidas em uma paisagem, metodologias que subsidiem a tomada de decisão neste sentido devem ser desenvolvidas.

Este trabalho foi concebido almejando contribuir no desenvolvimento de metodologias práticas a serem aplicadas quando o objetivo for planejar o uso do solo, levando-se em consideração a necessidade de manutenção de habitats naturais, tanto em ambientes primitivos quanto em ambientes que sofreram maior influência antrópica. Assim, julgam-se necessárias técnicas de mapeamento da cobertura vegetal e do uso do solo, que permitam analisar as condições ecológicas de uma paisagem qualquer. Estas e outras informações seriam então reunidas em um sistema de informações geográficas, que facilita a realização de análises espaciais, e os resultados utilizados para a definição de estratégias de forma a otimizar o uso do solo e a preservação da natureza ou a melhoria das condições ecológicas das diferentes paisagens.

A área de estudo não apresenta alta importância ecológica em termos de ambientes e composição de espécies, contudo observou-se a necessidade de proposições que direcionem as atividades de mitigação dos impactos causados pelo vazamento de óleo na Refinaria Getúlio Vargas (REPAR) de propriedade da Empresa Brasileira de Petróleo (Petrobrás) em Araucária, Região Metropolitana de Curitiba, Estado do Paraná.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVOS GERAIS

Com uma visão ampla, este trabalho propõe-se a adaptar metodologias que permitam subsidiar ações de recuperação de ecossistemas, através do planejamento de estratégias de conservação e manejo do uso do solo para a melhoria da qualidade ecológica de paisagens antropizadas, apoiando-se na análise da ecologia de paisagens, imagens de alta resolução espacial e sistemas de informações geográficas.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Avaliar o potencial de uso de imagens do sensor de alta resolução espacial a bordo do satélite Ikonos;
- b) Avaliar a melhoria dos resultados da classificação digital automática com a utilização de dados auxiliares, como a textura de imagens e informações de relevo;
- c) Mapear a paisagem utilizando imagens Ikonos;
- d) Utilizar informações e dados auxiliares na análise da estrutura e composição da paisagem de uma área razoavelmente antropizada;
- e) Diagnosticar o estado atual da paisagem;
- f) Propor estratégias de mitigação das atividades antrópicas e recuperação de parte dos ambientes naturais com vistas à melhoria da qualidade ecológica da paisagem em questão.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 A ECOLOGIA DE PAISAGENS

O autor BERTRAND¹ (1968 *apud* SOARES-FILHO, 1998) define a *paisagem* como “uma determinada porção do espaço que resulta da combinação dinâmica dos elementos físicos, biológicos e antrópicos, os quais interagindo dialeticamente uns sobre os outros formam um conjunto único e indissociável em perpétua evolução”. ZONNEVELD (1979) conceitua a paisagem “como uma parte da superfície terrestre abrangendo um complexo de sistemas caracterizados pela atividade geológica, da água, do ar, de plantas, de animais e do homem e por suas formas fisionômicas resultantes, que podem ser reconhecidos como entidades”.

Conceitos mais atuais e amplamente difundidos referem-se à paisagem como “uma área heterogênea, composta de um conjunto de ecossistemas interagindo ao longo de alguns quilômetros de extensão” (FORMAN e GODRON 1986) ou ainda “as formas de relevo de uma região e seus habitats associados à escala de hectares ou em vários quilômetros quadrados” (TURNER e GARDNER, 1991). Este último conceito é adotado neste trabalho por sua clareza, simplicidade e por considerar uma paisagem a interação dos meios físicos e bióticos em uma área de estudo de extensão reduzida.

A Ecologia de Paisagens trata de como os elementos da paisagem são configurados em relação aos outros, e como tal estrutura influencia os padrões e processos ecológicos (WIENS e MILNE, 1989). Além da *estrutura*, a *função* e as *mudanças* dos elementos de paisagem são de interesse desta disciplina. A *estrutura* refere-se às relações espaciais entre distintos ecossistemas ou elementos presentes, mais especificamente a distribuição de energia, materiais e espécies em relação a tamanho, forma, número tipo e configuração de ecossistemas. A *função* é definida pelas interações entre elementos espaciais, ou seja, fluxos de energia, materiais, e espécies entre os componentes do

¹ Bertrand, G. Paysage et géographie physique globale: esquisse methodologique. *Revue Géographique des Pyrenées et Sud-Ouest*, v.39, p.249-72, 1968.

ecossistema. As mudanças referem-se à estrutura e função do mosaico ecológico ao longo do tempo (FORMAN e GODRON, 1986).

O termo “elemento de paisagem” pode ser definido como unidade básica de paisagem que é mais ou menos homogênea, mas que é parte de um sistema dinâmico (BRIDGEWATER, 1993). Este termo será utilizado neste trabalho para referir-se às classes de cobertura do solo. O termo “categoria” será adotado, a exemplo de CARMO (2000), para agrupar os elementos de paisagem de origem semelhante. Os polígonos que são compostos pelos elementos de paisagem (ou classes de cobertura do solo) serão denominados “unidades de paisagem”, conforme definido por FORMAN, 1995.

O desenvolvimento de uma paisagem resulta tanto de processos geomorfológicos ocorrendo durante um longo tempo; quanto de padrões de colonização de organismos e distúrbios locais de ecossistemas individuais por curtos períodos de tempo (FORMAN e GODRON, 1986). Desta forma, a ecologia de paisagens deve concentrar-se não somente nas dimensões biológica e física de um ambiente, mas também nos aspectos históricos, culturais e sócio-econômicos da ecologia humana (SOARES-FILHO, 1998).

4.2 ESCALA DE PAISAGENS

Apesar do conceito de *escala* ser bastante presente na vida da maioria das pessoas e de certa maneira até mesmo intuitivo, o termo possui distintos significados dependendo do contexto². A definição do termo escala pode ser problemática quando especialistas de várias disciplinas estão envolvidos.

Inicialmente, existe uma distinção a ser feita entre escalas temporal e espacial. Com relação a escalas temporais, que se refere ao intervalo entre observações, pode-se dizer que mudanças de curta duração afetam uma pequena área, e mudanças de longa duração afetam grandes áreas. Este princípio do tempo-espço implica que fenômenos em escalas grosseiras são mais persistentes do que fenômenos observáveis em escalas finas, provavelmente mais variáveis no tempo e no espaço (FORMAN, 1995).

² Vide Houaiss, A. Pequeno dicionário enciclopédico Koogan Larousse. Ed. Larousse do Brasil. 1635 pp. 1980.

O termo escala espacial tem vários significados, que geralmente se confundem. Nas disciplinas envolvidas em atividades de mapeamento, a escala consiste da relação existente entre os objetos na superfície terrestre, e sua representação através de mapas, fotografias aéreas, imagens de satélite, e outros produtos cartográficos e de sensoriamento remoto, ou até mesmo desenhos e croquis.

A *escala* pode ser expressa como unidades equivalentes, frações representativas ou raios, e define que uma unidade de distância na representação corresponde a um número específico de unidades de distância na superfície terrestre (LILLESAND e KIEFER, 1994).

Em termos ecológicos, escala é uma função do território geográfico de terra ou água ocupado por uma comunidade alvo ou comunidades de plantas, animais ou vida microbial, e pelos caminhos necessários para permitir a migração e adaptação a mudanças (WALLER, 1991). O termo escala espacial também pode ser utilizado para referir-se às características da coleta de dados (LILLESAND e KIEFER, 1994). Neste caso, a granulação refere-se à resolução dos dados e a extensão refere-se ao tamanho da área de estudo. Um mapa de granulação fina poderia trazer dados representados em unidades de 1 ha, enquanto mapas de granulação grosseria representariam unidades de 10 ha (TURNER *et al.*, 1989).

Tanto quanto a escala, a resolução espacial influencia na capacidade de discernimento dos alvos, e juntamente com outros fatores definem o detalhamento possível de ser obtido operacionalmente na extração de dados de sensoriamento remoto. No caso de imagens, a resolução espacial refere-se ao campo de visada instantânea (IFOV do inglês Instantaneous Field of View). No solo, pode ser definida como sendo a menor área do terreno que um sistema sensor é capaz de individualizar, correspondente ao tamanho do pixel (MOREIRA, 2001). Em fotografias aéreas, o termo refere-se ao tamanho dos grãos de prata sensibilizados para a formação da imagem (ARONOFF, 1995; LILLESAND e KIEFER, 1994). A resolução espacial do sensor Ikonos (de 4m para as bandas multiespectrais e 1m da pancromática) pode ser considerada alta se comparada com a dos sensores mais utilizados, como dos satélites Landsat e Spot, com resolução espacial de dezenas de metros.

No mapeamento, a resolução refere-se à menor unidade representada, denominada Unidade Mínima de Mapeamento (UMM) (ARONOFF, 1995). A resolução espacial está relacionada ao contraste, que depende da diferença entre elementos adjacentes, e da aspereza de suas fronteiras. Uma paisagem pode ter alto contraste devido à fronteiras abruptas, ou pode ter alto contraste devido às diferenças inerentes dos alvos ou elementos adjacentes, como floresta e campo (FORMAN, 1995).

A importância da definição da escala de trabalho neste estudo é dada pela prerrogativa de que os fenômenos estudados pela ecologia são dirigidos por causas e processos que operam em diferentes escalas, ainda que diferentes processos possam gerar os mesmos padrões (MEENTEMEYER 1989). O desenvolvimento e a manutenção de padrões espaciais e temporais e as conseqüências destes padrões na dinâmica de populações e ecossistemas são temas fundamentais na ecologia. A escala deve ser definida pelos níveis de agregação e simplificação desejados para o tipo de análise e os resultados esperados para cada problema, através da definição do detalhamento mínimo necessário suficiente para cada estudo. Não existe uma escala única para descrever os ecossistemas (LEVIN, 1992).

4.3 EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO

Considera-se fragmentação o processo de cortar áreas grandes e contíguas de tipos similares de vegetação nativa em numerosos segmentos menores separados por tipos de vegetação relacionados à atividade humana intensiva (VOGELMANN, 1995).

Os processos econômicos e sócio-culturais não só influenciaram como incentivaram a degradação dos ambientes em regiões tropicais. O aumento na densidade populacional de forma direta e fatores econômicos e políticos geraram elevadas taxas de conversão de habitats nos trópicos durante a segunda metade do século 20. Na década de 70, políticas de incentivo de migração da população de áreas de alta densidade para áreas de baixa densidade populacional para sua conversão em áreas agrícolas agravou este processo (DOBSON *et al.*, 1997). A conversão dos recursos em capital sem levar em conta a reposição destes recursos, ou a conversão de florestas em culturas

para produção de alimentos sem levar em consideração a necessidade dos ciclos de nutrientes para a manutenção da produtividade do solo e posterior abandono dos solos degradados, resultou em paisagens extremamente descaracterizadas e fragmentadas não restando muitas áreas primitivas para o estabelecimento de unidades de conservação (LAMB *et al.*, 1997). Desta forma, a fragmentação comumente resulta em pequenos remanescentes florestais inseridos em uma matriz de agricultura, vegetação secundária, solo degradado ou área urbanizada (KRAMER, 1997). A matriz pode ser definida como o elemento de paisagem mais extensivo e conectado presente, que exerce o papel dominante no funcionamento da paisagem. Também um elemento de paisagem circundando um fragmento. Já um fragmento pode ser considerado uma área não linear diferindo em aparência de seu entorno (FORMAN e GODRON, 1986). Contudo, o termo fragmento será restrito, neste trabalho, para referir-se a "partes de um todo, pedaço ou fração" (conforme sua definição na língua portuguesa em FERREIRA, 1986) geralmente de formações vegetais, sendo substituído por unidade de paisagem conforme discutido anteriormente (vide 4.1). O termo matriz será adotado neste trabalho, porém não foi definida uma matriz, pela inexistência de um elemento predominante e conectado na paisagem, conforme será demonstrado nos resultados (vide 7.4).

A fragmentação é um processo que causa perturbações com efeitos em cascata e leva os ecossistemas à falência ambiental. A estrutura da vegetação é profundamente modificada, levando à redução da diversidade biológica, que pode ser percebida através de quatro mecanismos principais (HARRIS e SCHECK, 1991):

- a) perda da integridade genética de espécies e populações que se tornam "reféns" dos fragmentos (ou se tornam ilhadas), já que não tem como interagir com outros ambientes, em função das barreiras que encontram, devido à descontinuidade ambiental;
- b) extinção local de espécies que são características de interior de florestas e daquelas que são restritas a ambientes bem específicos, o que é modificado nos fragmentos;
- c) aumento de espécies exóticas e comuns, que são características de ambientes degradados;

d) quebra de importantes processos ecológicos.

A interrupção nos padrões de migração e dispersão e, conseqüentemente, no fluxo gênico das espécies de plantas e animais; a criação de bordas e o acesso de espécies exóticas a habitats previamente isolados são alguns dos efeitos diretos da fragmentação. As bordas recém criadas sofrem modificações físicas, com a entrada de luz e vento, podendo acelerar a mortalidade de árvores e a penetração de espécies não florestais em ambientes florestais isolados (LOVEJOY *et al.*, 1986). Além disso, foram observados a falta de regeneração natural, sobretudo nos 100 metros de borda, e o aumento da ocorrência de lianas (LAURANCE *et al.*, 1997). TERBORGH (1992) chama a atenção para o fato de os animais do interior da floresta ficarem expostos a predadores e parasitas.

De uma forma mais detalhada, serão revistos nos itens a seguir a perda de diversidade de espécies, os efeitos de borda e efeitos indiretos ocasionados pela fragmentação dos ambientes naturais.

4.3.1 Perda de Biodiversidade

A fragmentação de habitats tem se tornado um dos mais fortes agentes da extinção de espécies (DIAMOND, 1992). O principal efeito direto da fragmentação de habitats é a redução drástica no tamanho efetivo das populações de muitas espécies, resultando muitas vezes em perdas determinísticas quando populações são reduzidas abaixo do limite de viabilidade genética (TERBORGH, 1992).

Com a fragmentação, algumas espécies são imediatamente perdidas devido a sua ausência nos fragmentos remanescentes de habitat natural (BIERREGAARD *et al.*, 1992; LAMB *et al.*, 1997). Nesta redução imediata do tamanho das populações, são particularmente afetadas as espécies que têm intrinsecamente uma densidade populacional baixa. As espécies que tem um grande raio de ação ou são territoriais são também imediatamente afetadas pela fragmentação, pela falta de espaço adequado para sua sobrevivência (BIERREGAARD *et al.*, 1992).

A diminuição de área e o efeito de borda contribuem para a diminuição do número de espécies de pássaros (LOVEJOY *et al.*, 1986). A fragmentação de

hábitats comumente resulta na mudança da avifauna e na mudança da composição da fauna frugívora, devendo-se esperar mudanças concomitantes na dispersão de sementes (WILSON, 1996) e conseqüentemente na densidade das espécies de plantas que apresentam relações mutualísticas com estes animais. LOVEJOY *et al.* (1986) observaram uma relação quase que linear no declínio de espécies de plantas dependentes da polinização de insetos em fragmentos de floresta pequenos. As espécies mais vulneráveis à fragmentação de hábitat são aquelas que (LAURANCE *et al.*, 1997):

- a) evitam ou raramente utilizam a matriz, ou que são intolerantes à mudanças de hábitat dentro dos fragmentos;
- b) têm necessidade de grandes áreas;
- c) são vulneráveis à caça, abate, ou outras formas de exploração;
- d) ocorrem em baixas densidades populacionais;
- e) têm populações instáveis ou altamente variáveis ou são dependentes de tais espécies por causa de relações ecológicas fortes ou obrigatórias;
- f) tem capacidade de dispersão limitada;
- g) tem baixa fecundidade.

Manter uma paisagem produtiva com uma variedade de usos e ecossistemas é a melhor estratégia para a manutenção da biodiversidade (PIMENTEL *et al.*, 1992).

4.3.2 Efeitos de Borda

A parte externa de uma unidade de paisagem que tem um ambiente significativamente diferente do interior é considerada a área de borda (FORMAN e GODRON, 1986). A fragmentação aumenta a quantidade relativa de hábitat de borda e diminui a área de hábitat interior na paisagem.

Em alguns ecossistemas, diminuindo a área florestal e diminuindo os efeitos de borda diminui-se não só a proporção da comunidade composta de espécies de aves de interior de floresta, mas também se reduzem drasticamente as chances de sobrevivência da prole dos reprodutores remanescentes por causa do intenso parasitismo na ninhada e a predação próximo às bordas do hábitat (WILSON, 1996).

Nestas áreas, são observadas alterações físicas e microclimáticas, além de diferenças na composição e estrutura das espécies e no solo. A variação de alguns fenômenos à medida que se aproximam do interior da floresta define a área de borda das unidades. À medida que a distância da borda dos fragmentos em direção ao interior da floresta aumenta, o número e a diversidade de espécies aumenta significativamente e a temperatura do ar e a umidade relativa diminuem significativamente (LOVEJOY *et al.*, 1986; BIERREGAARD *et al.*, 1992; STEVENS e HUSBAND, 1998).

Em fragmentos de sucessão secundária de Floresta Atlântica, observou-se um decréscimo do número de árvores mortas com o aumento da distância à borda (VIANA *et al.*, 1997). As mudanças microclimáticas mensuráveis estão geralmente limitadas a uma zona de 15 a 60 m, sendo que para alguns fenômenos físicos, a penetração máxima é de 100 m (contudo, distúrbios causados pelo vento podem influenciar 200 a 500 m de borda). Alguns animais (insetos pássaros e pequenos mamíferos) evitam a borda entre 50 e 100m (LAURANCE *et al.*, 1997). Em suma, alguns efeitos de borda podem exibir variações espaciais e temporais consideráveis, e alguns fenômenos de borda podem não se alterar de forma monotônica em função da distância à borda (MURCIA, 1995; DIDHAM, 1997).

Além da estimativa da extensão dos efeitos de borda, FRANKLIN e FORMAN (1987) propõem, para fronteiras entre áreas abertas e florestais, a estimativa da largura de borda através da altura e estrutura da floresta.

O efeito da exposição em bordas florestais é um componente importante na dinâmica de fragmentos, especialmente em regiões tropicais (VIANA *et al.*, 1997; TURTON e FREIBURGER, 1997). Os autores observaram, no hemisfério sul, a influência da posição do fragmento (diferenças na estrutura da floresta), já que as bordas voltadas para o norte apresentaram menor número de árvores mortas e menor área basal, por receberem mais luz do sol e, na área de estudo, mais vento na estação seca (VIANA *et al.*, 1997).

Analisando-se os efeitos de borda anteriormente apresentados, pode-se dizer que uma paisagem de melhor qualidade ecológica pode ser atingida diminuindo a fragmentação ocasionada pelo corte de fragmentos pequenos e espalhados pela paisagem, preferindo corte progressivo ou agrupado a partir

de núcleos espalhados. Grandes fragmentos devem ser mantidos para a manutenção de espécies de interior (FRANKLIN e FORMAN, 1987). Além disso, as unidades de conservação presentes na paisagem devem incluir zonas de proteção extensiva de centenas de metros de extensão, onde mudanças causadas por bordas possam ocorrer sem afetar áreas interiores estáveis (LOVEJOY *et al.*, 1986).

4.3.3 Efeitos Indiretos

Como efeitos indiretos da fragmentação, tem-se a propagação das perturbações através de um ou mais níveis tróficos em um ecossistema. A regulação relativa na densidade das populações de predadores e presas pode ser alterada com sua redução ou exclusão de determinado ambiente. Neste sentido, a diminuição demográfica de uma espécie de predador pode ocasionar o aumento na densidade da presa, consumo excessivo de recursos e sua posterior escassez, afetando outras espécies que se alimentam do mesmo recurso. Observa-se, desta forma, um efeito cascata alterando as relações entre espécies de plantas e animais (TERBORGH, 1992).

A exposição de áreas de hábitat interior e criação de bordas ocasionada pela fragmentação florestal expõem os animais a caçadores, um dos principais agentes de redução da população de algumas espécies de mamíferos e aves na Floresta Atlântica Brasileira, conforme observado por CULLEN *et al.* (2000). Os pesquisadores concluíram que os efeitos da caça sobrepujam os efeitos da fragmentação, e é provavelmente o fator mais importante na desocupação destas florestas por grandes espécies em curto prazo.

Da movimentação e habilidade de uso da matriz depende a persistência de alguns grupos de animais, sendo observado um declínio ou desaparecimento dos fragmentos de algumas espécies que evitam a matriz, podendo ser considerado um importante efeito indireto da fragmentação (GASCON *et al.*, 1999). Este fato denota a importância da matriz na dinâmica e composição de comunidades de vertebrados e a importância destas implicações no manejo de paisagens fragmentadas.

4.4 CORREDORES DE VEGETAÇÃO

Corredores são caracterizados por uma faixa de um tipo particular de cobertura do solo que difere-se das áreas adjacentes em ambos os lados. Estes elementos de configuração específica exercem cinco funções principais em paisagens: 1) hábitat para certas espécies; 2) via para a movimentação de animais e plantas; 3) filtro ou barreira inibindo o cruzamento entre unidades adjacentes; 4) fonte de efeitos ambientais e bióticos; 5) reservatório de objetos provenientes da matriz ou unidades adjacentes (FORMAN e GODRON, 1986; FORMAN, 1995).

Alguns benefícios da presença de corredores em paisagens são apontados por FORMAN (1995), como a proteção à biodiversidade, rotas de dispersão para a recolonização de áreas degradadas, melhoria da qualidade e controle de recursos hídricos, enriquecimento da produção agroflorestal fornecendo produtos madeiráveis, controle da erosão do solo, prevenção da desertificação, recreação, enriquecimento da coesão cultural e da comunidade, rotas de dispersão em face de mudanças climáticas e geológicas.

As espécies de borda e generalistas predominam em corredores, podendo estar presentes espécies exóticas invasoras e espécies raras ou ameaçadas estão normalmente ausentes (NOSS 1987; FORMAN, 1995). Isto deve-se ao fato de que, além de se tratarem de ambientes de baixa qualidade, com alta proporção de ambientes de borda, os distúrbios são geralmente mantidos ao longo do tempo, como ações antrópicas e dos ventos (FORMAN, 1995).

Além das populações residentes nos corredores, permitindo a dispersão de animais entre os fragmentos e o fluxo gênico, os corredores podem facilitar a continuidade entre populações anteriormente isoladas (BENNETT, 1990). O autor considera que fragmentos florestais isolados não são capazes de manter populações viáveis de pequenos mamíferos. HENEIN e MERRIAM (1990) sugerem que a estabilidade de metapopulações só é aumentada pela presença de grandes fragmentos se a maioria das conexões são de boa qualidade. A largura das faixas de vegetação torna os corredores vulneráveis à invasão de plantas daninhas e outras perturbações, afetando a

disponibilidade de recursos e micro-habitats, fatores adicionais que justificariam a necessidade de corredores mais amplos (BENNETT, 1990). Corredores que satisfazem a necessidade de dispersão de uma comunidade inteira devem ser além de largos, curtos e livres de gradientes ambientais agindo como barreiras para qualquer espécie. Uma solução pode ser a conexão por vários corredores para um mesmo fragmento (PEARSON *et al.* 1996).

Alguns autores consideram necessária uma faixa de 200 a 300 metros de vegetação arbórea para a movimentação de espécies sensíveis de ecossistemas tropicais (LAURANCE e GASCON, 1997; LAURANCE e LAURANCE, 1999). LAURANCE e GASCON (1997) atentam para o fato de que larguras ainda maiores (5km) podem ser necessárias para corredores longos.

A qualidade das conexões e o grau de conectividade, portanto a continuidade entre unidades torna-se um componente crítico da estratégia de conservação (BENNETT, 1990). As características da vegetação podem, no entanto, influenciar o número de cruzamentos e a movimentação de pequenos mamíferos mais do que a largura e a continuidade dos corredores (RUEFENACHT e KNIGHT, 1995). A importância dos corredores de alta qualidade reside justamente na mitigação dos efeitos negativos dos corredores sobre as populações (FORMAN, 1995).

No entanto, Noss (1990) atenta para o fato de que os corredores podem não ser favoráveis à movimentação espécies. MERRIAM e LANOUE (1990) observaram a preferência de corredores estruturalmente mais complexos por pequenos mamíferos. Corredores de baixa qualidade e probabilidade de sobrevivência podem não ser úteis na manutenção de populações viáveis em habitats fragmentados (SIMBERLOFF e COX, 1987). Outros efeitos negativos podem ser o aumento da exposição de animais a predadores, a animais domésticos e a caçadores (GAJASENI *et al.*, 1996; FORMAN, 1995) e o aumento da probabilidade de propagação de pestes, doenças, espécies exóticas e distúrbios (FORMAN, 1995). Apesar dos efeitos indesejáveis, a continuidade de populações animais e vegetais nos fragmentos de vegetação natural e na paisagem pode ser dependente da existência de corredores com condições razoáveis (LAMB *et al.*, 1997).

Corredores são barreiras ou filtros semi-permeáveis em uma paisagem, permitindo a passagem de alguns objetos e inibindo outros. Em margens íngremes, a vegetação inibe a erosão, particularmente de pequenas partículas de argila, ricas em nutrientes. A vegetação em um corredor ciliar absorve parte destes nutrientes, retardando a entrada de substâncias particuladas que foram carregados de áreas mais elevadas. As interrupções podem facilitar fluxos de partículas e escoamento superficial provenientes de áreas mais elevadas, bem como o movimento de algumas espécies através do corredor que normalmente agiria como uma barreira para elas (FORMAN e GODRON, 1986).

Contudo, estas interrupções inibem o movimento de espécies pelo corredor, e a extensão da interrupção é um determinante primário de quais espécies serão afetadas (SCHREIBER e GRAVES³, 1977 *apud* FORMAN e GODRON, 1986). LOVEJOY *et al.* (1986) observaram que a desconexão de fragmentos pequenos (aproximadamente 100 ha) com grandes áreas de floresta nativa ocasionou o desaparecimento de colônias de formigas, o que resultou na ausência de seu predador, uma espécie de ave.

4.4.1 Vegetação Ciliar

Os ambientes ribeirinhos são extremamente importantes na implantação de corredores, locais ideais para se promover a interligação de remanescentes florestais, tendo em vista o fato de conterem recursos d'água, indispensáveis a todos os organismos (SOUZA e ALMEIDA, 1997); representando proteção para a fauna silvestre, que não precisa expor-se para obtê-los (OLIVEIRA *et al.*, 1997). Os remanescentes lineares ao longo de cursos d'água são capazes de prover habitat satisfatório para pequenos vertebrados e podem funcionar como corredores para algumas espécies para aumentar a conectividade da paisagem (LIMA e GASCON, 1999). KIROVSKY (2000) observou uma intensa relação entre a floresta ciliar e a alta diversidade de organismos aquáticos.

A vegetação ciliar ou ripária tem diversos efeitos sobre os corpos d'água, incluindo sombreamento, entrada de matéria orgânica e sementes,

³ Schreiber, R.K.; Graves, J.H. Powerline corridors as possible barriers to the movement of small mammals. *Amer. Midl. Natur.* 97, p.504-508 1977.

queda de excrementos de insetos e animais, e queda de troncos. A presença de cobertura vegetal dificulta o carreamento de sedimentos e o escoamento superficial de áreas mais elevadas para o rio.

No entanto, um corredor ciliar deve ser suficientemente amplo para cumprir as funções de filtragem dos fluxos perpendiculares ao leito e efetivamente facilitar a movimentação e sobrevivência de espécies de animais e plantas de interior. (FORMAN e GODRON, 1986). É muito importante incluir, sobretudo para espécies ripárias, a heterogeneidade de habitats, devendo resultar num conjunto de ambientes de corredores heterogêneos para suprir as necessidades de todas as espécies (BURBRINK *et al.*, 1998).

Muitas espécies são restritas a ecossistemas ripários, enquanto outras se distribuem mais amplamente, mas ainda dependem destes ecossistemas. A recuperação de ambientes ciliares poderia aumentar população de espécies que utilizam estes ambientes e desta forma aumentar a sua capacidade de colonizar outras áreas. Além disso, a revegetação destes ambientes aumenta a qualidade da água, estabiliza a superfície do solo e reduz a erosão e o assoreamento (LAMB *et al.*, 1997).

Em ambientes de margem dos rios ou córregos, dois tipos de plantas predominam. As tolerantes ou resistentes a distúrbios, com sistemas radiculares extensos e forte habilidade de rebrota; e as oportunistas, de rápida recolonização de habitats após distúrbios (FORMAN, 1995).

4.5 RECUPERAÇÃO DOS ECOSISTEMAS

Além da importância de preservar os recursos existentes, a recuperação de ecossistemas e a manutenção do uso de florestas tropicais são os principais desafios na conservação de espécies ameaçadas e na sustentabilidade dos ecossistemas a longo prazo (PAVLIK, 1996; WADSWORTH⁴, 1997 *apud* LUGO, 1999; JORDAN III, 1994; DOBSON *et al.*, 1997; VIANA *et al.*, 1997). Existe uma intensa importância no crescimento de ecossistemas novos ou recuperados, sobretudo em casos onde a reposição natural destes recursos é dificultada pelo isolamento das áreas degradadas de fontes de propágulos (JORDAN III, 1994; DOBSON *et al.*, 1997). Independente de quão degradado esteja um local, sempre há uma oportunidade para devolver a sua produção e sanidade ecológica (LUGO e BROWN, 1996).

O termo recuperação refere-se ao restabelecimento da condição original de um ecossistema, de forma que este ambiente seja formado pelo mesmo conjunto de espécies e a mesma estrutura geral da floresta original. Contudo, a recuperação verdadeira é praticamente impossível de ser atingida, mas objetivos mais modestos podem ser alcançados, como o restabelecimento de uma comunidade rica em espécies e representativa de plantas e animais (LAMB *et al.*, 1997). Alguns dos benefícios da recuperação de ecossistemas podem ser citados, como recuperação de solos degradados pela agricultura ou pastagens, uso de recursos madeiráveis e não madeiráveis, aprimoramento estético, controle de qualidade ou de fluxo de água em bacias (JORDAN III, 1994) e controle da erosão (MILLER, 1996).

As áreas protegidas são, em muitos casos, inadequadas em tamanho ou forma, e seu valor para a preservação dos ecossistemas poderia ser aumentado consideravelmente se parte das comunidades fronteiriças fossem agregadas a estas áreas através da recuperação (JORDAN III, 1994; MILLER, 1996; LAMB *et al.*, 1997), visando reduzir efeitos de borda e consolidar bordas irregulares (LAMB *et al.*, 1997).

⁴ Wadsworth, F.H. **Forest production for tropical América**. USDA Forest Service Agriculture Handbook 710. Washington, DC, 563 p. 1997.

Além das áreas em unidades de conservação e seu entorno, prioridades são a recuperação de habitats de espécies ameaçadas e a implantação de corredores unindo remanescentes de vegetação ao longo de rios e córregos. Talvez um pequeno aumento na área de habitats chave, com alta diversidade de espécies e menor nível de distúrbio, possa permitir a persistência de populações maiores de determinadas espécies. Os esforços de recuperação dos ambientes tropicais, que se encontram altamente degradados, devem ser otimizados devido à escassez de recursos (LAMB *et al.*, 1997).

De fato, o estabelecimento de novas florestas contíguas a florestas existentes, através da colonização natural, é a técnica mais indicada, pelo custo reduzido e a proximidade de fontes de dispersão de sementes (McMILLAN *et al.*, 1998). Para melhorar a produtividade da paisagem e manter sua biodiversidade, direcionar a regeneração natural pode ser o melhor caminho (WADSWORTH e BIRDSEY, 1982; LUGO, 1988; 1992; LUGO *et al.* 1993). A capacidade dos ecossistemas de se reorganizarem após distúrbios é uma característica que deve ser utilizada para minimizar esforços e recursos (LUGO e BROWN, 1996). A disponibilidade de recursos genéticos, as forças evolutivas e as condições do local determinarão as combinações de espécies que prevalecerão em cada local, sendo estas espécies mais persistentes devido à sua melhor adaptação às condições ambientais (LUGO e BROWN, 1996).

Quando perturbações leves ocorrem, geralmente o mesmo grupo de espécies que existia previamente ocupará o ambiente, enquanto perturbações extremas podem conduzir a novas combinações de espécies e até mesmo formar novos ecossistemas. Somente sob as mais extremas alterações de um ambiente não ocorrerá a ocupação por espécies vegetais (LUGO e BROWN, 1996). A recuperação da floresta a distúrbios naturais curtos, como queda de árvores ou incêndios é facilitada em comparação a distúrbios antrópicos prolongados, como agricultura e pecuária (UHL, 1994). Isto deve-se ao fato de que o banco de sementes do solo é reduzido, já que as espécies nativas se estabelecem e produzem sementes rapidamente, antes que as espécies primitivas possam regenerar-se e produzir sementes. Isto acontece de forma cíclica, e o número de sementes de espécies nativas viáveis diminui ao longo do tempo. Desta forma, a única chance de regeneração das espécies primitivas

é através da dispersão de sementes, o que retarda o processo de sucessão natural, sobretudo se for considerado o fato de que muitos animais dispersores de sementes não freqüentam áreas abertas. Além disso, áreas ocupadas por longos períodos de tempo geralmente possuem solo mais compactado e um número reduzido de microorganismos no solo (SALDARRIAGA, 1985 *apud* UHL, 1994).

O tempo de recuperação de áreas degradadas através da regeneração natural é freqüentemente longo, sobretudo em áreas de degradação severa, com baixa disponibilidade de propágulos ou sementes, predação de plantas, perda de agentes de dispersão, falta de disponibilidade de micro-habitats favoráveis para o estabelecimento de algumas espécies, baixa disponibilidade de nutrientes no solo, ausência de simbioses de bactérias ou fungos, secas sazonais, competição com gramíneas e samambaias, e ocorrência de fogo (LAMB *et al.*, 1997). Este período pode ser reduzido se os fatores que atrasam este processo forem identificados e sobrepujados por intervenções artificiais (DOBSON *et al.*, 1997). Outras situações em que a intervenção humana pode ser necessária para dirigir a recuperação natural da vegetação são a exclusão de espécies exóticas, o enriquecimento de espécies que porventura não sejam mais dispersas para estes ambientes (LUGO e BROWN, 1996) a diminuição da dominância de cipós e o aumento da cobertura do dossel, no sentido de facilitar processos os sucessionais (VIANA *et al.*, 1997).

Acelerar a sucessão natural pelo plantio de mudas é uma técnica que pode ser empregada. Plantas tolerantes que melhoram as condições do local ou aquelas que aceleram o processo de colonização atraindo animais dispersores de sementes são desejáveis. Espécies pioneiras devem ser utilizadas, indiscutivelmente, bem como espécies que têm maiores dificuldades de se estabelecerem ou atingirem o local. Como os principais dispersores de sementes são as aves, além de espécies que sirvam de alimento devem ser consideradas espécies que servem de abrigo e local de reprodução (LAMB *et al.*, 1997). A regeneração artificial ou plantio de mudas é cara e a falta de conhecimentos para a regeneração da biodiversidade de forma artificial em ambientes tropicais é grande (LUGO e BROWN, 1996).

Em áreas muito degradadas, a semeadura direta de plantas chave que modifiquem o ambiente e facilitem o restabelecimento de outras espécies pode ser necessário, além do controle de espécies invasoras, que têm maior facilidade de adaptação. Existem poucos casos em que esta técnica foi utilizada com sucesso para restaurar áreas florestais degradadas. Pode ser uma boa opção para locais afastados, apesar da dificuldade de obtenção de sementes em quantidade suficiente (LAMB *et al.*, 1997).

A complexidade e o custo de tempo e dinheiro para a recuperação certamente será proporcional ao dano causado ao ecossistema, e dependente da remoção do agente causador do distúrbio (LUGO e BROWN, 1996).

Algumas dificuldades na recuperação podem ser apontadas, como a dificuldade do plantio de um grande número de espécies encontradas no ambiente original; a presença de pragas; a falta de conhecimento da distribuição, tamanho e composição de espécies; a falta de remanescentes representativos; a distância a fragmentos nativos, a presença de espécies que sirvam de fonte de alimento e forneçam hábitat para dispersores, a necessidade de animais para recolonização e a dificuldade de reintrodução animal (LAMB *et al.*, 1997). A área reduzida, a distância a populações animais existentes, e a qualidade dos ambientes restaurados são questões fundamentais na dificuldade de estabelecimento de animais em ambientes onde foi feita a revegetação. Outros problemas devem ser considerados, como a reconstituição da fauna do solo bem como sua estrutura e química (JORDAN III, 1994).

Existe uma grande necessidade de pesquisas para estudar aspectos ecológicos e silviculturais da recuperação de ambientes, além do desenvolvimento de tecnologias para reduzir os custos e desenvolver uma série de alternativas condizentes com as perspectivas culturais e sócio-econômicas dos proprietários tornando esta prática acessível a uma maior quantidade de proprietários rurais (VIANA *et al.*, 1997). Dada a dificuldade de direcionamento de recursos para a recuperação de áreas degradadas em países como o Brasil, estes aspectos econômicos são de suma importância. Assim, o plantio de espécies com algum retorno econômico, como madeira comercial ou combustível podem ser alternativas viáveis, como o plantio de

espécies nativas em consórcio, ou mosaicos com monocultivos de espécies nativas comerciais (LAMB *et al.*, 1997). Neste sentido, os sistemas agroflorestais também são uma estratégia promissora. Parte dos custos poderia ser abatida dos lucros das culturas agroflorestais temporárias. Os efeitos negativos seriam mínimos, já que estas práticas durariam dois ou três anos (VIANA *et al.*, 1997).

A degradação do solo usualmente tem suas raízes em condições sócio-econômicas particulares, e o entendimento do contexto sociológico é fundamental para qualquer programa de recuperação. Políticas devem ser implementadas para prevenir posterior degradação. O envolvimento da população neste tipo de programa é fundamental, contudo só será possível quando a conservação da diversidade estiver associada ao retorno econômico (LAMB *et al.*, 1997). O teste final de uma boa prática de recuperação é a sua adoção por fazendeiros, não sua publicação em periódicos científicos (VIANA *et al.*, 1997).

4.6 SENSORES REMOTOS APLICADOS À ECOLOGIA E BIODIVERSIDADE DE PAISAGENS

Na avaliação da biodiversidade, sensores remotos vêm sendo utilizados de forma eficiente, formando a base para estudar os processos que operam em escalas de paisagens (INNES e KOCH, 1998). Índices de estrutura de paisagens obtidos de imagens de sensoriamento remoto podem ser usados não só para monitorar as grandes mudanças nas paisagens, mas também na estimativa da evolução do padrão da paisagem, através do mapeamento de suas unidades. Alterações nestes índices, detectadas a partir de dados de imagens de satélites podem auxiliar no entendimento de mudanças nas condições ambientais. A utilização destes índices abre uma nova perspectiva para a aplicação prospectiva de sensoriamento remoto em estudos de paisagem, com a finalidade de acompanhar e compreender os processos atuando em níveis regionais, continentais e globais (SOARES-FILHO, 1998).

Estimativas da fragmentação florestal, consideradas importantes por sua relação com a perda de biodiversidade, ocasionada pela redução de grandes áreas contínuas e pelo aumento da área de borda, são realizadas a partir de dados obtidos de sensores remotos (VOGELMANN, 1995). Uma

vantagem da aplicação dos índices de estrutura em estudos de paisagem é a redução da necessidade de aquisição de informações em campo, e conseqüentemente dos custos envolvidos, já que é possível monitorar por sensoriamento remoto as mudanças ecológicas em nível de paisagem (O'NEILL *et al.*, 1988; INNES e KOCH, 1998).

4.6.1 Fotografias Aéreas

Fotografias aéreas vêm sendo utilizadas como uma forma para obter informações na ecologia de paisagens, desde o início do desenvolvimento desta disciplina. O desenvolvimento e teste de índices capazes de capturar aspectos importantes do padrão das paisagens iniciaram-se com a produção de mapas a partir de fotografias aéreas, obtidas na escala de 1:250000 (O'NEILL *et al.*, 1988).

O uso de fotografias aéreas para a estimativa de parâmetros da estrutura paisagem consistem em outra forma de avaliação, como demonstraram PUZACHENKO *et al.* (2000). Os autores utilizaram-se de fotografias aéreas na escala de 1:35000 para comprovar a relação existente entre as características inerentes à imagem e as características das unidades de paisagem.

CARMO (2000) interpretou fotografias aéreas na escala de 1: 20000 em preto e branco com o auxílio de um estereoscópio de espelhos. O mapa temático gerado foi utilizado na avaliação da fragmentação de parte de um sistema de áreas protegidas, visando sua conservação e biodiversidade.

4.6.2 Imagens Digitais

Imagens de sensores orbitais permitem a obtenção de informações a baixo custo acerca da cobertura do solo, com a vantagem de recobrimento de grandes áreas geográficas (ELACHI, 1987; ASRAR, 1989; HOBBS e MOONEY, 1990; WICKLAND, 1991; LILESAND e KIEFER 1994). Estudos em escala global utilizam-se de sensores de baixa resolução, porém com grande área de cobertura, e vêm sendo utilizados para analisar os padrões globais de fragmentação florestal (RIITERS *et al.*, 2000) e também para correlacionar a

estabilidade climática mundial com os “hotspots⁵” de biodiversidade (Fjeldså *et al.*, 1997), dentre outros.

Em escalas regionais, imagens de resolução mediana como Landsat TM são utilizadas não só para estudos da fragmentação florestal (Vogelmann, 1995) como também para o monitoramento dos recursos florestais (KAHABKA e KOCH, 2001), modelagem de padrões e processos (MANN e BENWELL, 1996), inventários para subsidiar o manejo florestal (DEES *et al.*, 2000), na obtenção de informações para estudos de biodiversidade (INNES e KOCH, 1998) e diversidade da paisagem (OLSEN *et al.*, 1993), no desenvolvimento (TISCHENDORF, 2001), teste (ARES *et al.*, 2001) e aplicação de índices que permitam avaliar a estrutura das paisagens (PALMER, 1988).

Os sensores de alta resolução, utilizados em escalas locais, são pouco difundidos por serem de difícil acesso ou de elevado custo. Alguns exemplos de aplicações encontrados em literatura referem-se às imagens do sensor CASI (Compact Airborne Spectrographic Imager), a partir do qual se pode traçar um paralelo com o sensor Ikonos adotado neste trabalho. Suas imagens foram utilizadas para mapeamento (OLBERT *et al.*, 1995; FURRER *et al.*, 1994; CONNERY *et al.*, 1995), monitoramento de danos florestais (EKSTRAND, 1994), discriminação de árvores individuais (MAH *et al.*, 1994; PRICE e DAVISON, 1998; FRANKLIN, 1994; GOUGEON, 1997), inferência de processos ecológicos operando no dossel de florestas temperadas (BLACKBURN e MILTON, 1994), estimativas da estrutura da floresta e suas espécies (ST-ONGE e CAVAYAS, 1995; GONG *et al.*, 1994, FRANKLIN *et al.*, 1993), análise da resposta espectral de espécies florestais (FRANKLIN *et al.*, 1995; XU *et al.*, 1993), correlação de índices de área foliar com parâmetros da imagem (GONG *et al.*, 1994) e como ferramenta para o manejo florestal (PRICE *et al.*, 1996).

4.6.2.1 Textura

Ao observarmos uma imagem, interpretamos o que estamos vendo, levando em consideração características como o contexto, a tonalidade, a textura, a forma, e bordas dos objetos imageados. A maioria dos algoritmos

⁵ Áreas com alta concentração de espécies endêmicas, que vêm sofrendo excepcionais perdas de habitat (MYERS *et al.*, 2000).

para a classificação digital de imagens, contudo, baseiam-se somente no uso da informação espectral, ou tonalidade dos alvos (LINTZ e SIMONETT, 1976; JENSEN, 1996). Os olhos humanos são capazes de, intuitivamente, reconhecer diferentes texturas, mas para definir precisamente e analisar a textura por meios digitais, algoritmos específicos são necessários (HARALICK *et al.*, 1973).

A textura de uma imagem pode ser definida como a distribuição planimétrica dos valores de cinza com suas regularidades e dependências mútuas, dentro de setores reduzidos da imagem (KAZMIERCZAK, 1983). As características texturais contêm informações sobre a distribuição das variações tonais em uma banda, analisadas estatisticamente através da distribuição espacial dos níveis de cinza. A textura representa variações tonais no domínio espacial e determina a suavidade ou aspereza visual total de características da imagem (LILLESAND e KIEFER 1994).

A tonalidade e a textura devem ser definidas a partir de um conceito único, devido a sua forte inter-relação. Ambos estão sempre presentes em uma imagem, podendo haver predomínio de um ou outro em determinado momento. Quando uma pequena área de uma imagem tem pouca variação de tons de cinza, a propriedade dominante nesta área é a tonalidade. Por outro lado, para grandes variações de tonalidade em uma pequena área, tem-se um domínio da textura (HARALICK *et al.*, 1973; HARALICK, 1979).

O cálculo da textura de uma imagem por meios digitais pode ser realizado por alguns métodos, entre os quais estatísticas dos níveis de cinza de primeira ou de segunda ordem, espectro de Fourier e medidas baseadas na teoria fractal (JENSEN, 1996).

As características de textura baseadas em estatísticas indicam a distribuição relativa, a frequência com que um determinado nível de cinza é encontrado em uma relação espacial específica com outro nível de cinza (HARALICK *et al.* 1973). A descrição estatística dos valores de cinza em alguns setores individuais da imagem é realizada através da convolução de um elemento estruturante de tamanho fixo, com ou sem recobrimento. Da distribuição de frequências de níveis de cinza destas porções, podem-se deduzir características texturais típicas, quando calculados os momentos centrais desta distribuição (BÄHR, 1991). Contudo, as características texturais

captadas a partir da distribuição dos valores de cinza não constituem em geral características estruturais. Para isto, é conveniente que se utilize características baseadas na restituição estatística da dependência dos valores de cinza dos pixels vizinhos, como proposto por HARALICK (1973).

A melhoria da acurácia foi reportada por diversos autores quando características texturais foram utilizadas como complemento às informações espectrais na classificação de imagens (SALI e WOLFSON, 1992; FRANKLIN e PEDDLE, 1990; KUSHUWAHA *et al.* 1995, ARAI, 1993).

4.6.2.2 Redes Neurais Artificiais

Os neurônios do cérebro humano processam informações e se comunicam com milhares de outros neurônios continuamente e em paralelo. O cérebro humano é responsável pelo que se chama de emoção, pensamento, percepção e cognição, bem como pela execução de funções sensoriomotoras e autônomas. Além disso, sua rede de nodos tem a capacidade de reconhecer padrões e relacioná-los, usar e armazenar conhecimento por experiência, além de interpretar observações. Não se sabe ao certo a forma como as funções cerebrais são realizadas, no entanto, a estrutura fisiológica básica destas redes de nodos naturais é conhecida, e é nesta estrutura fisiológica (Figura 1) que se baseiam as RNA's (BRAGA *et al.*, 2000).

Os neurônios são divididos em três seções: corpo da célula, dendritos e axônio (Figura 1). Os dendritos recebem as informações ou impulsos nervosos de outros neurônios e as conduzem até o corpo celular. A informação é então processada e novos impulsos são gerados. Estes impulsos são transmitidos a outros neurônios, passando através do axônio até os dendritos dos neurônios seguintes. O ponto de contato entre a terminação axônica de um neurônio e o dendrito de outro é chamado de sinapse. É pelas sinapses que os nodos se unem funcionalmente, formando redes neurais. As sinapses funcionam como válvulas, capazes de controlar a transmissão de impulso - fluxo da informação – entre os nodos da rede neural. O efeito das sinapses é variável, e é esta variação que dá ao neurônio capacidade de adaptação. Os sinais oriundos dos neurônios pré-sinápticos são passados para o corpo do neurônio pós-sináptico, onde são comparados com os outros sinais recebidos pelo mesmo. Se o percentual em um intervalo curto de tempo é

suficientemente alto, a célula “dispara”, produzindo um impulso que é transmitido para as células seguintes (nodos pós-sinápticos). Este sistema simples é responsável pela maioria das funções realizadas pelo nosso cérebro. A capacidade de realizar funções complexas surge com a operação em paralelo de todos os neurônios de nosso cérebro (BRAGA *et al.*, 2000).

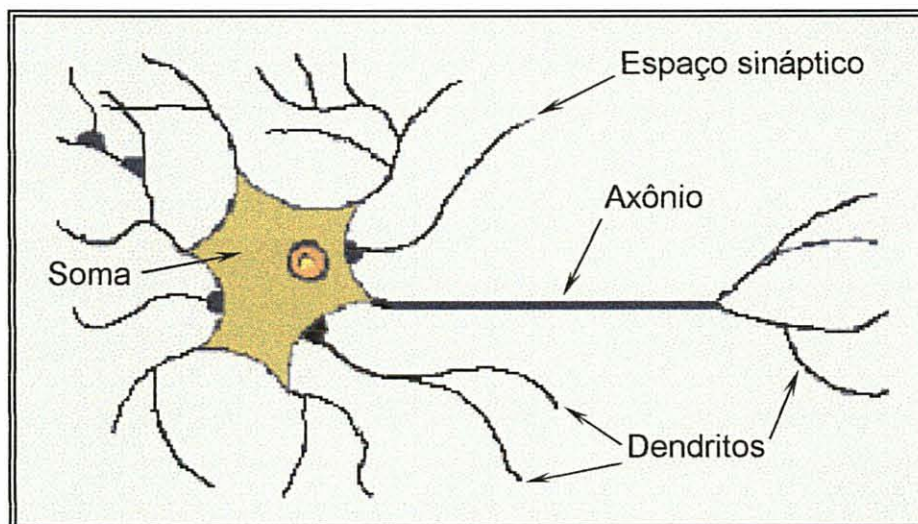


Figura 1: Esquema de um neurônio humano. (Adaptado de Lewis, 2001).

As redes neurais artificiais (RNA's) foram desenvolvidas a partir do modelo de um neurônio proposto pelo psiquiatra e neuroanatomista McCulloch e pelo matemático Pitts em 1943, elaborado na forma de dispositivos de limiares binários e algoritmos estocásticos envolvendo mudanças súbitas de estágios de 0-1 e 1-0 (BRAGA *et al.*, 2000). O objetivo era representar um evento do sistema nervoso. A seguir, Hebb (1949) desenvolveu modelos matemáticos que tentavam capturar o conceito do aprendizado por associação ou reforço. Durante os anos 50 e 60, experimentos mal sucedidos causaram certo desapontamento, paralisando os avanços e pesquisas na área. De fato, somente nos anos 80 é que foram desenvolvidos algoritmos de treinamento, denominados “regra delta generalizada para aprendizado por retropropagação” (GONZALEZ e WOODS, 2000).

LEES (1996) descreve uma rede neural artificial como um dispositivo de processamento, implementado na forma de um algoritmo ou um “hardware”, cujo desenvolvimento foi motivado pelas características e funções do cérebro dos mamíferos. O dispositivo tem a forma de uma rede de elementos de processamento simples, cada qual com uma porção de memória local. Os

elementos de processamento ou nodos (Figura 2, representado por uma elipse) são conectados por canais de comunicação unidirecionais (Figura 2, representado pelas linhas denominadas X_1, X_2, \dots, X_n) que carregam dados numéricos ao invés de simbólicos. Estes nodos operam em dados locais e nas entradas que recebem através das conexões. A maioria das redes tem um sistema no qual os pesos (Figura 2, W_1, W_2, \dots, W_n), ou coeficientes das conexões são ajustados com base nos padrões apresentados (LEES, 1996).

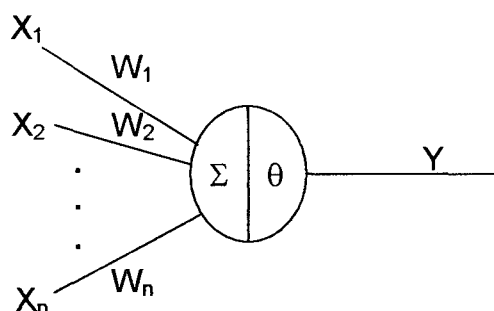


Figura 2: Neurônio de McCulloch e Pitts. (Reproduzido de BRAGA *et al.*, 2000).

Estes algoritmos têm a capacidade de “aprender”, reagindo a dados de treinamento de entrada de maneira que alteram seu estado inicial. Através da apresentação sucessiva à rede dos dados de entrada ou das amostras de treinamento, os coeficientes da função de decisão (ou ativação) (Figura 3, Tabela 1), utilizada para a classificação dos pixels da imagem, são ajustados (GONZALEZ e WOODS, 2000).

Tabela 1. Funções de ativação e suas respectivas equações.

Função de ativação	Equação
Linear	$y = \alpha x$
Rampa	$y = \begin{cases} +\gamma & \text{se } x \geq +\gamma \\ x & \text{se } x < +\gamma \\ -\gamma & \text{se } x \leq -\gamma \end{cases}$
Degrau	$y = \begin{cases} +\gamma & \text{se } x > 0 \\ -\gamma & \text{se } x \leq 0 \end{cases}$
Sigmoidal (função Logística)	$y = \frac{1}{1 + e^{-x/T}}$

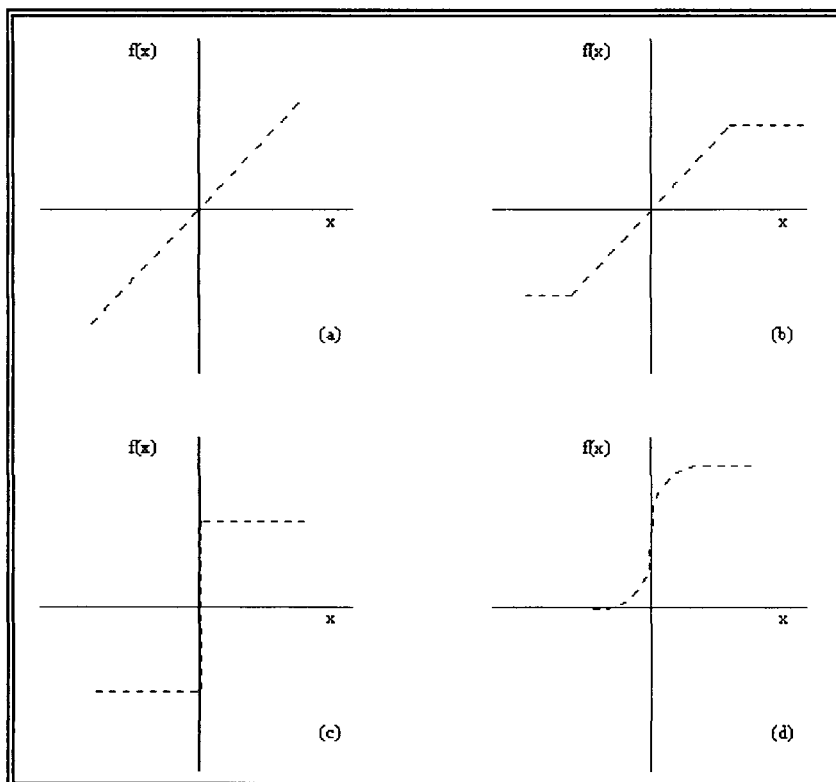


Figura 3. Funções de ativação. Em (a): função linear, (b): função rampa, (c): função degrau (step) e (d): função sigmoideal. (Reproduzido de BRAGA *et al.*, 2000).

Os métodos ou regras de aprendizado são características das mais importantes nas RNA's, e também uma das fundamentais diferenças entre estas e os algoritmos convencionais e entre diferentes tipos de redes. A regra de aprendizado mais freqüentemente utilizada é a Regra Delta ou do mínimo quadrado médio, de aprendizado supervisionado (LEES, 1996).

A definição da arquitetura de uma RNA (Figura 4) é um parâmetro importante na sua concepção, uma vez que restringe o tipo de problema que pode ser tratado pela rede. Redes com uma camada única de nodos MCP, por exemplo, só conseguem resolver problemas linearmente separáveis. Redes recorrentes, por sua vez, são mais apropriadas para resolver problemas que envolvem processamento temporal. Fazem parte da definição da arquitetura os seguintes parâmetros: número de camadas da rede; número de nodos em cada camada; tipo de conexão entre os nodos e topologia da rede (BRAGA *et al.*, 2000).

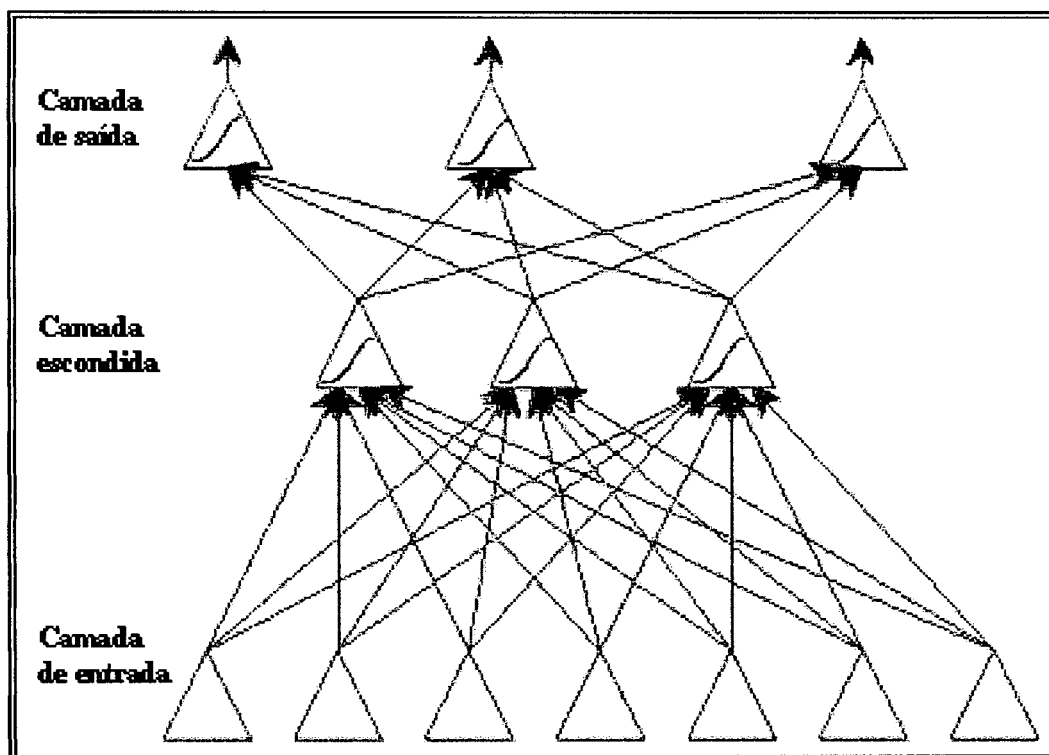


Figura 4: Esquema da arquitetura de uma rede neural artificial simplificada. (Adaptado de SMITH, 2001).

As redes podem ser compostas por uma única camada ou por múltiplas camadas. Os nodos podem ter diferentes tipos de conexões. Quando a saída de um neurônio na i -ésima camada da rede não pode ser usada como entrada de nodos em camadas de índice menor ou igual a i , as conexões são do tipo “feedforward” (ou acíclica). Quando a saída de algum neurônio na i -ésima camada da rede é usada como entrada de nodos em camadas de índice menor ou igual a i , são denominadas “feedback” (ou cíclica). As redes “backpropagation” são caracterizadas por conexões entre a camada de saída e a camada de entrada. Se todas as ligações são cíclicas, a rede é denominada auto-associativa. Estas redes associam um padrão de entrada com ele mesmo, e são particularmente úteis para recuperação ou “regeneração” de um padrão de entrada (BRAGA *et al.*, 2000).

O potencial das RNA's para o reconhecimento de características geográficas a partir de fotografias aéreas e dados de sensores remotos começou a ser reconhecido em 1989, e desde então o número de trabalhos utilizando-as para aplicações em sensoriamento remoto cresceu exponencialmente (JARVIS e STUART, 1996).

Algumas das vantagens e desvantagens observadas por outros autores foram levantadas por JARVIS e STUART (1996), no uso de RNA's para aplicações em sensoriamento remoto. Apesar de não serem necessárias suposições estatísticas quanto à distribuição dos dados de entrada, da eficiência na classificação de imagens, da habilidade de usar amostras de treinamento menores, e de outras vantagens, as redes (principalmente do tipo backpropagation) consomem bastante tempo de treinamento e necessitam de muita memória, apresentam problemas de mínimos locais⁶, não estão disponíveis na maioria dos programas e existe a necessidade de pesquisas para definição de arquiteturas e algoritmos de treinamento ideais (JARVIS e STUART, 1996). Os autores salientam que alguns dos problemas podem ser superados pela utilização de diferentes configurações de rede ou estratégias de treinamento.

4.7 ANÁLISE ESPACIAL E ECOLOGIA DE PAISAGENS

Grande parte das perguntas formuladas pelos pesquisadores desde o início dos estudos de ecologia de paisagens permaneceu sem respostas até pouco tempo. Além da ausência de ferramentas necessárias, o processamento e a integração de grandes volumes de dados eram bastante complicados. (HAINES-YOUNG *et al.*, 1993). Atualmente a conservação da natureza pode contar com uma ferramenta poderosa para a realização de operações espaciais, os sistemas de informações geográficas (a partir daqui tratados por SIG's), que permitem a realização de estudos e avaliações mais rápidas, eficientes e de boa relação custo benefício (VEITCH *et al.*, 1995), bem como documentar padrões e processos em escalas de paisagens (VOGELMANN, 1995).

As aplicações dos conceitos e índices descritores da estrutura e do padrão de paisagens tornaram-se comuns com a disponibilidade crescente de dados de sensores remotos e sistemas de informações geográficas (SIG's) (NAESSET, 1997). Estas tecnologias facilitam a identificação de hábitats para

⁶ A rede chega a um resultado aparentemente ótimo, mas na realidade esta solução é a melhor apenas localmente, existindo um resultado de menor erro.

espécies ameaçadas, importantes para o estabelecimento de unidades de conservação (DOBSON *et al.*, 1997).

Um sistema de informações geográficas pode ser definido como um “conjunto de ferramentas para a coleta, armazenamento, recuperação, transformação e apresentação de dados espaciais do mundo real para um conjunto particular de objetivos” (BURROUGH e McDONNELL, 1998). Estes autores citam também a definição de COWEN, que os considera “sistemas de suporte à decisão, envolvendo a integração de dados espacialmente referenciados em um ambiente de solução de problemas”.

As informações integradas com o auxílio destes sistemas podem ser provenientes de campo, mapas temáticos, bases cartográficas, modelos de superfície, e de outras fontes (DAVIS e GOETZ, 1990; JOHNSON, 1990; OLIVEIRA *et al.*, 1997; SILVA *et al.*, 1997; INNES e KOCH 1998; GAINES *et al.*, 1999; RIITERS *et al.*, 2000; CARMO, 2000 entre outros).

A natureza espacial dos SIG's os torna favoráveis para trabalhar com fenômenos dependentes do espaço (NAESSET, 1997), característica favorável se considerarmos que as unidades de paisagem não se encontram isoladas, e sofrem influências físicas e biológicas de fatores controlados pelo tipo, forma, tamanho, e posição dos fragmentos adjacentes (KRAMER, 1997). Estes sistemas podem ser considerados uma tecnologia crucial para ligar restrições nas práticas de manejo atribuídas à preservação da biodiversidade, a caminho do manejo florestal sustentável. Nos próximos anos este tipo de aplicação deve ser mais difundido, com o desenvolvimento de aplicativos mais amigáveis, poderosos e econômicos. Com isto, a habilidade de planejar o manejo, envolvendo todo o ecossistema florestal deve aumentar (NAESSET, 1997).

A maioria dos trabalhos de ecologia de paisagens e estudos de biodiversidade utiliza SIG's para derivação de medidas de comprimento e área; funções de interseção espacial, como a união de arquivos, análise de coincidência espacial e detecção de mudanças temporais; análises de proximidade ou vizinhança; dedução de dados para entrada em modelos de crescimento e cálculo de medidas específicas (JOHNSON, 1990).

Como bem lembram BURROUGH e McDONNELL (1998), os fenômenos do mundo real não são armazenados no computador. Na verdade utilizam-se de

representações baseadas em modelos conceituais, meras abstrações da realidade. A discretização do espaço pode ser formalizada através da modelagem de dados, cujos dois modelos básicos consistem de entidades ou campos. No primeiro caso, os fenômenos são modelados através de objetos ocorrendo de forma descontínua no espaço, como casas, estradas, rios, redes de distribuição e etc; descritos por seus atributos ou propriedades. A modelagem baseada em campos, por outro lado, é mais adequada a fenômenos de variação contínua no espaço, representada em termos de coordenadas cartesianas. Exemplos de fenômenos com atributos que variam de forma contínua no espaço são a temperatura, a pressão do ar, a elevação e a vegetação.

Os componentes espaciais das informações geográficas podem ser representados de duas formas, a raster e a vetorial (Figura 5). Na vetorial, os objetos ou condições do mundo real são representados por pontos, linhas e polígonos, que definem suas fronteiras. A posição de cada objeto é definida pelo seu posicionamento relativo a um sistema de coordenadas de referência. Este tipo de representação é apropriado para objetos geográficos irregularmente distribuídos no mundo real. No formato raster, o espaço é regularmente dividido em células. A localização dos objetos ou condições geográficos é definida pela posição de linha e coluna das células que ocupam. A área de cada célula representada define a resolução espacial, que foi melhor discutida no item 4.2. Cada célula, que corresponde a uma área da superfície terrestre, armazena um valor único que indica o tipo de objeto ou condição encontrada naquela localização (ARONOFF, 1995).

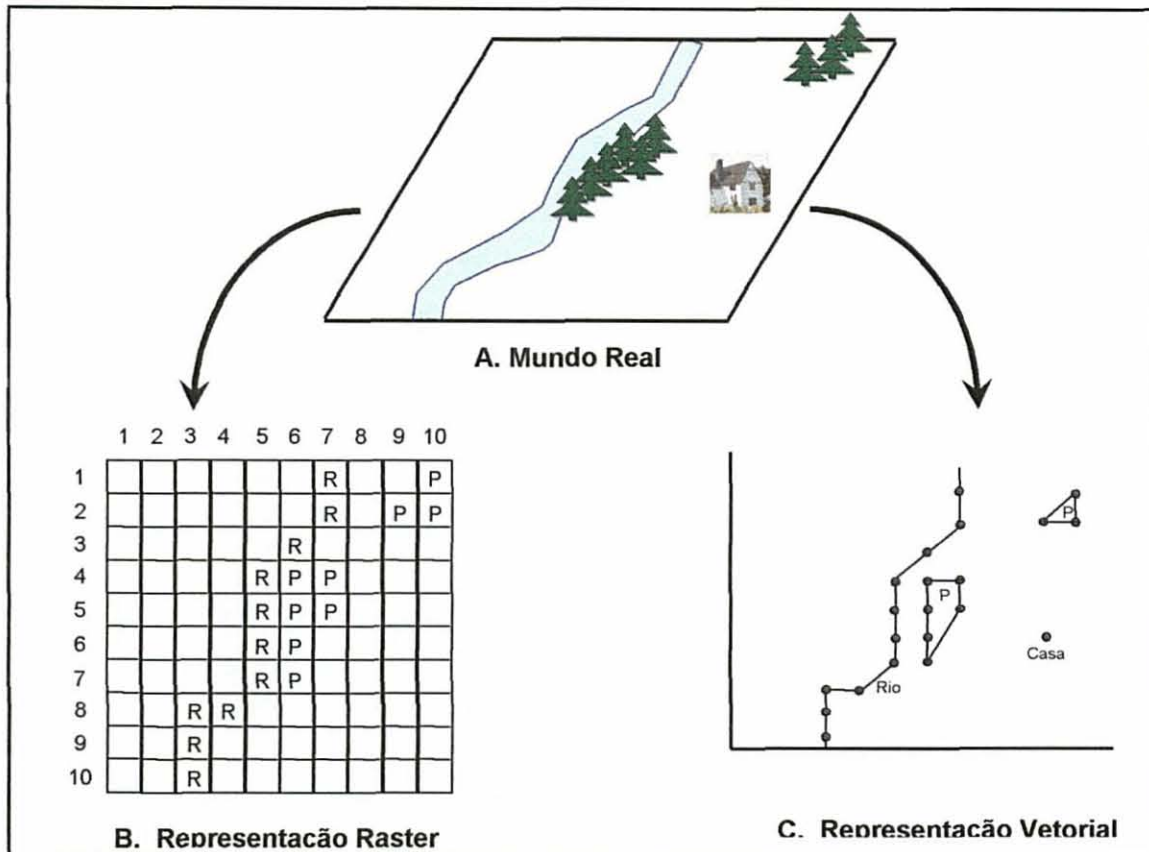


Figura 5. Comparação entre as representações raster e vetorial, e a forma de posicionamento dos objetos em cada uma. A paisagem em A é mostrada em representação raster em B e vetorial em C. Os povoamentos florestais (P) são representados por área, o rio (R) por linhas e a casa (C) por ponto (Adaptado de Aronoff, 1995).

4.8 DESCRITORES DO PADRÃO E DA ESTRUTURA DE PAISAGENS

4.8.1 Área

O tamanho das unidades tem sido freqüentemente utilizado como base para a modelagem dos padrões de distribuição e riqueza de espécies, afetando as funções internas de um fragmento, como por exemplo as variáveis microclimáticas e a forma. Pode afetar também taxas de ciclagem de nutrientes e o tamanho de agregados de propágulos para a colonização vegetal (FORMAN e GODRON, 1986).

Considerando-se alguns fatores como a ocupação de espécies em nichos e habitats extensos e os processos ecológicos, que geralmente ultrapassam as fronteiras de unidades de conservação, e dada a falta de representatividade de ambientes nos sistemas de áreas naturais protegidas,

além da necessidade de continuidade na ocorrência de distúrbios naturais, MILLER (1996) enfatiza a importância do manejo de paisagens alteradas.

SAUNDERS *et al.* (1991) consideram que reservas pequenas e fragmentadas existentes devem ser manejadas, já que em muitas situações as reservas não são definidas pelo tamanho ideal e sim por restrições físicas, políticas ou até mesmo pelo tamanho dos remanescentes, sendo que o valor de reservas pequenas precisa ser maximizado. Em regiões sem grandes extensões de áreas naturais para proteger, pequenas reservas podem ser lógicas porque muitas espécies de plantas poderiam permanecer em longo prazo com pequenas populações, com o auxílio de bancos de sementes, propagação vegetativa, grande longevidade, especificidade de hábitat, mínima área de hábitat por indivíduo, dano mínimo por depressão endogâmica (REZNIECK, 1987). Contudo, reservas pequenas demandam manejo mais intensivo, devendo incluir práticas de monitoramento demográfico, combate à invasão por plantas exóticas e isolamento (PAVLIK, 1996).

Grandes fragmentos suportam espécies de hábitat interior, protegem e servem de hábitat para grandes mamíferos, servem como fonte de espécies para dispersão, possuem regimes de distúrbios naturais que devem ser mantidos para a continuidade dos processos ecológicos em muitos ecossistemas, e como tampão contra extinções durante mudanças ambientais. Área interior é a área de uma unidade excluindo-se a borda e o centro ("core") de uma unidade é considerada a área do maior círculo que cabe na área interior (FORMAN, 1995).

Pequenos fragmentos servem de hábitat e ponto de parada intermediária para dispersores ao longo da matriz, e para recolonização após extinções locais de espécies, fornecem escape de predadores, proteção para espécies raras ou de distribuição dispersa. Também tem importância na melhoria do microclima, absorção da água da chuva e redução de enchentes quando localizados próximos de áreas urbanas (FORMAN, 1995). Além disso, fornecem alimento ou abrigo a espécies migratórias, como aves, morcegos, mariposas (JANZEN, 1986; LOISELLE e BLAKE, 1992), servem de quebra-ventos, estabilizando os solos e outros serviços naturais do ecossistema (GENTRY e

LOPEZ-PARODI, 1980) e servem como fonte de caça e outros produtos não florestais a comunidades locais (LAURANCE *et al.*, 1997).

4.8.2 Forma

A forma é usualmente expressa em termos de um raio de borda ou área. Pode influenciar vários processos ecológicos, como mudanças na composição da vegetação, parasitismo, e a suscetibilidade a distúrbios (SAUNDERS *et al.*, 1991; MCGARIGAL e MARKS, 1994).

A forma de uma unidade é determinada pela variação nas suas margens ou fronteiras e relaciona-se com a intensidade da atividade humana de uma maneira interessante. Três variáveis comumente diferenciam a forma das unidades: 1) criadas naturalmente versus humanas (curvilíneas ou amebóides versus geométricas); 2) compactas versus alongadas (razão do comprimento pela largura); 3) arredondadas versus convolutas (número de lobos principais presentes). As formas compactas oferecem mais proteção e são mais efetivas na conservação dos recursos. Formas convolutas são eficientes no enriquecimento das relações com o entorno. Formas labirínticas tendem a servir muito bem de transporte (redes de drenagem) (FORMAN, 1995).

Os índices de contágio e da dimensão fractal demonstraram-se descritores muito importantes da estrutura da paisagem no estudo de dinâmica da paisagem na região Amazônica (SOARES-FILHO, 1998). O termo fractal foi introduzido por Mandelbrot para referir-se a fenômenos espaciais ou temporais que são contínuos mas não diferenciáveis, e que exibem correlações parciais em muitas escalas (BURROUGH, 1981). Paisagens que sofreram influência antrópica apresentam padrões mais simplificados, e menores valores de dimensão fractal (KRAMER, 1997; O'NEILL *et al.* 1988).

Modelos que incorporam a geometria fractal representam a heterogeneidade da paisagem explicitamente, representando a estrutura da paisagem em uma variedade de escalas, portanto unifica os padrões de paisagem que de outra forma parecem ser diferentes a cada escala de resolução (WIENS e MILNE, 1989). Analisando a estrutura de paisagens em termos de sua geometria fractal, os padrões do mosaico em uma variedade de

escalas podem ser comparados de uma maneira independente da escala (MANDELBROT, 1983).

4.8.3 Distância a Unidades Florestais e Continuidade

Paisagens mais fragmentadas e com padrão de distribuição homogênea e aleatória na paisagem possuem menor conectividade do que paisagens com a mesma percentagem de distribuição de hábitat e padrão mais grosseiro e aglomerado (FRANKLIN e FORMAN, 1987).

A continuidade é uma medida que relaciona a área e o perímetro de uma classe de unidades na paisagem (CARMO, 2000), onde valores altos corresponderiam à maior continuidade florestal ou ambientes mais intactos e baixos valores corresponderiam a altos níveis de dissecação ambiental ou fragmentação (VOLGEMANN, 1995).

A distância mínima entre unidades de mesmos elementos de paisagem é uma medida importante por influenciar os fluxos de organismos entre fragmentos (BERRY *et al.*, 1998; FORMAN 1995).

4.8.4 Diversidade e Dominância de Ambientes

A diversidade estrutural de uma comunidade de plantas correlaciona-se com a diversidade de animais que habitam a comunidade (URBAN e SMITH, 1989). BROWN e LUGO (1990) consideram necessário o manejo dos vários estados de conversão da terra para que as pessoas possam maximizar os benefícios enquanto protegem a capacidade de produtividade da terra e seus valores ecológicos.

A exemplo da metodologia utilizada por CARMO (2000), serão utilizados os índices de diversidade de Shannon (H'), que expressa o grau em que dada variedade de elemento de paisagem está representada em igual proporção, sendo a diversidade máxima alcançada quando todos os tipos de uso do solo estão representados em igual proporção (SOARES-FILHO, 1998; MAGURRAN, 1988) e de dominância, que pode ser avaliada através do índice de Simpson (D_s), que estima a probabilidade das unidades aleatoriamente selecionadas da paisagem serem de um mesmo tipo de ambientes (MAGURRAN, 1988). Um outro índice de dominância modificado, que mede a extensão em que uma

determinada classe ou elemento dominam uma paisagem (O'NEILL *et al.*, 1988), também será utilizado.

5 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

5.1 LOCALIZAÇÃO

A área de estudo situa-se no Município de Araucária, Estado do Paraná, e compreende a Refinaria Presidente Getúlio Vargas (REPAR), da Empresa Brasileira de Petróleo (Petrobrás), cuja localização aproximada é demonstrada com um círculo vermelho na Figura 6.

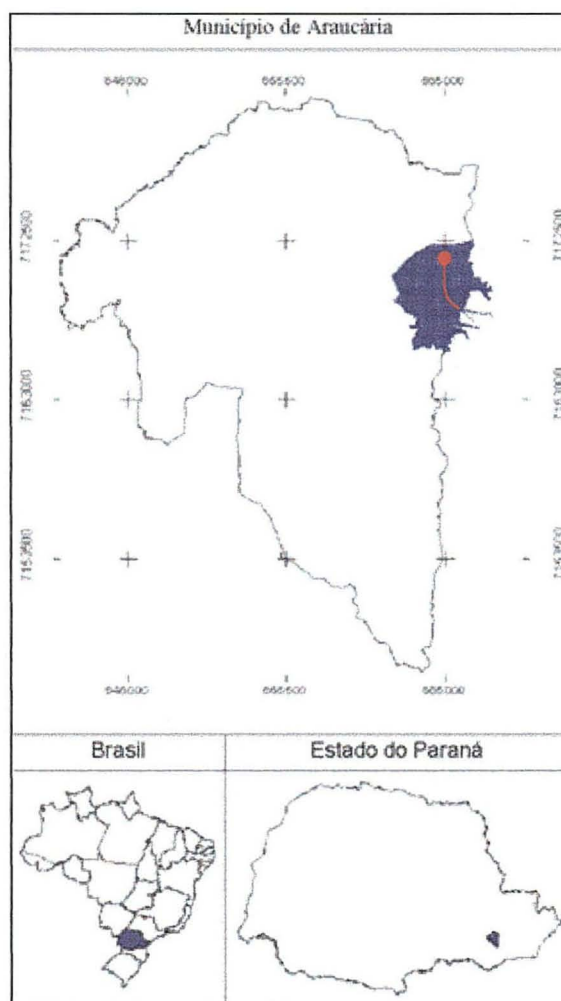


Figura 6. Mapas de localização da área de estudo (em azul, mapa maior), demonstrando o Município de Araucária, com o grid referencial UTM. Abaixo à direita, a posição do município no Estado do Paraná e à esquerda, o estado no Brasil.

Na mesma figura pode-se observar o trajeto aproximado dos quase 4 milhões de litros de óleo derramado nesta refinaria, no dia 16 de julho de 2000, representado por um traço vermelho. Do local denominado "Ponto 0", onde iniciou-se o vazamento (círculo vermelho no mapa da Figura 6), o óleo escorreu na direção sudoeste, até alcançar a nascente do Arroio Saldanha. A partir daí, atingiu uma área plana de várzea, onde ocorre uma Formação Pioneira de Influência Flúvio-lacustre Herbácea, escoando pela drenagem até outra área plana de mesma formação vegetal, antes de alcançar o leito do Rio Barigüi. Neste trecho, desde o Ponto 0 até a confluência do Arroio Saldanha com o Rio Barigüi, os impactos negativos ao componente biótico foram mais expressivos, bem como ao solo e a água. Este trajeto pode ser observado com maiores detalhes na Figura 7, onde o traço pontilhado representa os locais em que o óleo se espalhou.

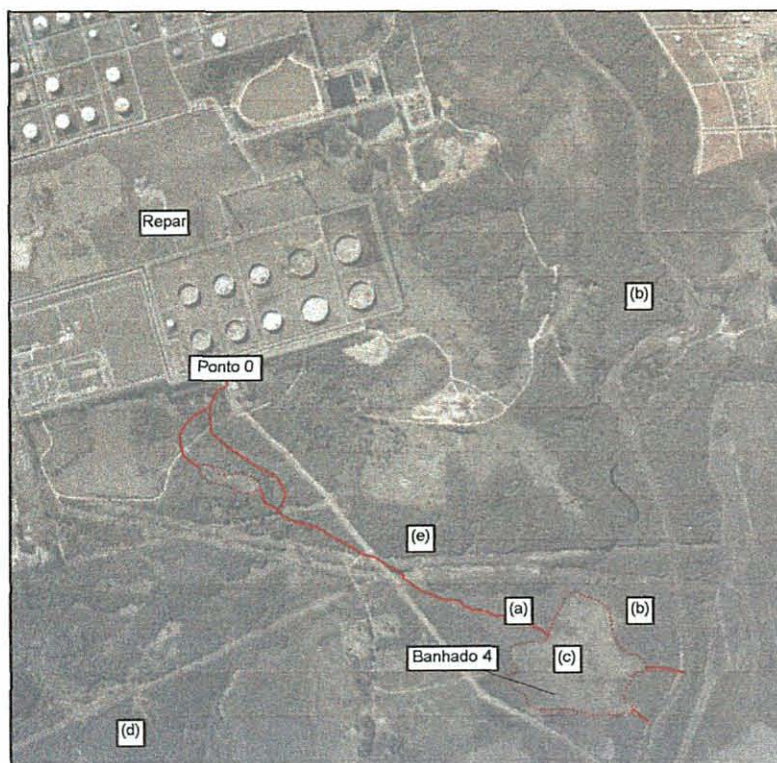


Figura 7. Recorte da fotografia aérea obtida na escala aproximada de 1:8.000. (a) Floresta Ombrófila Mista Aluvial menos desenvolvida (b) Floresta Ombrófila Mista Aluvial mais desenvolvida, (c) as Formações Pioneiras de Influência Flúvio-lacustre herbáceas, (d) Fase Inicial da Vegetação Secundária (e) Fase intermediária da Vegetação Secundária.

Os limites da área de estudo foram delimitados considerando-se as fronteiras das unidades de paisagem, excluindo-se as bordas da imagem do satélite Ikonos, para que as mesmas não fossem consideradas no cálculo dos índices de forma. Alguns índices dependem do perímetro e da forma das unidades, e a inclusão das bordas regulares da imagem poderia alterar os resultados.

5.2 CLIMA

O clima regional, segundo a classificação de Koeppen, é do tipo Cfb - temperado, com verões frescos, geadas freqüentes, sem estação seca definida, com médias anuais de temperatura do mês mais quente inferior a 22°C e do mês mais frio inferior a 18°C. A precipitação média anual é de 1400 mm, no entanto, observa-se variações importantes, com valores anuais tão baixos quanto 936 mm (em 1985) e tão altos quanto 2009 mm (em 1983). Os meses de maior precipitação coincidem com o verão, e os valores são, em média, pelo menos duas vezes maiores que os dos meses mais secos, no inverno, sendo julho ou agosto os meses de menor precipitação. No entanto, como a precipitação nesse período é, em média, superior a 70 mm, considera-se que as chuvas na região são bem distribuídas durante o ano, o que em parte determina uma umidade relativa do ar média em torno de 85%. Os ventos predominantes são dos quadrantes setentrionais, com 52,7%, registrando-se os ventos portadores de chuvas de NW com 20,9% e de NE com 18,8% (FUNPAR, 2001).

5.3 SOLOS

Sobre a formação Guabirotuba, encontram-se distribuídos de uma maneira ampla em toda a região os Latossolos Vermelhos e Vermelhos-Amarelos, os Argissolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos, e os Cambissolos, todos com características não hidromórficas. Nas planícies encontram-se os Neossolos Flúvicos, os Organossolos Háplicos e os Gleissolos Melânicos e

Háplicos, todos com elevado grau de hidromorfia (EMBRAPA⁷, 1999 *apud* FUNPAR, 2001).

O solo é hidromórfico gley húmico ocorrente na área caracteriza-se por ser essencialmente orgânico, pouco evoluído, proveniente de depósitos de restos vegetais em grau variável de decomposição, constituído de horizonte superficial de coloração preta, devido aos elevados teores de carbonos orgânicos, assentados sobre camadas praticamente sem desenvolvimento pedogenético. De acordo com as características físico-químicas pode apresentar diferentes concentrações minerais e orgânicas (BORGES, 2001).

O material de origem é composto por acumulações orgânicas residuais recentes relacionadas ao Holoceno. Além da deposição aluvionar do rio Iguaçu, o seu desenvolvimento foi favorecido pela presença do lençol freático próximo à superfície em relevo plano, desenvolvendo processos de hidromorfogenia e oxi-redução (BORGES, 2001).

5.4 GEOLOGIA

Os sedimentos aluvionares do Rio Iguaçu fazem parte da Bacia de Curitiba, que por sua vez, faz parte de um conjunto de entidades geomorfológicas similares, de grosso modo paralelas a Serra do Mar. Estão posicionadas em uma faixa de direção N30 - E60 principalmente, e receberam a denominação de "Faixa Móvel Ribeira" ou "Faixa de Cisalhamento Ribeira", que se estende desde o litoral do Estado do Rio de Janeiro até Curitiba (BORGES, 2001). A Bacia de Curitiba é uma entidade geológica de origem tectônica, desenvolvida no Terciário (AB`SABER e BIGARELLA⁸, 1961 *apud* BORGES, 2001). Ocupa uma área de 3.500km² (FORTIN⁹, 1989 *apud* BORGES, 2001), apresenta geometria alongada na direção NE-SW, concordante com a direção estrutural principal da "Faixa de Cisalhamento Ribeira" (BORGES, 2001).

⁷ EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos** – 5ª aproximação. Rio de Janeiro, 421 p., 1999.

⁸ AB`Saber, A.N.; Bigarella, J.J Superfícies aplainadas do primeiro planalto do Paraná. Boletim Paranaense de Geografia, UFPR, Curitiba, n.4/5, p. 116-125. 1961.

⁹ FORTIN,P. **Mobilisation fractionnement et accumulation des terres rares lors del'iteration lateritique de sediments argilo-sableux du Bassin de Curitiba (Bresil)**. Memoirs des Sciences de la Terre. Nancy,n.10, p.1-186, 1989.

O embasamento geológico da área de estudo é constituído por migmatitos pertencentes ao complexo cristalino de idade Pré-cambriana, onde estão entalhadas as áreas de encostas da região sobre as quais assentaram-se os sedimentos da Formação Guabirotuba, do Pleistoceno, constituídos principalmente por argilitos e arcósios. As planícies aluvionares são mais recentes (Holoceno), comandadas pela influência do rio Barigüi, apresentando, de um modo geral, sedimentos argilo-siltico-arenosos (SALAMUNI¹⁰, 1998 apud FUNPAR, 2001).

5.5 GEOMORFOLOGIA

A área de estudo localiza-se na planície aluvionar do rio Iguaçu, e faz parte da grande unidade geomorfológica denominada Primeiro Planalto Paranaense. Como característica marcante da região, destaca-se a extensa planície por onde corre o rio Iguaçu, a qual é ladeada por um relevo com formas suavemente onduladas a onduladas, característica da Formação Guabirotuba e Embasamento Cristalino (BORGES, 2001).

5.6 HIDROLOGIA

A área de estudo está diretamente inserida na Bacia do Alto Iguaçu. O rio Iguaçu fluía originalmente de forma meandrante na planície aluvial, tendo seu regime de escoamento modificado consideravelmente pela regularização e dragagem do canal ao longo dos últimos trinta anos (BORGES, 2001). A Bacia do Alto Iguaçu também se caracteriza pela rede hidrográfica formada pelos rios afluentes do Iguaçu, onde se destacam os rios Barigüi, Padilha, Belém, Ressaca, Pequeno, Irai, Piraquara e Miringuava; com desenvolvimento de extensa planície aluvionar. As cotas e altitudes de inundação na área são de 873 m em média (BORGES, 2001).

¹⁰ SALAMUNI, E. **Tectônica da bacia sedimentar de Curitiba (PR)**. Rio Claro. São Paulo. Tese de Doutorado. Curso de Pós-Graduação em Geociências. Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Universidade Estadual Paulista. 211 p., 1998.

5.7 HIDROGEOLOGIA

O perfil geológico da área é caracterizado por três unidades básicas, a primeira formada pelos depósitos aluvionares que apresentam pouca consistência, com permeabilidade estimada na argila de 10^{-6} cm/s, nas areias de 10^{-4} cm/s e nos cascalhos da base de 10^{-2} a 10^{-3} cm/s. A segunda, embasamentos cristalinos (migmatitos e gnaisses), com movimento de água concentrado nas linhas de fratura e falha, com permeabilidade muito variável.

Por último, os aquíferos superficiais, situados na base dos sedimentos de várzea, caracterizado como livre. Nesta situação, o nível de água é diretamente relacionado a pluviosidade, situando-se a menos de 1,5 m de profundidade (BORGES, 2001). Neste contexto, o referido lençol encontra-se próximo à superfície, o que aumenta o risco de contaminação, portanto bastante afetado pelo derramamento dos 4 milhões de litros de óleo cru (BORGES, 2001).

5.8 VEGETAÇÃO

Após o acidente, realizaram-se estudos de diagnóstico da vegetação, visando avaliar os impactos nas áreas de influência direta e indireta do derramamento de óleo. Os resultados deste estudo (FUNPAR, 2001) permitiram embasar as análises referentes à vegetação e uso do solo na área de estudo, com informações extremamente atuais e detalhadas. Desta forma, a descrição da vegetação apresentada neste trabalho segue o referido relatório. A classificação da vegetação segue adaptação da metodologia definida pelo IBGE (1992).

A cobertura vegetal original da área de estudo pode ser caracterizada pela ocorrência do bioma Floresta Ombrófila Mista (floresta com araucária) e formações associadas, como a Estepe Gramíneo-Lenhosa (campos), a Floresta Ombrófila Mista Aluvial (florestas ciliares) e as Formações Pioneiras com Influência Flúvio-lacustre (várzeas hidromórficas) nas planícies junto ao Arroio Saldanha e ao Rio Barigüi, em locais de saturação hídrica. As formações naturais encontram-se bastante descaracterizadas, destacando-se na paisagem as formações secundárias da Floresta Ombrófila Mista em vários

estágios sucessionais (Figura 7). Ocupando grande parte da área, sobretudo em locais pedologicamente melhor estruturados, como as encostas e os interflúvios, estas formações estabeleceram-se até mesmo nos locais originalmente ocupados por campos (FUNPAR, 2001).

Ao longo dos corpos d'água e nas planícies fluviais encontram-se formações da Floresta Ombrófila Mista Aluvial, geralmente associada a Neossolos ou Gleissolos com maior saturação hídrica e também sobre Organossolos, podendo variar fisionalmente de herbáceas a arbustivas.

Observa-se na área de estudo, além das formações naturais, áreas ocupadas pelo plantio de espécies florestais exóticas (*Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp.), áreas edificadas e industriais, linhas de alta tensão, gasodutos e oleodutos além de estradas e acessos.

5.8.1 Floresta Ombrófila Mista Montana – Vegetação Secundária

A ocupação secundária de ambientes modificados por gramíneas e herbáceas num primeiro momento constitui a Fase Inicial da Vegetação Secundária, até o estabelecimento de espécies arbóreas pioneiras que constitui a Fase Intermediária da Vegetação Secundária. Englobando as fases popularmente conhecidas como capoeirinha (herbáceo-graminóide) e capoeira (arbustivo-arbórea), esta formação constitui, juntamente com a Fase Avançada da Vegetação Secundária (capoeirão), a maioria da cobertura vegetal da paisagem analisada. A última das fases de ocupação da vegetação secundária, caracterizada pela presença de *Araucaria angustifolia* no dossel da floresta, não foi observada. Dentre as características que permitiriam distinguir este estágio dos anteriores, destaca-se a maior complexidade florística, a definição de estratos arbóreos, a amplitude diamétrica dos indivíduos arbóreos, o epifitismo, e o maior número de espécies.

5.8.1.1 Fases Inicial e Intermediária da Vegetação Secundária

Na fase inicial de ocupação vegetal sobre solos não hidromórficos, observa-se na área de estudo a seqüência de espécies herbáceas (caracterizada por *Cortadeira selloana*, *Eupatorium*, *Senecio*, *Solidago* e *Mikania*, *Lantana camara*, *Phytolacca thirsiflora*, *Eryngium* sp. e *Pteridium*

aracnoidea entre outras), arbustivas e, numa situação mais favorável, espécies arbóreas estabelecendo-se posteriormente.

O domínio de asteráceas do gênero *Baccharis* (especialmente *B. uncinella*) é notável entre as espécies arbustivas. As espécies arbóreas pioneiras de disseminação ornitócora observadas na área são a aroeira (*Schinus terebentifolius*), o pinho-bravo (*Podocarpus lambertii*), o vacum (*Alophylus edulis*), a canjica (*Rhamus sphaerosperma*), o miguel-pintado (*Matayba elaeagnoides*), a guabirova (*Campomanesia xanthocarpa*), a mamica-de-porca (*Zanthoxylum kleinii* e *Z. rhoifolia*) e o pessegueiro-bravo (*Prunus brasiliensis*). Através do vento, ingressam o vassourão-branco (*Piptocarpha angustifolia*), o vassourão-preto (*Vernonia discolor*) e o cambará (*Gochnatia polymorpha*). Em locais que sofreram intervenções associadas à ocorrência de fogo, a bracatinga (*Mimosa scabrella*) ocupa e domina o ambiente antes mesmo de espécies herbáceas.

5.8.1.2 Fase Avançada da Vegetação Secundária

A partir da ocupação de espécies pioneiras, à medida que as condições vão se tornando propícias, estabelecem-se novas espécies que constituem a fase intermediária da vegetação secundária, ou capoeirão.

Os três estratos pouco individualizados da floresta são compostos pelas famílias Myrtaceae, Anacardiaceae, Podocarpaceae, Lauraceae e Aquifoliaceae, em sua grande maioria.

A espécie mais importante foi considerada o pinheiro-bravo (*Podocarpus lambertii*), seguido da canela lageana (*Ocotea pulchella*). A aroeira (*Schinus terebentifolius*), o branquilha (*Sebastiania commersoniana*), o bugreiro (*Lithraea brasiliensis*) e a guabirova (*Campomanesia xanthocarpa*) também são bastante importantes (quase metade do valor de importância total). Os autores destacam que o grande número de árvores mortas neste ambiente seria uma evidência da transição deste estágio sucessional para estágios mais evoluídos, haja visto o alto valor de importância das plantas neste estado.

As espécies que poderiam suceder as acima citadas foram identificadas pelo levantamento florístico e fitossociológico da regeneração natural, elencadas em ordem de importância como se segue: *Myrcia obtecta*,

Calyptanthus concinna, *Myrcia breviramis*, *Allophylus edulis*, *Myrciaria tenella* e *Sebastiania commersosniana*.

Os índices de diversidade de Shannon-Weaver (H') calculados para o estrato arbóreo e de regeneração foram considerados normais pelos autores para a fase de sucessão analisada, resultando em 3,033 nats/ind. e 2,721 nats/ind. respectivamente. Já o estrato subarbustivo e herbáceo desta formação apresentou o menor valor de diversidade (1,00 nats/ind), com dominância de quatro espécies de Poaceae, *Panicum pantrichum*, *Panicum laxun*, *Pseudechinolaena polystachia* e *Panicum glutinosum*, além da Asteraceae *Chaptalia nutans* e das epífitas amostradas neste estrato *Polypodium catharinae* e *Campyloneurum nitidum*.

As epífitas vasculares tiveram um índice de diversidade estimado em 2,00 nats/ind. As espécies mais importantes, de acordo com o valor de importância epifítica (VIE), foram *Micrograma squamulosa*, *Pleopeltis angusta* e *Polypodium hirsutissimum*, todas da família Polypodiaceae, além de *Capanemia angustifolia* da família Orchidaceae.

5.8.2 Floresta Ombrófila Mista Aluvial

A formação denominada Floresta Ombrófila Mista Aluvial (IBGE, 1992) pode ser encontrada na área de estudo em dois estágios distintos de desenvolvimento. Estes estágios são provavelmente condicionados pelas características de hidromorfia dos solos e carreamento de sedimentos, que se acumulam sob as formações denominadas menos desenvolvidas devido à conformação do relevo. Já nas proximidades do rio Barigüi e adjacências da área denominada localmente de Banhado 4 (Figura 7), uma floresta mais desenvolvida é observada. Estas duas áreas foram analisadas e caracterizadas separadamente pela equipe (FUNPAR, 2001) devido às notáveis diferenças fitofisionômicas entre si, sendo desta forma descritas neste trabalho.

5.8.2.1 Floresta Ombrófila Mista Aluvial Menos Desenvolvida

Próximo à confluência do arroio Saldanha com o rio Barigüi, na parte mais aplainada do relevo onde inicia-se a várzea, localmente denominada de Banhado 4 (Figura 7), observa-se vegetação arbórea composta por espécies que caracterizam uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial Menos Desenvolvida,

se comparada com a formação descrita a seguir. As diferenças fitofisionômicas entre as duas formações foram atribuídas a características do relevo e do solo, devido à elevada hidromorfia do local e ao constante aporte de sedimentos provenientes de cotas mais elevadas da micro-bacia do arroio Saldanha, além de alguma influência da antiga planície de inundação do rio Barigüi.

A espécie arbórea notavelmente mais importante desta formação é o branquilha (*Sebastiania commersoniana*), com mais da metade do valor de importância total, estando presente em todas as unidades amostrais, dominando os dois estratos da comunidade, conforme levantado pela equipe da FUNPAR (2001). Outras espécies importantes são a aroeira (*Schinus terebinthifolius*), *Eugenia* sp.2, tarumã (*Vitex megapotamica*) e *Blepharocalyx salicifolius*. Assim, as famílias mais importantes foram Euphorbiaceae, Myrtaceae, Anacardiaceae, Verbenaceae e Fabaceae.

Destaca-se ainda o número relativamente alto de árvores mortas, além de cipós e lianas, representadas principalmente pela espécie exótica madressilva (*Loniciera japonica*) e pela unha-de-gato (*Macfadyena unguis-cati*).

A regeneração reproduz a dominância do branquilha, representando a permanência da comunidade em seu atual estágio de menor desenvolvimento. Outras espécies presentes na regeneração são o vacum (*Alophylus edulis*), a embira (*Daphnopsis racemosa*), o guamirim-de-facho (*Calypttranthes concinna*) e *Machaerium paraguariense*.

Os índices de diversidade (H') para as espécies arbóreas e de regeneração são de 1,352 nats/ind. e 2,010 nats/ind. respectivamente, cujos valores baixos são atribuídos à elevada hidromorfia do solo, limitante para o estabelecimento de muitas espécies. A baixa similaridade (aproximadamente 20%) observada entre estes dois conjuntos de espécies pode ser creditada tanto à presença de indivíduos adultos que não atingiram limite diamétrico inferior para amostragem quanto ao estabelecimento de um conjunto de espécies arbóreas que compõe atualmente a regeneração.

Dentre as espécies herbáceas e subarbustivas, destacam-se *Panicum rhizogonum*, *Panicum laxum*, *Bromus brachyanthera*, *Heteranthera reniformis* e *Thelypteris* sp1. O índice de diversidade encontrado para este estrato foi o maior para esta formação entre todas as áreas amostradas, resultando em

3,346 nats/ind., valor atribuído à maior heterogeneidade ambiental (gradientes de luminosidade expressivos) e pelo grau de conservação da área.

Entre as epífitas, as espécies mais expressivas são *Microgramma squamulosa*, *Pleopeltis angusta*, *Capanemia angustifolia*, *Polypodium hirsutissimum*, sendo as famílias Polypodiaceae e Orchidaceae as mais importantes.

5.8.2.2 Floresta Ombrófila Mista Aluvial Mais Desenvolvida

Nas áreas onde o solo é mais bem drenado, nas porções mais interiorizadas da várzea denominada localmente denominada banhado 4 e nas proximidades do rio Barigüi, a Floresta Ombrófila Mista Aluvial é fitossociologicamente mais desenvolvida. (Figura 7)

Como na formação descrita anteriormente, o branquilha é a espécie com maior valor de importância, seguida do vacum, da aroeira, *Blepharocalyx salicifolius*, *Eugenia* sp1 e *Guettarda uruguensis*. As famílias de destaque foram Euphorbiaceae, Myrtaceae, Sapindaceae, Anacardiaceae e Rubiaceae.

Vale destacar que algumas das espécies presentes no estrato arbóreo desta formação foram identificadas na regeneração da formação menos desenvolvida. Além dos dois estratos arbóreos bem definidos, observa-se um terceiro em formação, novamente dominado pelo branquilha.

Altos números de indivíduos mortos foram também verificados neste ambiente, ocupando o terceiro lugar em valor de importância, além da alta frequência de lianas de diâmetros reduzidos.

O número de espécies e famílias da regeneração natural foi notadamente superior ao da formação anterior, como esperado, destacando-se a dominância de vacum em detrimento da dominância de branquilha anteriormente descrita para a formação menos desenvolvida. Vale citar ainda as espécies *Myrciaria tenella*, *Daphnopsis racemosa* e *Guettarda uruguensis*.

A diversidade de espécies comprova a maior complexidade desta formação com relação à anterior, quando são comparados os índices de Shannon-Weaver para as espécies arbóreas e de regeneração, respectivamente 2,624 e 1,659 nats/ind.

No estrato subarbustivo e herbáceo, as famílias mais representativas foram Poaceae, Thelypteridaceae, Rubiaceae, Aspleniaceae, Piperaceae,

Pteridaceae, Dryopteridaceae e Commelinaceae, entre outras. As espécies mais importantes foram *Pseudechinolaena polystachia* e *Carex sellowiana*. O índice de diversidade para este estrato foi de 2,669 nats/ind, o mais baixo entre as formações aluviais analisadas e mais alto somente do que o da Floresta Ombrófila Mista Montana, formação bastante degradada (FUNPAR, 2001).

As epífitas vasculares estão representadas neste ambiente pelas espécies *Microgramma squamulosa*, *Pleopeltis angusta*, *Peperomia catharinae* e *Polypodium hirsutissimum*. As famílias mais importantes foram Polypodiaceae, Piperaceae e Orchidaceae.

5.8.3 Formações Pioneiras com Influência Flúvio-lacustre Herbáceas

Influenciadas pelo regime hídrico local, as formas de vida herbáceas são geralmente predominantes, podendo ocorrer associadas a arbustos e árvores. A várzea denominada banhado 4, onde acumulou-se a maior parte do óleo derramado durante o incidente, foi avaliada fitossociologicamente por sua maior extensão e diversidade de configurações vegetacionais em relação a outras áreas deste tipo de formação vegetal.

As formações não amostradas, denominadas banhado 1, 2 e 3, podem ser caracterizadas por áreas formadas por unidades lineares e estreitas, de topografia plana, sobre solos gleizados mal drenados e com grande quantidade de entulhos de construção, o que favorece a manutenção de vegetação de porte arbustivo-arbóreo inferior a 3 metros de altura. As espécies arbóreas de destaque são o branquilha, o leiteiro (*Sebastiania brasiliensis*), a aroeira, o pinho-bravo, o bugreiro (*Lithraea brasiliensis*), a capororoquinha (*Myrsine sp.*), o pessegueir-bravo (*Prunus sellowii*), a mamica-de-porca (*Zanthoxylum rhoifolium*), o cambui (*Myrcia multiflora*) e o xaxim-de-espinho (*Cyathea phalerata*).

As espécies herbáceas são caracterizadas por espécies das famílias Poaceae (*Echinochloa crusgalli*, *Panicum rhizogonum*, *Setaria geniculata* e *Cortadeira selloana*), Cyperaceae (*Eleocharis nodulosa*, *Scirpus californicus*, *Cyperus hermaphroditus*, *Cyperus lanceolatus* e *Rhynchospora corymbosa*), Asteraceae, Polygonaceae, Typhaceae, Blechnaceae e Verbenaceae.

Dentre as epifíticas destacam-se *Microgramma squamulosa*, *Polypodium catharinae* e *Polypodium hirsutissimum* (Polypodiaceae), além de *Pleurothallis sonderana*, *Pleurothallis hygrophila* e *Capanemia australis* (Orchidaceae).

No Banhado 4 observam-se as espécies cespitosas *Panicum urticans* e *Echinochloa crusgalli* (Poaceae), *Carex brasiliensis* e *Cyperus ferax* (Cyperaceae) e as espécies rizomatosas *Thalia geniculata* (Maranthaceae), *Scirpus californicus* (Cyperaceae), *Echinodorus grandiflorus* (Alismataceae) e *Typha domingensis* (Typhaceae). Nos limites com as pastagens, esta última é observada com maior abundância, juntamente com as espécies herbáceas e subarbustivas eretas das famílias Asteraceae (*Bacharis dracunculifolia*, *Bacharis erioclada*, *Eupatorium* spp., *Vernonia* spp., *Bidens laevis*), Onagraceae (*Ludwigia peruviana*, *L. elegans*, *L. sericea*) e Polygonaceae (*Polygonum acuminatum*, *P. meissnerianum*, *P. stelligerum* e *P. punctatum*). Em unidades de organossolos são ainda encontrados indivíduos de *Erythrina crista-galli* (Fabaceae), além do branquilho e do jerivá (*Syagrus romanzoffiana*).

6 METODOLOGIA

Para que se pudesse realizar a análise da estrutura da paisagem, foi necessário elaborar um mapa temático da cobertura do solo da área de estudo. Este processo iniciou-se com a fotointerpretação, etapa na qual foram definidos preliminarmente os elementos de paisagem (ou classes de cobertura do solo).

Como as fotografias aéreas disponíveis não recobriam toda a área de interesse, optou-se por utilizar a imagem do satélite Ikonos, para a produção de um mapa que cobrisse uma área de maior extensão. Para tanto, foram avaliadas metodologias de classificação automática da imagem. O algoritmo tradicionalmente utilizado foi comparado com o algoritmo de Redes Neurais Artificiais, para a classificação das bandas originais, inclusive com a adição de dados auxiliares de bandas de textura e informações do relevo da área.

Com o decorrer do trabalho, após várias checagens de campo e devido à detecção de diferenças na fitofisionomia de determinadas formações vegetais, o conjunto de classes inicial foi ampliado e detalhado.

A interpretação visual da imagem Ikonos foi realizada, como uma alternativa à classificação, pela maior fidelidade na forma das entidades que representam as unidades de paisagem, já que esta característica seria posteriormente avaliada.

Finalmente, as informações obtidas foram integradas em um Sistema de Informações Geográficas, que permitiu a realização das análises espaciais que permitiram descrever a estrutura e o padrão da paisagem.

6.1 FOTINTERPRETAÇÃO E DEFINIÇÃO DOS ELEMENTOS DE PAISAGEM

Numa primeira fase, reconheceu-se a necessidade de fazer um primeiro levantamento para o reconhecimento da área e a definição preliminar dos elementos de paisagem. Duas questões importantes devem ser levadas em consideração antes do início da fotointerpretação. A primeira é a definição do sistema de classificação ou critério utilizado para separar as várias categorias e classes presentes na área de estudo. Na Tabela 2 apresentam-se as categorias e respectivas classes ocorrentes na área de estudo. As categorias e os tipos de formações ocorrentes na paisagem foram definidos a

partir da fotointerpretação preliminar, das interpretações visual e automática da imagem digital Ikonos e de levantamentos e reconhecimentos de campo, na ocasião do diagnóstico da vegetação realizado por FUNPAR (2001). Foram definidas quatro categorias e doze classes de cobertura do solo ou unidades de paisagem.

A segunda questão é a seleção da unidade mínima de mapeamento (UMM), a ser empregada no processo. A seleção da UMM determinará a extensão de detalhes transmitidos pela interpretação e a escala necessária para obtenção dos resultados desejados (LILLESAND e KIEFER, 1994). A UMM é definida pela área mínima que se deseja representar ou que se pode delinear a partir da fotografia aérea (ARONOFF, 1995). As fotografias interpretadas foram obtidas na escala 1:15000, imediatamente após o derramamento do óleo, em 17 de Julho de 2000. Como a fotointerpretação foi realizada com caneta de ponta 0,5mm de diâmetro, um ponto ocupa uma área de 7,5m de diâmetro no terreno. Como a maioria dos objetos a serem representados deve ser maior do que um ponto, considerou-se 10m a distância mínima representada, resultando uma UMM de 100m².

Tabela 2: Categorias e elementos de paisagem, e sua simbologia.

Categoria	Elemento de Paisagem	Simbologia
Floresta Ombrófila Mista	Floresta Ombrófila Mista Aluvial menos desenvolvida	1
	Floresta Ombrófila Mista Aluvial mais desenvolvida	2
	Sucessão Secundária Fase Inicial	3
	Sucessão Secundária Fase Intermediária	4
	Sucessão Secundária Fase Avançada	5
Formações Pioneiras	Formações Pioneiras de Influência Fluvial Herbácea	6
Áreas de Produção	Espécies exóticas	7
	Agropecuária	8
Áreas Antropizadas	Superfícies construídas	9
	Solos expostos	10
	Rede viária e linhas de transmissão	11
Superfícies Líquidas	Rios, córregos e corpos d'água	12

A fotointerpretação deu-se com o auxílio de um estereoscópio de espelhos marca "Wild", modelo "ST4" e folhas de polipropileno, denominadas "overlay", colocadas por cima das fotografias. Sobre os overlays foram delineados os polígonos e seus atributos referentes à cobertura do solo. Este

processo foi realizado paralelamente a idas a campo para checagem das informações, e esclarecimento de dúvidas durante a fotointerpretação.

Os “overlays” finalizados foram escanerizados em *scanner* de mesa comum, da marca HP, juntamente com as fotografias, para a elaboração de um mosaico não controlado. As distorções da fotografia não foram, portanto, corrigidas, já que o resultado seria preliminar. A partir daí, procedeu-se à digitalização dos polígonos na tela do computador, no software Arc View® 3.1.

6.2 CLASSIFICAÇÃO DIGITAL DA IMAGEM IKONOS

O sensor Ikonos caracteriza-se pela obtenção de imagens de alta resolução espacial (Tabela 3) se comparado com outros sensores disponíveis no mercado nos últimos anos, como os dos satélites Landsat-5 TM; Landsat-7 TM e Spot. Esta característica é extremamente desejável na identificação e delineamento mais precisos de alvos da superfície terrestre.

Tabela 3: Dados da resolução espacial e da resolução espectral do sensor Ikonos. O símbolo * denota as bandas utilizadas neste trabalho.

Banda	Resolução espacial (m)	Resolução espectral (nm)			
		Mínimo	Máximo	Largura	Centro
Pancromática	1	525,8	928,5	403	727,1
Azul *	4	444,7	516,0	71,3	480,3
Verde *	4	506,4	595,0	88,6	550,7
Vermelho *	4	631,9	697,7	65,8	664,8
Infra-vermelho próximo *	4	757,3	852,7	95,4	805,0

Contudo, o maior detalhamento pode também trazer certas dificuldades no que se refere à classificação automática deste tipo de imagens. Um exemplo é a ocorrência de pixels com valores de nível de cinza muito próximos ou iguais (como por exemplo em superfícies construídas), dificultando a classificação por métodos estatísticos que requerem determinados tipos de distribuição dos dados, para diferenciar as classes ou tipos de cobertura do solo.

As imagens capturadas por este sensor restringem-se às faixas de comprimentos de onda do visível (vermelho, verde e azul) e do infravermelho próximo, como pode ser observado na Tabela 3. Como o sensor não captura

dados da reflectância dos alvos em outras faixas, como a do infravermelho médio, a separabilidade entre os alvos é dificultada.

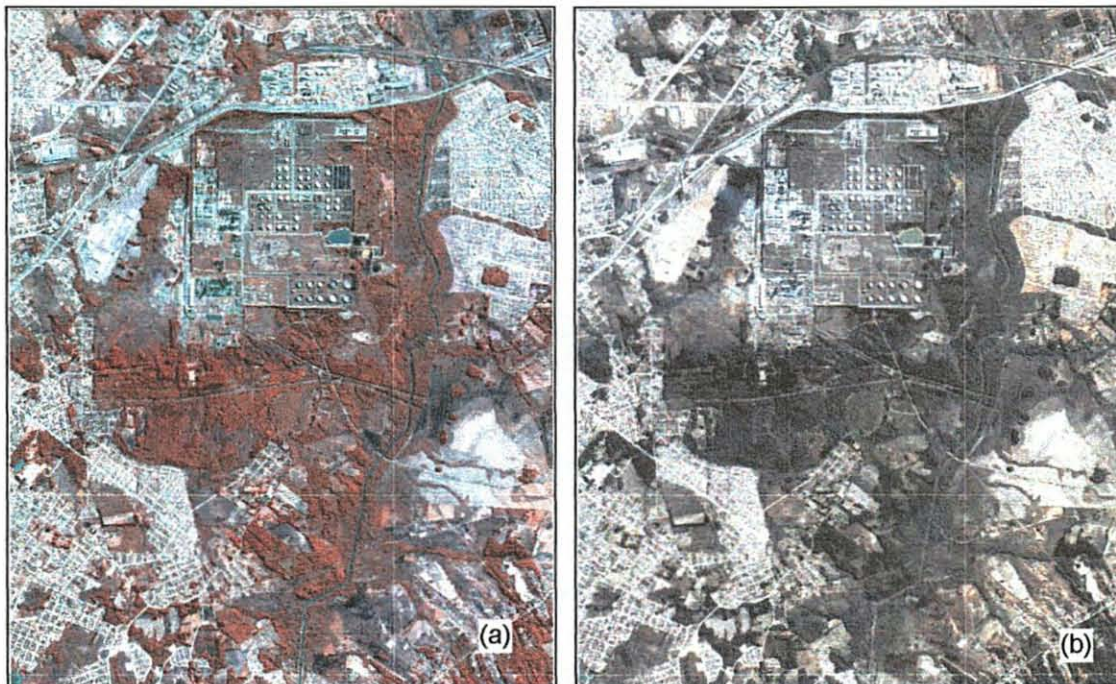


Figura 8. Imagens do sensor Ikonos, em composição infravermelho (infravermelho próximo, verde e azul em R, G, B respectivamente) e em composição colorido normal (vermelho, verde e azul em R, G, B respectivamente).

A imagem do satélite Ikonos utilizada foi obtida no dia 27 de julho de 2000, alguns dias após o derramamento de óleo ocorrido na área de estudo. Da imagem original, foi selecionada uma área de 1517x1880 pixels, representando uma área de 6068x7520 m².

Optou-se por classificar a imagem de forma automática com o uso de informações auxiliares, como dados de textura da imagem e dados do relevo. Foram realizados testes com dois algoritmos de classificação: Máxima Verossimilhança e Redes Neurais Artificiais (RNA's). Ambos os algoritmos foram utilizados no software Envi[®] 3.4.

6.2.1 Máxima Verossimilhança

O algoritmo de Máxima Verossimilhança avalia quantitativamente a variância e a covariância dos padrões de resposta espectral dos alvos quando classifica um pixel. Para tanto, assume-se que a distribuição da nuvem de pontos formada pelas amostras de treinamento é Gaussiana (ou normal). Desta

forma, a distribuição do padrão de resposta de um alvo pode ser completamente descrita pelo *vetor de médias* e a *matriz de covariância*. Assim, calcula-se a probabilidade de determinado valor de um pixel pertencer a um tipo particular de cobertura do solo. Pode-se dizer que o classificador delimita elipsóides formadas por linhas de equiprobabilidade no diagrama de dispersão (LILLESAND e KIEFER, 1994).

Conforme descrito por MOREIRA (2001), assume-se uma densidade de probabilidade condicional $P(x/w_j)$, em que x é o conjunto de valores, nas diversas características, e w_j representa a j -ésima classe. Esta densidade de probabilidade condicional define a característica da classe. Dado um objeto X_o , uma possível regra de decisão é atribuir X_o à classe w_j , cuja probabilidade condicional $P(W_j/X_o)$ seja máxima. Segundo a Regra de Bayes, tem-se:

$$P(w_j / x) = \frac{P(x / w_j)P(w_j)}{P(x)} \quad \text{Equação 1}$$

Onde $P(x/w_j)$ e $P(x)$ são funções de densidade de probabilidade dos valores das características condicional e incondicional, respectivamente, referidas a w_j ; $P(w_j/x)$ e $P(w_j)$ são as probabilidades da classe w_j condicionada e incondicionada aos valores das características, respectivamente. Como exemplo, supõe-se três classes W_1 , W_2 e W_3 , com as funções de densidade de probabilidade conforme demonstrado na Figura 9. Todos os pontos até X_1 seriam classificados como da classe 1, de X_1 a X_2 como classe 2, de X_2 a X_3 como classe 3 e acima de X_3 como classe 2.

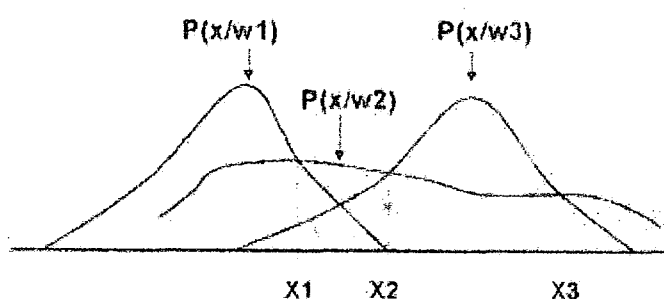


Figura 9. Funções de densidade de probabilidade. (Reproduzido de MOREIRA, 2001).

Este algoritmo foi utilizado na classificação da imagem Ikonos visando a obtenção de um mapa de cobertura do solo necessário para a análise da

paisagem. Os resultados devem ainda ser comparados com os obtidos pela classificação utilizando o algoritmo de RNA's. Desta forma, foram coletadas amostras homogêneas e em grande número, distribuídas pela imagem de acordo com a ocorrência das classes de maior interesse, conforme demonstrado pela Tabela 4.

Tabela 4. Distribuição do número de pixels coletados para cada conjunto de amostras de treinamento por classe de cobertura do solo, para cada algoritmo.

Amostras	Classes de cobertura do solo								Total
	1	2	3	4	5	6	7	8	
Maxver	447	381	424	400	707	248	728	717	4052
RNA	20	22	23	22	24	20	34	20	185
Verificação	1593	1019	1202	1099	1694	284	2805	2200	11896

As bandas originais foram utilizadas, procedendo-se uma série de classificações com diferentes combinações de bandas, quando foram incluídas informações de relevo e texturais, descritos nos itens 6.3.1 e 6.3.2 respectivamente. Analisou-se então a separabilidade entre classes e a acurácia da classificação para a estimativa da qualidade dos resultados obtidos e posterior comparação com aqueles obtidos pelas Redes Neurais Artificiais.

6.2.2 Redes Neurais Artificiais

Os testes foram realizados em duas etapas, dada a complexidade do ajuste dos parâmetros da arquitetura das Redes Neurais Artificiais (RNA's). O ajuste dos parâmetros da RNA é um processo essencialmente experimental. Inicialmente, procurou-se ajustar a arquitetura para a classificação de uma área reduzida da imagem, de menor complexidade (200x200 pixels ou 800x800m). A partir do momento em que bons resultados foram obtidos, testes para a classificação da imagem inteira foram realizados.

Avaliando-se os resultados através do erro médio quadrático fornecido pelo software (Equação 2, JENSEN, 1996) e do erro medido através da acurácia geral da classificação (Equação 3 e matrizes de confusão (LILLESAND e KIEFER,

1994)), os parâmetros são alterados até que obtenha-se um resultado mais próximo do desejado.

$$\text{RMS} = \sqrt{(x_{\text{rede}} - x_{\text{amt}})^2} \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

x_{rede} = resultados produzidos pela rede

x_{amt} = resultados calculados a partir das amostras de treinamento.

A avaliação da acurácia foi realizada com um conjunto de amostras de treinamento independente do conjunto de amostras utilizado para a classificação digital (Tabela 4).

$$\text{Acurácia.geral} = \frac{\sum \text{pixels.corretamente.classificados}}{\text{Número.total.de.pixels.de.referência}} \quad \text{Equação 3}$$

A seleção de amostras para classificação por este algoritmo é diferenciada em relação aos métodos tradicionais (Máxima Verossimilhança, por exemplo). Observou-se que amostras com um grande número de pixels dificultavam o ajuste dos pesos. O número de pixels por classe foi então reduzido progressivamente, permitindo a convergência dos resultados da RNA, pela menor redundância dos pixels da amostra, como relatado por RIBEIRO e CENTENO (2001).

Os parâmetros da rede que podem ser alterados no software utilizado são a taxa de aprendizado, o momento e o limiar ("threshold"). A variação dos parâmetros foi realizada inicialmente levando-se em consideração aspectos observados em revisão de literatura relativos à importância e influência de cada um nos resultados obtidos por outros autores (ver JARVIS e STUART, 1996 para revisão). A taxa de aprendizado controla a velocidade de leitura e corresponde à taxa de convergência entre a solução atual e o mínimo global. O momento é um termo adicionado para permitir o aumento da taxa de aprendizagem sem que ocorram oscilações, atuando também no aumento da velocidade de convergência da rede. O limiar refere-se ao limite a partir do qual os estímulos recebidos por cada unidade de processamento são capazes de provocar impulsos, quando são transmitidos para a próxima unidade de processamento (GALVÃO e VALENÇA, 1999).

De forma análoga aos testes preliminares, aplicou-se a mesma metodologia para a definição da arquitetura e dos parâmetros da rede,

partindo-se naturalmente daquela definida para o recorte de imagem anteriormente utilizado. No entanto, observou-se uma dificuldade maior na classificação da imagem inteira, já que a convergência da RNA não foi observada para a arquitetura previamente definida. Procedeu-se então uma nova seqüência de testes, visando a definição adequada dos parâmetros da rede para este novo e complexo conjunto de dados.

Acreditando-se que a confusão observada entre algumas classes pudesse ser reduzida, dados de altimetria foram inseridos na camada de entrada da RNA, sobretudo pelo fato da ocorrência de áreas de Formação Pioneira de Influência Flúvio-lacustre Herbácea, dependente de solos mal drenados, hidromórficos, ocorrentes em áreas planas da paisagem, que se confundem espectralmente com outras áreas de vegetação herbácea (cultivos agrícolas, por exemplo).

Além destes, dados auxiliares referentes à textura da imagem foram analisados com relação à sua contribuição na redução da confusão entre classes e conseqüente melhoria da acurácia dos resultados finais, haja visto a forte impressão visual da influência da textura na diferenciação dos padrões vegetacionais e de cobertura do solo na imagem. Cada um dos parâmetros foi incluído no cálculo dos resultados da RNA separadamente, juntamente com as bandas originais do sensor.

6.3 CLASSIFICAÇÃO DA IMAGEM COM DADOS AUXILIARES

Segundo RIBEIRO e CENTENO (2001), a utilização de dados auxiliares representando características do relevo, na classificação de imagens por RNA's, é capaz de aumentar a acurácia dos resultados obtidos na classificação digital. Da mesma forma, imagens classificadas pelo algoritmo da Máxima Verossimilhança apresentam redução de erros quando dados de relevo são incluídos.

Como comentado anteriormente, a melhoria da acurácia também foi reportada por diversos autores, quando bandas de textura foram adicionadas como complemento às informações espectrais na classificação de imagens (SALI e WOLFSON, 1992; FRANKLIN e PEDDLE, 1990; KUSHUWAHA *et al.* 1995, ARAI, 1993).

Os dados auxiliares aqui descritos foram gerados visando sua inclusão como dados de entrada na classificação automática da imagem Ikonos, tanto pelo método tradicional da Máxima Verossimilhança quanto pelas RNA's. Cada uma das bandas de textura geradas foram utilizadas em conjunto com as bandas originais do sensor. Nesta etapa, foram realizadas oito classificações, uma para cada parâmetro de textura. Da mesma forma, os dados do relevo, declividade e aspecto, foram utilizados um a um em conjunto com as bandas originais para classificação da imagem. Analisando-se os resultados destas classificações, foram selecionados parâmetros de textura e de relevo que ocasionaram melhoria significativa com relação à imagem classificada somente com as bandas originais. Foram então realizados testes para a utilização das bandas do sensor e de duas bandas de dados auxiliares ao invés de uma.

6.3.1 Modelo Digital de Superfície

As informações a respeito do relevo da área de estudo foram obtidas a partir das cartas planialtimétricas números 532, 534, 543, 545; na escala de 1:10.000 de 1986/1987, produzidas pela Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba – COMEC. A partir deste material foram extraídas as curvas de nível com equidistância de 5 metros, para a geração da grade retangular e do modelo digital do terreno (MDT).

A grade retangular foi gerada com distância de 16 metros entre pontos amostrais, para a obtenção de uma grade final, através da reamostragem de pontos a cada 4 metros, obtendo-se um resultado compatível com a imagem digital de resolução espacial igual a 4 metros.

A partir desta grade, gerou-se um modelo digital do terreno no software Surfer 7[®], através da Krigagem. Este método foi selecionado em detrimento de outros, como a triangulação de Delaunay, por gerar resultados que melhor representam a superfície da área de estudo. O modelo digital do terreno obtido foi exportado para o software Envi[®] 3.4, no formato ASCII.

Mapas temáticos que representam a exposição ou aspecto e o gradiente de encosta, derivados do MDT, foram obtidos para posterior inclusão na classificação dos dados espectrais, visando a melhoria dos resultados obtidos. O gradiente de encosta (ou declividade) (Equação 4) consiste no vetor

que descreve um plano tangente à superfície representada pelo MDT, ou seja, a máxima razão da variação da altitude (BURROUGH, 1986).

$$\tan G = \left[\left(\frac{\delta_z}{\delta_x} \right)^2 + \left(\frac{\delta_z}{\delta_y} \right)^2 \right]^{\frac{1}{2}} \quad \text{Equação 4}$$

onde:

z corresponde à altitude

x e y as coordenadas de linha e coluna do MDT.

A exposição (Equação 5) de cada pixel é caracterizada através da direção da máxima razão da variação da altitude (BURROUGH, 1986).

$$\tan A = \frac{\left(\frac{\delta_z}{\delta_y} \right)}{\left(\frac{\delta_z}{\delta_x} \right)}; \quad \text{Equação 5}$$

onde:

z corresponde à altitude e x e y as coordenadas de linha e coluna do MDT.

6.3.2 Textura da Imagem Digital

Muitos autores observaram a melhoria dos resultados obtidos com a adição de informações texturais na classificação de imagens digitais (SALI e WOLFSON, 1992; FRANKLIN e PEDDLE, 1990; KUSHUWAHA *et al.* 1995, ARAI, 1993). KUSHUWAHA *et al.* (1995) observam que a utilização da primeira componente obtida pelo cálculo das componentes principais das bandas originais pode ocasionar bandas texturais mais representativas, dada a presença de um volume maior de informação contida nesta componente. Desta forma, realizou-se inicialmente o cálculo das componentes principais através da rotação dos eixos, utilizando-se a matriz de correlação (JOHNSON e WICHERN, 1988). A primeira componente foi então utilizada como entrada para o cálculo dos parâmetros de textura mais comumente utilizados na análise de textura de imagens digitais, descritos na Tabela 3 (TRAUB, 1997; HARALICK *et al.*, 1973).

HARALICK *et al.* (1973; 1979), descreve um procedimento para determinar parâmetros de textura com base na distribuição de frequência com que um valor de cinza *i* é vizinho de um valor de cinza *j*. A vizinhança se define mediante uma distância *d* e um ângulo *a*, denominadas matrizes de co-ocorrência ou dependência, cujas filas e colunas representam os valores de

níveis de cinza i, j . A partir destas matrizes, derivam-se os parâmetros de textura utilizados neste trabalho (Tabela 5): contraste, variância, média, desvio padrão, dissimilaridade, segundo momento angular, entropia, correlação, homogeneidade.

Como descrito por Gonzalez e Woods (2000), Sendo P um operador de posição e seja A uma matriz $k \times k$ cujo elemento a_{ij} seja o número de vezes que pontos com o nível de cinza z_i ocorram (na posição especificada por P) relativamente a pontos com nível de cinza z_j , com $1 \leq i, j \leq k$. Por exemplo, considere-se uma imagem com três níveis de cinza, $z_1=0$, $z_2=1$ e $z_3=2$, como:

$$\begin{array}{ccccc} 0 & 0 & 0 & 1 & 2 \\ 1 & 1 & 0 & 1 & 1 \\ 2 & 2 & 1 & 0 & 0 \\ 1 & 1 & 0 & 2 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 0 & 1 \end{array}$$

A definição de um operador de posição P como “um pixel à direita e um pixel abaixo” leva à seguinte matriz 3×3 A :

$$A = \begin{bmatrix} 4 & 2 & 1 \\ 2 & 3 & 2 \\ 0 & 2 & 0 \end{bmatrix}$$

Tabela 5: Descrição e fórmulas utilizadas no cálculo dos parâmetros utilizados para a geração das bandas de textura a partir da primeira componente principal (WERDER, 1998)

Parâmetro	Fórmula	Descrição
Segundo Momento Angular	$Seg = \sum_i \sum_j \{p(i, j)\}^2$	Também denominada energia ou uniformidade (Barber ¹¹ , 1991 e Shokr ¹² , 1991 <i>apud</i> WERDER, 1998). Mede a uniformidade da textura, ou seja, a repetição de pares de pixels iguais. O valor máximo é 1. Não correlacionado com o Contraste (estatística de primeira ordem) e altamente correlacionado com a Entropia (estatística de segunda ordem)
Entropia	$Ent = \sum_i \sum_j p(i, j) * \log(p(i, j))$	Mede a confusão, a desordem de uma imagem. Um grande número de combinações de pares de pixel diferente conduz a um alto valor de entropia. Alta correlação inversa com o Segundo Momento Angular (estatística de segunda ordem).
Contraste	$Con = \sum_{n=0}^{N_g-1} n^2 \left\{ \sum_{i=1}^{N_g} \sum_{j=1}^{N_g} p(i, j) \right\}$	Mede o desvio dos pares de pixel da diagonal da Matriz de Co-ocorrência. Uma concentração dos pares de pixel próxima à diagonal conduz a valores de contraste menores. Altamente correlacionado com o Desvio Padrão (primeira ordem).
Variância	$Var = \sum_i \sum_j (i - \mu)^2 * p(i, j)$	Mede a heterogeneidade da Matriz de Co-ocorrência em forma de desvio dos valores C da matriz. Altamente correlacionada com o Desvio Padrão (primeira ordem).
Correlação	$Cor = \frac{\sum_i \sum_j (ij) p(i, j) - \mu_x \mu_y}{\sigma_x \sigma_y}$	Mede a dependência linear dos níveis de cinza nas combinações dos pares de pixel. Não correlacionado com a Entropia, o Segundo Momento Angular e o Contraste.
Homogeneidade	$Hom = \sum_i \sum_j \frac{1}{1 + (i + j)^2} p(i, j)$	Também denominado Momento da Diferença Inversa. Mede a homogeneidade da Matriz de Co-ocorrência, ou seja, quanto mais forte a concentração da combinação dos pares de pixel em torno da diagonal, mais alto é o valor da Homogeneidade. Alta correlação inversa com o Contraste
Média	$Med = \sum_{i=1}^{N_g} \sum_{j=1}^{N_g} i * g(i, j)$	Calcula a média da Matriz de Co-ocorrência
Dissimilaridade	$Dis = \sum_i \sum_j (i - j) * g(i, j)$	Mede o desvio dos valores da combinação de pares de sua diagonal, onde apenas a contribuição do desvio é considerada, portanto um contraste modificado, apresentando alta correlação com este.

¹¹ BARBER, D.G.; LEDREW, E.F. SAR Sea ice discrimination using texture statistics: a multivariate approach. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, vol.4, p. 385-395, 1991.

¹² SHOKR, M. Evaluation of second-order textural parameter for sea ice classification in Radar images. **Journal of Geophysical Research**, vol. 96(6), p. 10625-10640. 1991.

Onde:

$p(i,j)$ onde (i,j) corresponde à entrada dos tons de cinza de uma Matriz de dependência Espacial = $P(i,j)/R$
 $p_x(i)$ onde i corresponde à entrada na Matriz de Probabilidade Marginal obtida pela somatória de linhas de:

$$p(i,j) = \sum_{j=1}^{N_g} P(i,j)$$

N_g Número de distintos níveis de cinza em uma imagem.

\sum_i e \sum_j são $\sum_{i=1}^{N_g}$ e $\sum_{i=1}^{N_g} \sum_{j=1}^{N_g}$ respectivamente.

$$P_y(j) = \sum_{i=1}^{N_g} p(i,j)$$

$$P_{x+y}(k) = \sum_{i=1}^{N_g} \sum_{\substack{j=1 \\ i+j=k}}^{N_g} p(ij), \quad k = 2,3, \dots, 2N_g.$$

$$P_{x,y}(k) = \sum_{i=1}^{N_g} \sum_{\substack{j=1 \\ |i-j|=k}}^{N_g} p(ij) \quad k = 0,1, \dots, N_g - 1.$$

6.4 INTERPRETAÇÃO VISUAL DA IMAGEM IKONOS

Os mapas de cobertura do solo obtidos através de classificação automática foram considerados não satisfatórios para a realização de análises da ecologia da paisagem estudada, devido à baixa acurácia produzida. Além disso, a forma das unidades de paisagem na imagem classificada, importante para as análises da estrutura e do padrão da paisagem, foi considerada bastante distante da forma real. A alta ocorrência de pixels isolados também foi um dos fatores considerados, pois poderia prejudicar os resultados de análises posteriores. Algumas tentativas de agrupamento destes pixels, como a utilização de filtros, ocasionaram outros tipos de erros de classificação, como a atribuição errônea destes pixels a outras classes e a alteração dos contornos das unidades de paisagem. Além disso, o mapa preliminar de cobertura do solo produzido a partir da fotointerpretação das fotografias aéreas na escala de 1:15000 não compreendia a totalidade da área que se desejava analisar, já que não foram tomadas fotografias suficientes na ocasião do sobrevôo.

Dada a dificuldade de obtenção de um mapa digital a partir da imagem, através de classificação automática, procedeu-se à interpretação visual da imagem e delineamento das unidades de paisagem na tela do computador. Desta forma, obteve-se um mapa que reflete os padrões e formas dos

polígonos que representam as unidades de paisagem utilizados em análises posteriores.

Desta forma, optou-se por produzir um mapa de cobertura do solo a partir da imagem Ikonos, com o auxílio das fotografias aéreas e do mapa preliminar. Procedeu-se então a digitalização de polígonos sobre a imagem, na tela do computador, com o auxílio do software ArcView 3.1[®].

Ao mesmo tempo em que se criavam os polígonos, possibilitou-se a edição dos atributos, referentes às categorias e tipos de cobertura (ou unidades de paisagem) ocorrentes na área de estudo.

6.5 CÁLCULO DOS DESCRITORES DA ESTRUTURA DA PAISAGEM

Os descritores da estrutura da paisagem foram calculados com o auxílio de um Sistema de informações Geográficas (SIG), através do software ArcView 3.1[®], ferramenta reconhecidamente facilitadora de análises espaciais, permitindo a realização eficiente de diversas operações sobre dados digitais e visualização dos resultados.

Os dados foram modelados como entidades para o procedimento das análises espaciais, já que toda a análise referente à ecologia da paisagem é realizada sobre as unidades de paisagem, representados por polígonos. Considerou-se que mesmo sendo a vegetação um fenômeno contínuo em algumas situações (locais densamente florestados e com diferenças fitofisionômicas ocasionando áreas de transição), em sua grande maioria ocorre de forma bastante fragmentada, haja visto que são poucas as áreas de vegetação contínua. Além disso, a abstração do fenômeno vegetação visando um estudo da ecologia da paisagem exige sua discretização em unidades de paisagem, unidades básicas de trabalho, representados por polígonos com atributos. Assim sendo, optou-se pela modelagem de dados que abstrai os objetos da superfície terrestre como entidades. A forma de representação das informações referentes à cobertura do solo da paisagem estudada no SIG é a vetorial, já que a digitalização sobre a imagem é feita com topologia arco-nó-polígono inerente ao software utilizado.

O cálculo dos índices deu-se através de ferramentas do próprio software, que possibilita a busca e consulta dos atributos atrelados aos

polígonos que representam os unidades de paisagem. Os índices calculados podem ser observados na Tabela 6.

O índice de SHANNON e WEAVER (1975), calculado através da Equação 6, expressa o grau em que dada variedade de unidades de paisagem está representada no mapa em proporção igual. A diversidade máxima é alcançada quando todos os tipos de uso do solo estão representados em igual proporção (SOARES-FILHO, 1998; MAGURRAN, 1988).

$$H' = -\sum_{i=1}^m P_i \ln P_i$$

Equação 6

sendo

$$P_i = n_i / N$$

onde:

p_i é uma estimativa da proporção de indivíduos encontrados na i -ésima espécie,

N = número total de indivíduos da amostra

n_i = número de indivíduos da i -ésima espécie

Tabela 6. Descrição dos índices calculados no software ArcView para classes e paisagem.

Índices	Classe	Paisagem
Número de unidades	x	x
Área (ha)	x	x
Percentagem da área total (%)	x	x
Área mínima (ha)	x	x
Área máxima (ha)	x	x
Área média (ha)	x	x
Área mediana (ha)	x	x
Intervalo de tamanho de unidades (ha)	x	x
Desvio padrão do tamanho de unidades (ha)	x	x
Densidade de unidades (nº unidades/km ²)		x
Riqueza de unidades		x
Índice de diversidade de Shannon e Weaver		x
Índice de diversidade de Simpsons		x
Índice de diversidade de Simpsons modificado		x
Índice de dominância de Simpsons		x
Índice de equidade Shannon e Weaver		x
Índice de equidade Simpson		x
Índice de equidade Simpson modificado		x

A dominância pode ser avaliada através do índice de Simpson (D_s), que estima a probabilidade das unidades aleatoriamente selecionadas da

paisagem serem de um mesmo tipo de ambiente, conforme Equação 7 (MAGURRAN, 1988).

$$D_s = \sum p_i^2 ;$$

onde p_i conforme descrito acima.

Equação 7

A freqüência de unidades por classe de tamanho foi calculada de acordo com os intervalos demonstrados na Figura 10.

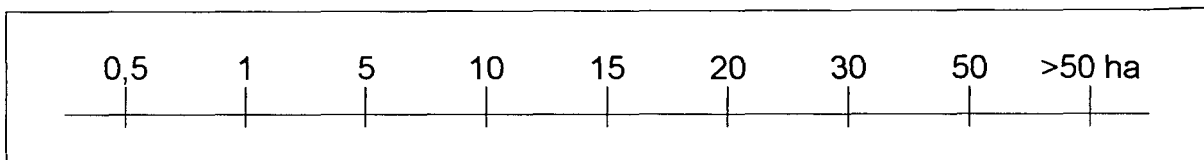


Figura 10. Limites das classes de tamanho (área em ha), utilizados na distribuição de freqüências das unidades na paisagem.

A distribuição das unidades também foi analisada através da percentagem de ocorrência de cada classe de cobertura do solo na paisagem, tanto em número de unidades quanto em área.

A vizinhança das unidades foi analisada estabelecendo-se intervalos de distância entre unidades conforme a Tabela 7, como proposto por CARMO (2000), gerando-se a distribuição das unidades dentro dos intervalos de proximidade para cada classe de cobertura do solo, dada a importância de saber quais unidades de paisagem encontram-se próximas o suficiente entre si para serem conectadas ou anexadas. Esta operação foi realizada com o auxílio de ferramentas de criação de “buffers” disponíveis no software utilizado e pela intersecção destes “buffers” com o mapa de cobertura do solo.

Tabela 7. Limites de distância para a análise da vizinhança entre unidades.

Intervalo de distância considerado	Proximidade entre unidades		
	Pequena	Média	Grande
	< 100 m	100 a 300 m	> 300 m

A adjacência direta das unidades entre si também foi analisada, dada a importância da relação de dispersão e colonização de ambientes por espécies entre unidades contíguos. Através da seleção dos polígonos de determinada classe de cobertura do solo, foram assinalados aqueles que interceptam os primeiros, ou seja, adjacentes aos polígonos inicialmente selecionados.

Com o intuito de comparar com os resultados obtidos por Carmo (2000), e de avaliar a forma das unidades, foram calculados índices para cada tipo de cobertura do solo. Os três índices de forma foram calculados de acordo com as equações demonstradas na Tabela 8.

Tabela 8. Descrição, cálculo e interpretação dos índices de forma utilizados.

Índice	Cálculo	Interpretação
Mi (SOARES-FILHO, 1998)	$Mi = \frac{P}{2\sqrt{A}} \quad (*)$	Quanto mais se aproxima de um círculo, Mi tende a 1.
F (CARMO, 2000)	$F = \frac{P}{2\pi * \frac{\sqrt{A}}{\sqrt{\pi}}} \quad (*)$	Quando as unidades têm forma circular, o índice é igual a 1, e aumenta à medida que a forma distancia-se da circular
Fractal (obtido através de regressão)	$\ln p_i = \ln c + \frac{D}{2 \ln s_j} \quad (**)$	Quanto maior o valor, mais complexas serão as formas das unidades.

* P = perímetro da unidade; A = área da unidade.

** p = perímetro da unidade j; c = coeficiente de forma; s = área da unidade j; D = dimensão fractal da classe j.

O índice de continuidade definido por VOGELMAN (1995) foi calculado para avaliar a fragmentação da paisagem, conforme a Equação 9, e relaciona a área e o perímetro de uma classe de unidades na paisagem. Valores altos corresponderiam a maior continuidade florestal ou ambientes mais intactos e baixos valores corresponderiam a altos níveis de dissecação ambiental ou fragmentação.

$$FCI = \ln \left(\frac{\sum A}{\sum P} \right)$$

Equação 9

6.6 SIMULAÇÃO DE UMA ZONA DE RECUPERAÇÃO DA VEGETAÇÃO

Visando propor algumas medidas para a mitigação dos impactos diretos e indiretos do derramamento do óleo na área, simulou-se a criação de um corredor de vegetação próximo ao Rio Barigüi.

A inclusão das unidades de paisagem neste corredor deu-se inicialmente pela seleção daqueles polígonos que representam as unidades de vegetação originais, como Floresta Ombrófila Mista Aluvial menos desenvolvida, Floresta Ombrófila Mista Aluvial mais desenvolvida e Formações Pioneiras de Influência Flúvio-lacustre Herbáceas.

A estes polígonos foram adicionados todos aqueles de vegetação secundária adjacentes ou próximos, selecionados sucessivamente no sentido leste-oeste em direção às áreas urbanizadas e industriais da paisagem. Este processo encerrou-se quando foram encontradas barreiras, como estradas, linhas de transmissão ou superfícies construídas.

7 RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.1 FOTOINTERPRETAÇÃO

A interpretação das fotografias na escala de 1:15.000 permitiu definir as unidades de paisagem preliminares, ou classes de cobertura do solo, que foram posteriormente ampliadas, englobando um número maior de classes.

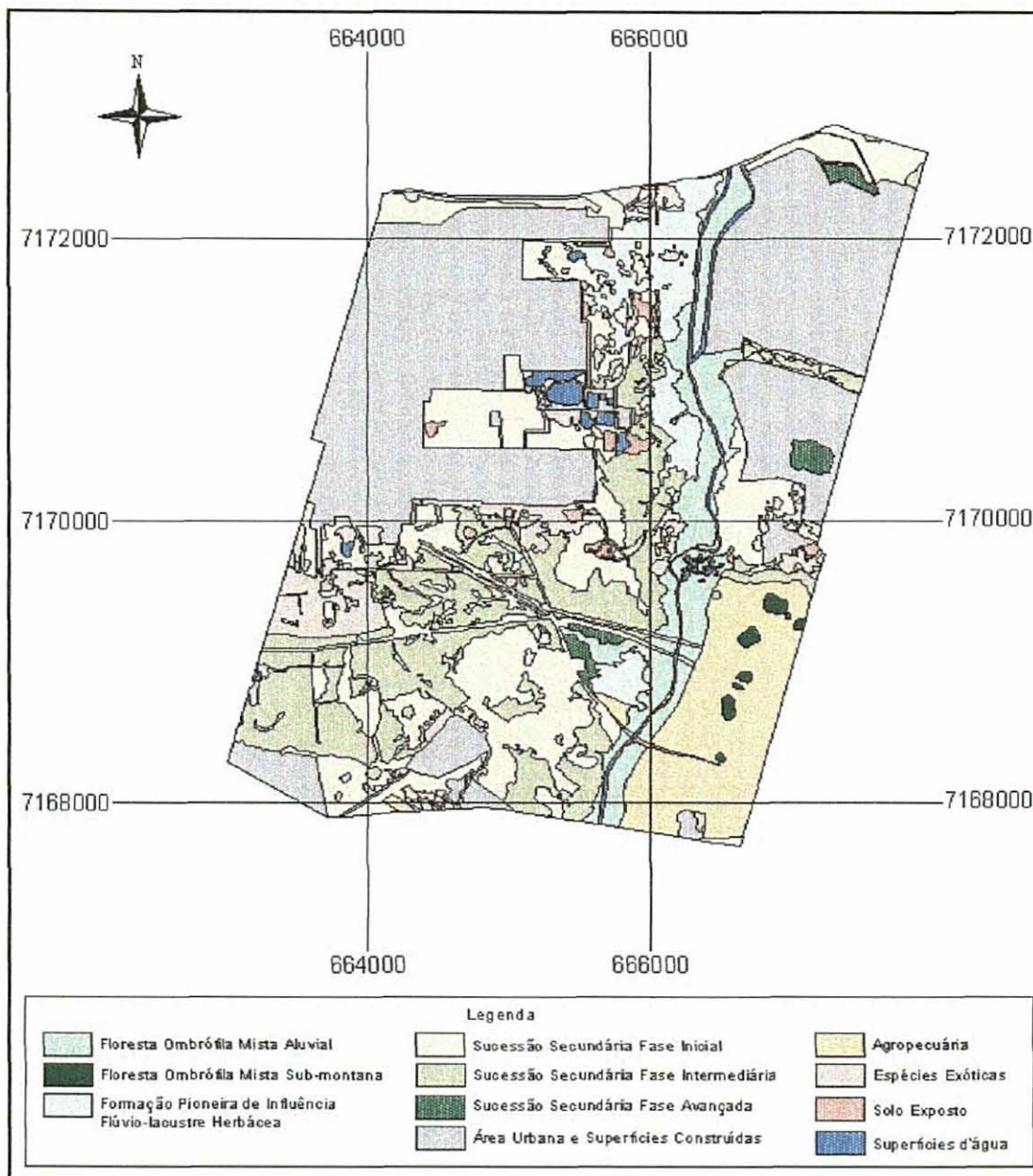


Figura 11: Mapa preliminar da área de estudo elaborado a partir de fotografias aéreas na escala 1:15.000 de 17 de Julho de 2000.

O mapa preliminar (Figura 11) elaborado auxiliou na distribuição das unidades amostrais utilizadas no levantamento fitossociológico, que forneceu informações para o diagnóstico e monitoramento das áreas afetadas direta e indiretamente pelo óleo derramado na área de estudo. A fotointerpretação também foi muito importante no reconhecimento das diferenças fitofisionômicas da vegetação, permitindo maior detalhamento na classificação da vegetação e da cobertura do solo. Aliada às missões de campo, foi possível aumentar sobremaneira o reconhecimento das características da área. As características utilizadas para a classificação das unidades de paisagem podem ser observadas na Tabela 9.

Tabela 9. Características dos elementos de paisagem utilizados na fotointerpretação.

Categoria	Elemento de Paisagem	Simbologia	Características de Classificação
Floresta Ombrófila Mista	Floresta Ombrófila Mista Aluvial	1	Coloração verde médio, textura média, altura das árvores mediana
	Floresta Ombrófila Mista Sub-montana	2	Coloração verde médio, textura média, árvores mais altas que a anterior
	Sucessão Secundária Fase Inicial	3	Coloração verde claro, textura lisa a média, relevo não plano
	Sucessão Secundária Fase Intermediária	4	Coloração verde médio, textura média, altura das árvores mediana
	Sucessão Secundária Fase Avançada	5	Coloração verde médio, textura grosseira árvores mais altas que a anterior
Formações Pioneiras	Formações Pioneiras de Influência Flúvio-lacustre Herbáceas	6	Coloração verde médio, textura lisa, relevo plano
Áreas de Produção	Espécies exóticas	7	Coloração verde escuro, textura homogênea, padrão linear, árvores altas
	Agropecuária	8	Coloração distintos tons de verde-amarelado, textura lisa, evidências de curvas de nível
Áreas Antropizadas	Área Urbana e Superfícies Construídas	9	Coloração cinza claro, textura lisa, evidências de construções, forma regular
	Solos expostos	10	Coloração avermelhada, forma irregular
Superfícies Líquidas	Rios, córregos e corpos d'água	11	Coloração marrom, textura finíssima, formas alongadas ou regulares

7.2 CLASSIFICAÇÃO AUTOMÁTICA DA IMAGEM IKONOS

7.2.1 Máxima Verossimilhança

Os testes com o algoritmo de Máxima Verossimilhança foram inicialmente realizados com um recorte da imagem, menos complexo, e poucas classes de cobertura do solo. Na Tabela 10 observa-se a matriz de confusão calculada para o melhor dos resultados obtidos por este algoritmo, utilizando-se as bandas originais unicamente. O coeficiente de acurácia global resultou em 81,95% e o de Kappa em 0,7692, para a imagem recortada. A maior confusão, conforme pode ser observado na Tabela 10, ocorreu para as classes de:

- a) Floresta Ombrófila Mista Aluvial, classificada erroneamente como Sucessão Secundária Fase Avançada e Sucessão Secundária Fase Inicial;
- b) Sucessão Secundária Fase Inicial, classificada erroneamente como Sucessão Secundária Fase Avançada, Floresta Ombrófila Mista Aluvial e Solos Expostos.

O número reduzido de classes obtido por esta classificação deve-se ao fato de que nem todas as classes encontraram-se presentes no recorte da imagem. Além disso, o maior detalhamento dificultou a classificação da imagem, e por tratar-se de uma etapa de testes, o número de classes que apresentou melhores resultados foi mantido.

Tabela 10. Matriz de confusão (em %) da classificação pelo algoritmo de Máxima Verossimilhança, a partir das 4 bandas originais do sensor, com 5 classes de cobertura do solo*, para a imagem recortada.

Classes Max. Ver.	Classes amostras de verificação				
	1	2	3	4	5
1	91.61	0.00	0.05	0.05	0.00
2	0.36	100.00	0.27	0.00	11.04
3	0.00	0.00	92.93	38.14	6.19
4	0.54	0.00	5.67	58.15	3.68
5	7.50	0.00	1.08	3.66	79.10

* 1.Agropecuária, 2.Solos Expostos, 3.Sucessão Secundária Fase Avançada, 4.Floresta Ombrófila Mista Aluvial, 5.Sucessão Secundária Fase Inicial.

Na Figura 12 pode-se comparar os resultados obtidos com o algoritmo de Máxima Verossimilhança com a imagem original em composição infravermelho colorida.

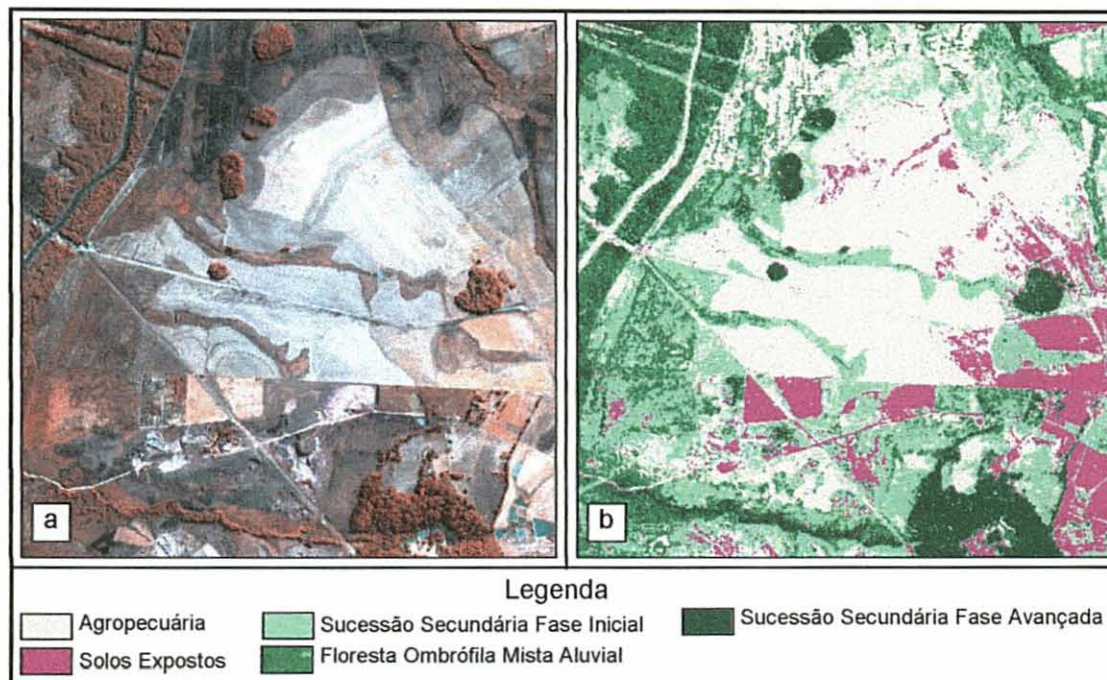


Figura 12. (a) Composição infravermelho colorido, com as bandas do infravermelho, verde e azul nos canais RGB respectivamente. (b*) Classificação obtida pelo algoritmo da Máxima Verossimilhança, a partir das 4 bandas originais do sensor.

Para a imagem inteira, melhores resultados foram obtidos com o algoritmo de Máxima Verossimilhança quando as bandas originais foram utilizadas em conjunto com o modelo numérico do terreno e a elevação. O coeficiente de Kappa resultou em 0,8253 e o coeficiente de acurácia global em 85,18%. Na matriz de confusão demonstrada na Tabela 11, observam-se maiores erros de classificação nas classes:

- a) Sucessão Secundária Fase Inicial, classificada erroneamente como Floresta Ombrófila Mista Aluvial, Formações Pioneiras de influência Flúvio Lacustre Herbáceas e Superfícies Construídas + Solos Expostos;
- b) Espécies Exóticas, classificada erroneamente como Floresta Ombrófila Mista Aluvial, Sucessão Secundária em Fase Avançada e Sucessão Secundária em Fase Intermediária;

- c) Sucessão Secundária em Fase Intermediária classificada erroneamente como Sucessão Secundária em Fase Avançada e Espécies Exóticas;
- d) Sucessão Secundária em Fase Avançada classificada erroneamente como Sucessão Secundária em Fase Intermediária e Espécies Exóticas Floresta Ombrófila Mista Aluvial.

Tabela 11. Matriz de confusão (em %) da classificação pelo algoritmo da Máxima Verossimilhança a partir das 4 bandas originais, o modelo numérico do terreno e o aspecto, com 8 classes de cobertura do solo.

Classes Max. Ver.*	Classes das amostras de Verificação*							
	1	2	3	4	5	6	7	8
1	88.70	2.45	0.50	9.01	0.00	5.99	0.00	0.77
2	0.82	79.98	11.23	0.00	0.00	0.00	0.00	11.32
3	0.75	13.44	78.62	0.00	0.00	0.00	0.00	9.50
4	3.14	0.59	1.41	70.70	0.18	11.27	0.11	0.00
5	0.13	0.10	0.00	3.82	90.26	1.41	1.71	0.05
6	0.69	0.00	0.00	11.19	8.50	80.63	0.25	0.00
7	0.63	0.10	0.25	5.28	1.00	0.70	97.90	2.05
8	5.15	3.34	7.99	0.00	0.06	0.00	0.04	76.32

* 1. Floresta Ombrófila Mista Aluvial, 2. Sucessão Secundária Fase Avançada, 3. Sucessão Secundária Fase Intermediária, 4. Sucessão Secundária Fase Inicial, 5. Agropecuária, 6. Formações Pioneiras de Influência Flúvio-lacustre Herbáceas, 7. Superfícies Construídas + Solos Expostos, 8. Espécies Exóticas.

Na Figura 13 observa-se o resultado da classificação pelo algoritmo da Máxima Verossimilhança, a partir das 4 bandas originais do sensor, do modelo numérico do terreno e do aspecto.

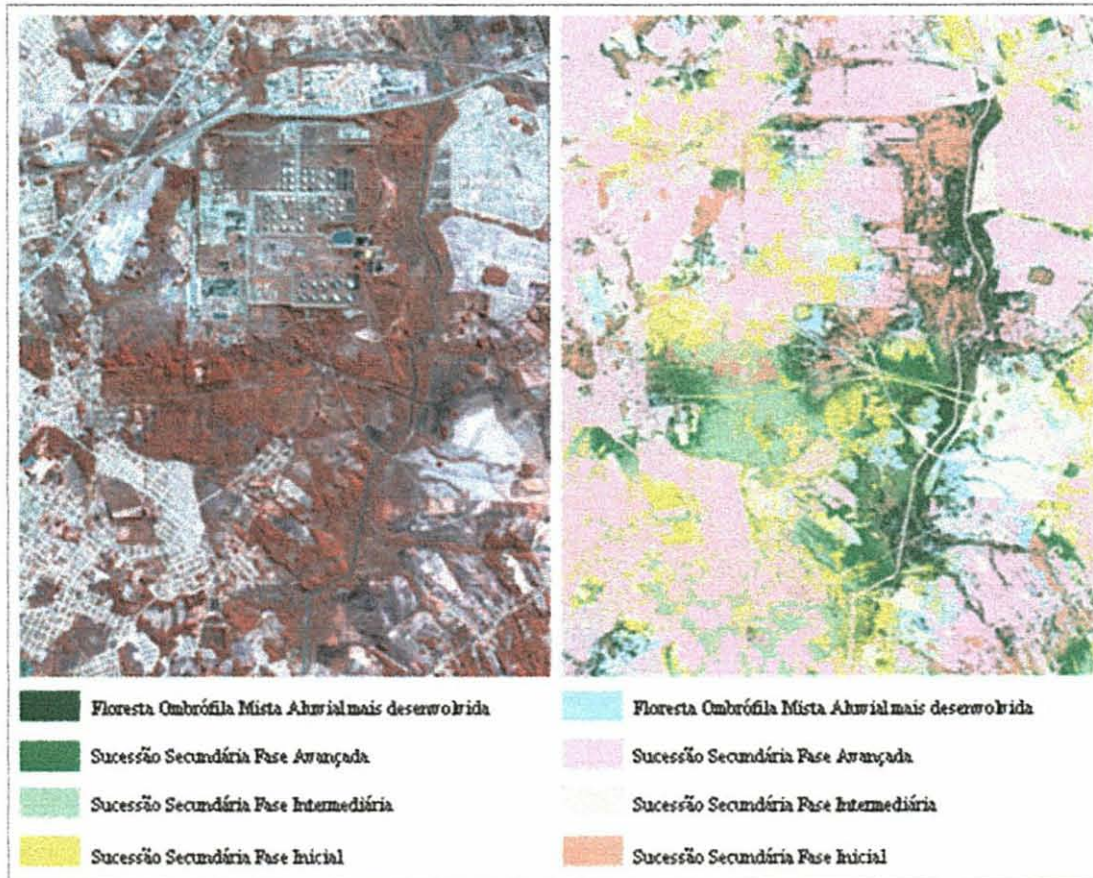


Figura 13. (a) Composição colorida infravermelho, com as bandas do infravermelho, verde e azul nos canais RGB respectivamente. (b) Classificação obtida pelo algoritmo da Máxima Verossimilhança, a partir das 4 bandas originais do sensor, o modelo numérico do terreno e o aspecto.

7.2.2 Redes Neurais Artificiais

Os resultados obtidos para o recorte da imagem utilizando-se o algoritmo de classificação foram excelentes, conforme pode ser observado na Tabela 12 e na Figura 14. A acurácia global resultou em 90,69% e o coeficiente de Kappa 0,8843.

Tabela 12. Matriz de confusão da classificação pelo algoritmo de RNA, com 5 classes de cobertura do solo, para a imagem recortada, a partir das 4 bandas originais do sensor.

Classes RNA	Classes amostras de verificação				
	1	2	3	4	5
Não Classificados	7.14	3.57	16.13	0.00	0.00
1	85.71	10.71	0.00	0.00	0.00
2	3.57	85.71	0.00	0.00	0.00
3	3.57	0.00	77.42	0.00	0.00
4	0.00	0.00	0.00	100.00	0.00
5	0.00	0.00	6.45	0.00	100.00

1. Sucessão Secundária Fase Avançada, 2. Floresta Ombrófila Mista Aluvial, 3. Sucessão Secundária Fase Inicial. 4. Agropecuária, 5. Solos Expostos,

Observam-se erros de classificação na classe Sucessão Secundária Fase Inicial, cujos pixels foram erroneamente classificados como Sucessão Secundária Fase Avançada e Solos Expostos. O restante das classes apresentou valores altos de concordância entre as amostras de verificação e a classificação final, com valores acima de 85%.

A arquitetura e os parâmetros foram definidos na fase de treinamento, através de experimentação e avaliação dos resultados de erro médio quadrático e acurácia global. A arquitetura foi definida com 4 camadas de entrada, correspondente às bandas do sensor, 1 camada escondida e 5 camadas de saída, correspondentes às classes de cobertura do solo. Os parâmetros que permitiram a obtenção do melhor resultado são apresentados na Figura 14.



Figura 14. Classificação obtida pelo algoritmo de RNA, a partir das 4 bandas originais do sensor, com 5 classes de cobertura do solo.

Os parâmetros e a arquitetura da rede aplicados à imagem inteira não resultaram em classificações viáveis de serem utilizadas nas análises posteriores, dada sua qualidade. Mesmo alterando todos os parâmetros e reduzindo as camadas de saída, ou introduzindo informações do relevo, como o modelo numérico do terreno, o aspecto e a declividade, não foram obtidos resultados satisfatórios.

Tabela 13. Valores dos parâmetros utilizados na classificação do recorte da imagem pelo algoritmo de RNA.

Parâmetro da RNA	Valor aplicado
Limiar de treinamento	0,3
Taxa de aprendizado	0,02
Limiar de saída	0,1
Momento	0,9
Iterações	30.000

7.3 INTERPRETAÇÃO VISUAL DA IMAGEM IKONOS

Como os mapas temáticos obtidos pela classificação automática da imagem não apresentaram resultados satisfatórios, optou-se pela interpretação visual da imagem na tela do computador, digitalizando os polígonos referentes às unidades de paisagem. Como muitas análises dependem da forma, da área e da topologia dos polígonos, acredita-se que este método seja o mais indicado até que bons resultados possam ser obtidos de forma automática. A Figura 15 apresenta o mapa resultante desta metodologia e a Tabela 14 as características de classificação utilizadas na interpretação visual da imagem.

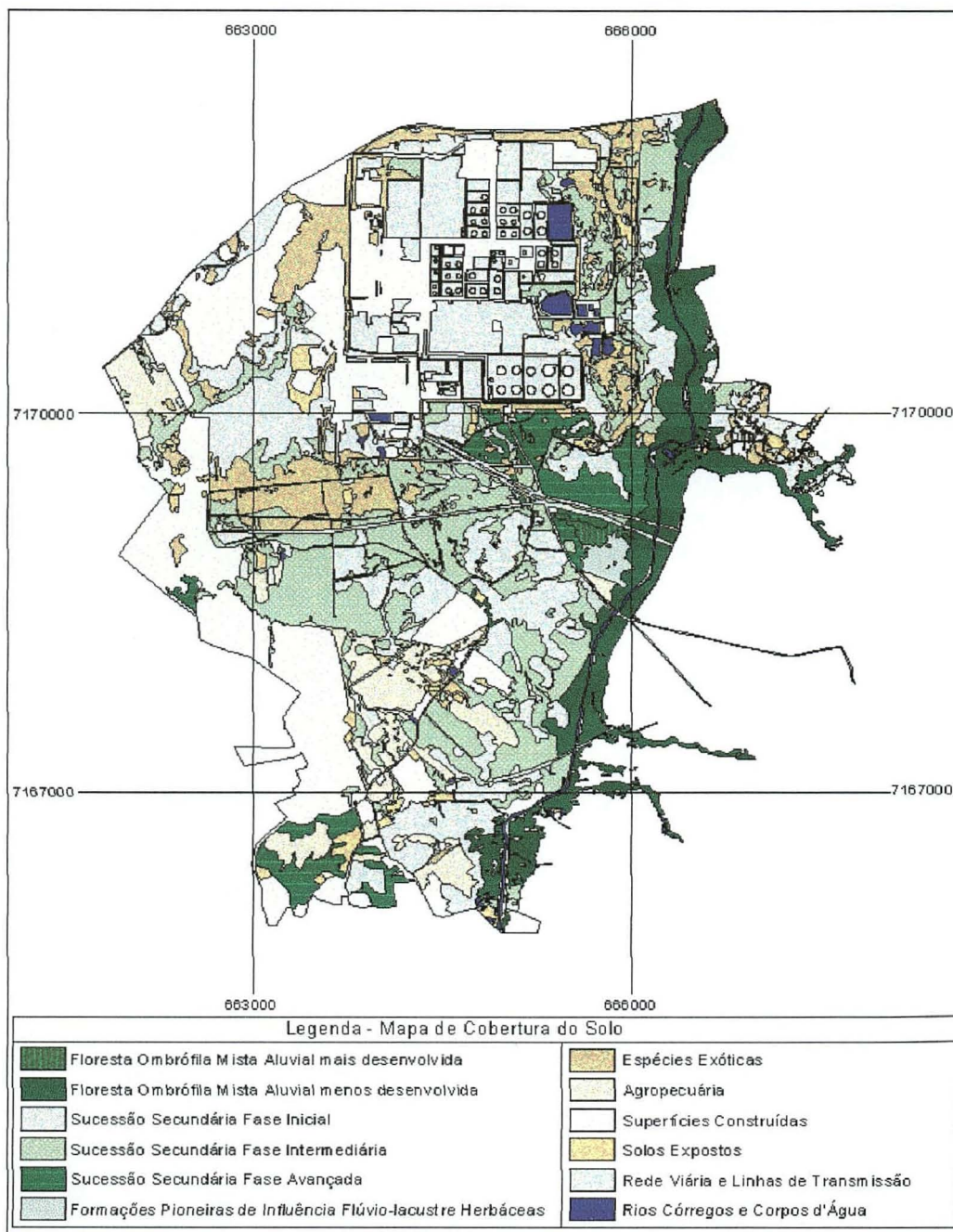


Figura 15. Mapa de cobertura do solo, produzido pela interpretação visual da imagem Ikonos.

Tabela 14. Características dos elementos de paisagem utilizados na interpretação da imagem Ikonos.

Categoria	Elemento de Paisagem	Simbologia	Características de Classificação
Floresta Ombrófila Mista	Floresta Ombrófila Mista Aluvial menos desenvolvida	1	Coloração vermelho médio, textura heterogênea
	Floresta Ombrófila Mista Aluvial mais desenvolvida	2	Coloração vermelho escuro, textura heterogênea
	Sucessão Secundária Fase Inicial	3	Coloração roxo médio, textura homogênea
	Sucessão Secundária Fase Intermediária	4	Coloração vermelho claro, textura heterogênea
	Sucessão Secundária Fase Avançada	5	Coloração vermelho claro e escuro, textura heterogênea
Formações Pioneiras	Formações Pioneiras de Influência Fluvial Herbácea	6	Coloração roxo escuro, textura homogênea
Áreas de Produção	Espécies exóticas	7	Coloração vermelho escuro a bordoux, textura heterogênea
	Agropecuária	8	Coloração cinza escuro ou preta, textura homogênea, evidências de curvas de nível
Áreas Antropizadas	Superfícies construídas	9	Coloração cinza, textura lisa, evidências de construções, forma regular
	Solos expostos	10	Coloração coral a púrpura, forma irregular
	Rede viária e linhas de transmissão	11	Coloração cinza, textura lisa, construções lineares, forma regular
Superfícies Líquidas	Rios, córregos e corpos d'água	12	Coloração verde claro ou verde musgo

Como pode-se observar pela matriz de confusão, foi possível obter um mapa bastante detalhado e mais fiel às formas e topologia dos polígonos do que aqueles obtidos pela classificação automática. Porém, esta metodologia pôde ser aplicada somente pela pequena extensão da área analisada, sendo necessário o desenvolvimento de metodologias alternativas que forneçam bons resultados e facilitem o processo. Talvez seja possível obter bons resultados com metodologias de classificação que levem em consideração não só o valor do nível de cinza, ou pixels isolados, mas também a relação entre pixels vizinhos, e a forma dos polígonos, como por exemplo a classificação orientada a objetos.

Tabela 15. Matriz de confusão da interpretação visual da imagem Ikonos, em valores absolutos.

Image m	Fotografia aérea												Total	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12		
1	1		1											2
2		24	1											25
3			90	2			2	1	1	1				97
4		1	14	60	3		1			1				80
5				1	13									14
6						5								5
7			1	2			11		1	1				16
8			3						1					4
9			6						47					53
10										2				2
11											9			9
12												8		8
Total	1	25	116	65	16	5	14	1	50	5	9	8		315

A Figura 16 demonstra o grid com espaçamento de 200m entre pontos de checagem, utilizado para a geração da matriz de confusão para avaliação da interpretação visual da imagem Ikonos.

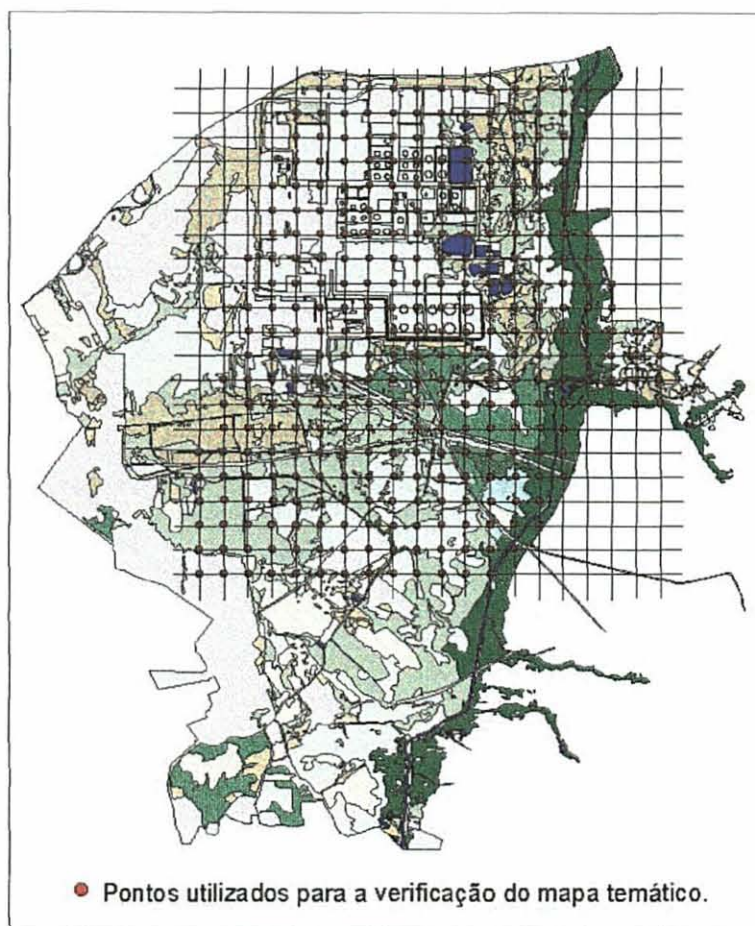


Figura 16. Grid demonstrando os pontos utilizados na verificação do mapa temático gerado pela interpretação visual da imagem Ikonos.

7.4 ANÁLISE DA PAISAGEM

O conjunto de descritores e índices utilizados permitiu quantificar a estrutura das unidades de paisagem, além de algumas relações entre estes, como por exemplo, de proximidade e adjacência. Na Tabela 16 podem ser observados resultados gerais da distribuição de unidades, com a área ocupada por cada classe e outros índices estatísticos. Os valores de área mínimos, máximos, médios, medianos e desvio padrão foram incluídos por permitirem avaliar a distribuição da área das unidades com maior clareza. Perceba-se que os valores de média e mediana são bastante discrepantes, enfatizando a importância da análise conjunta destes índices. Os desvios denotam, em geral, baixa amplitude de distribuição.

Tabela 16: Apresenta dados referentes ao número e área das unidades por classe de cobertura do solo.

Classe*	Nº de unidades	Área (ha)	% da área total	Área Mínima (ha)	Área Máxima (ha)	Área Média (ha)	Área Mediana (ha)	Intervalo (ha)	Desvio Padrão (ha)
1	3	6,25	0,30	0,191	5,770	2,082	0,286	5,579	3,194
2	32	190,96	9,06	0,004	54,233	5,968	1,508	54,230	10,764
3	323	589,58	27,97	0,005	69,662	1,825	0,358	69,657	5,599
4	168	376,12	17,84	0,008	58,647	2,239	0,460	58,639	6,441
5	16	88,83	4,21	0,031	27,044	5,552	2,601	27,013	7,353
6	12	5,02	0,24	0,058	1,739	0,418	0,221	1,681	0,510
7	202	202,61	9,61	0,004	29,096	1,003	0,197	29,093	3,004
8	27	116,10	5,51	0,091	23,862	4,300	1,521	23,771	6,263
9	114	402,51	19,09	0,013	183,110	3,531	0,216	183,097	18,680
10	55	41,96	1,99	0,013	4,276	0,763	0,426	4,263	0,907
11	33	54,39	2,58	0,027	32,744	1,648	0,401	32,718	5,656
12	59	33,65	1,60	0,002	14,344	0,570	0,070	14,342	2,000

* 1. Floresta Ombrófila Mista Aluvial menos desenvolvida, 2. Floresta Ombrófila Mista Aluvial mais desenvolvida, 3. Sucessão Secundária Fase Inicial, 4. Sucessão Secundária Fase Intermediária, 5. Sucessão Secundária Fase Avançada, 6. Formações Pioneiras de Influência Flúvio-lacustre Herbáceas, 7. Espécies exóticas, 8. Agropecuária, 9. Superfícies Construídas, 10. Solos Expostos, 11. Rede Viária e Linhas de Transmissão, 12. Superfícies Líquidas.

Como se pode perceber pela área mínima, de uma forma geral todas as classes possuem unidades pequenas, menores do que 0,1 ha, com exceção da classe 1, de Floresta Ombrófila Mista Aluvial menos desenvolvida. A área máxima das unidades de paisagem também não é muito expressiva, menor do que 100 ha para a maioria das classes, com exceção da classe 9, de Superfícies construídas, devido ao fato de a área da refinaria ser considerada um único polígono.

A frequência de unidades de paisagem por classe de cobertura do solo é demonstrada de forma percentual na Figura 17. A paisagem é dominada por unidades de sucessão secundária da Floresta Ombrófila Mista, em fase inicial, com mais de 30% do número de unidades. As fases de sucessão secundária somam juntas aproximadamente 50%, valor alto considerando-se que consiste de uma paisagem em área urbana e industrial.

Outra classe de cobertura com alta percentagem de ocorrência em número de unidades é a de espécies exóticas, basicamente composta por *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp. Estas espécies podem ser extremamente indesejáveis e se tornar pragas, caso não sejam tomadas medidas de prevenção, dada a facilidade de dispersão por anemocoria e o estabelecimento de suas sementes em outros ambientes. Além disto, algumas destas plantas

encontram-se em áreas de preservação permanente, sendo necessária sua erradicação.

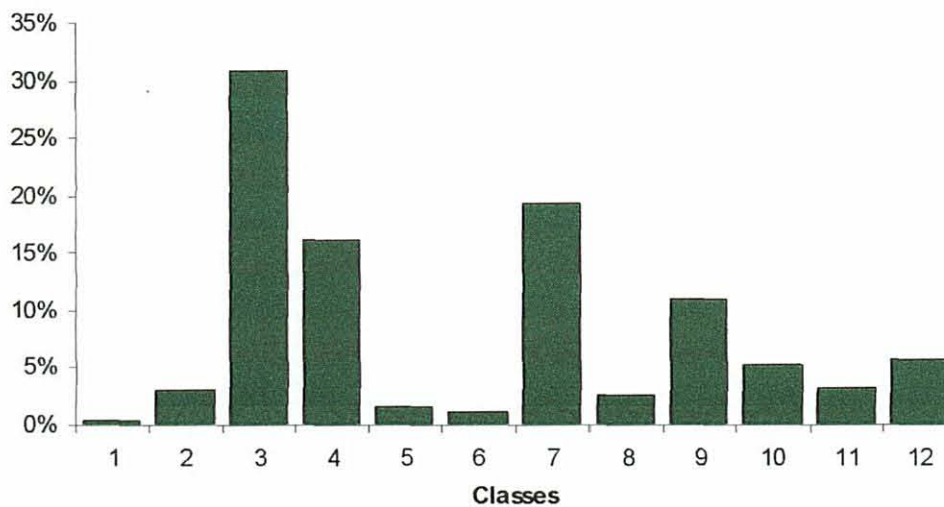


Figura 17. Frequência percentual do número de unidades na paisagem, por classe de cobertura do solo*.

* 1. Floresta Ombrófila Mista Aluvial menos desenvolvida, 2. Floresta Ombrófila Mista Aluvial mais desenvolvida, 3. Sucessão Secundária Fase Inicial, 4. Sucessão Secundária Fase Intermediária, 5. Sucessão Secundária Fase Avançada, 6. Formações Pioneiras de Influência Flúvio-lacustre Herbáceas, 7. Espécies exóticas, 8. Agropecuária, 9. Superfícies Construídas, 10. Solos Expostos, 11. Rede Viária e Linhas de Transmissão, 12. Superfícies Líquidas.

A distribuição de frequência por classe de cobertura do solo em termos de área apresenta, de forma geral, as mesmas características do resultado anterior (Figura 18). As classes de sucessão secundária da Floresta Ombrófila Mista ocupam juntas aproximadamente 50% da área da paisagem, representando um ótimo potencial de recuperação. As áreas ocupadas por estes tipos de formações podem ser conduzidas para que o processo de sucessão continue *ad eternum*, permitindo a melhoria das condições de hábitat para espécies vegetais e animais.

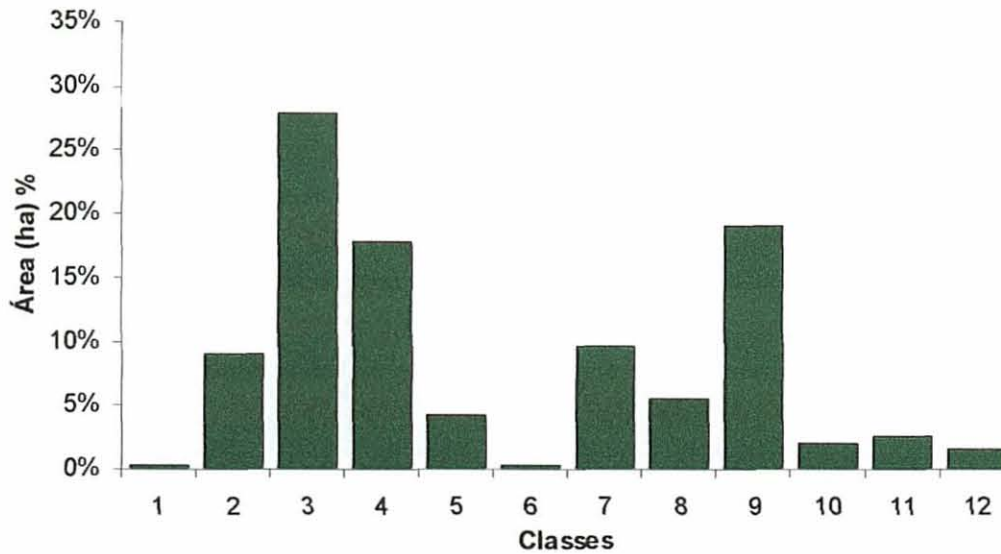


Figura 18. Percentagem da área da paisagem ocupada por cada classe de cobertura do solo*.

* 1. Floresta Ombrófila Mista Aluvial menos desenvolvida, 2. Floresta Ombrófila Mista Aluvial mais desenvolvida, 3. Sucessão Secundária Fase Inicial, 4. Sucessão Secundária Fase Intermediária, 5. Sucessão Secundária Fase Avançada, 6. Formações Pioneiras de Influência Flúvio-lacustre Herbáceas, 7. Espécies exóticas, 8. Agropecuária, 9. Superfícies Construídas, 10. Solos Expostos, 11. Rede Viária e Linhas de Transmissão, 12. Superfícies Líquidas.

A vegetação original cobre menos de 10% da paisagem, valor muito próximo ao encontrado para unidades ocupadas por espécies exóticas. Vale ressaltar a ausência de algumas classes de vegetação original, como os campos (Estepe Gramíneo-lenhosa, IBGE, 1992), freqüentemente associados às formações da Floresta Ombrófila Mista, cuja formação sub-montana, anteriormente dominante na região, não está representada na área. As classes de cultivos agrícola e pecuária, áreas urbanas, solos expostos, vias de acesso e linhas de transmissão e superfícies líquidas juntas cobrem 30% da área. Para uma paisagem semi-industrial e bastante urbanizada, estes valores podem ser considerados muito bons, já que estas áreas são compensadas pela presença maciça de vegetação secundária e de maneira sutil por formações primárias.

Observando-se na Figura 19 a freqüência por classe de tamanho (em ha), percebe-se que mais de 60% das unidades ocupa uma área bastante reduzida, menor do que 0,5 ha. Ou ainda, mais de 90% das unidades são menores do que 5 ha, área considerada por muitos autores inviável para a manutenção de condições favoráveis à sobrevivência de espécies animais e vegetais mais exigentes (BIERREGAARD *et al.*, 1992; LOVEJOY *et al.*, 1986; KAPOS *et al.* 1997, TURTON *et al.*, 1997; LAURANCE *et al.*, 1997). LOVEJOY *et al.* (1986) e

BIERREGAARD *et al.* (1992) consideram 10ha uma área pequena, incapaz de manter hábitat interior, livre das influências sofridas por espécies de borda. Vale lembrar que as formações estudadas por estes autores são muito diferentes das que ocorrem na área considerada neste trabalho, portanto as comparações devem ser realizadas com ressalvas, tendo este fato em mente. Contudo, parece não ser difícil de acreditar que 5 ha impossibilitem a manutenção de fragmentos ecologicamente estáveis. Considerando-se que trata-se aqui de uma área urbana e industrializada, não espera-se que existam grandes fragmentos de vegetação natural, mas certamente um valor superior a 70% de unidades menores do que 1 ha não é um resultado favorável sob o ponto de vista de vista ecológico.

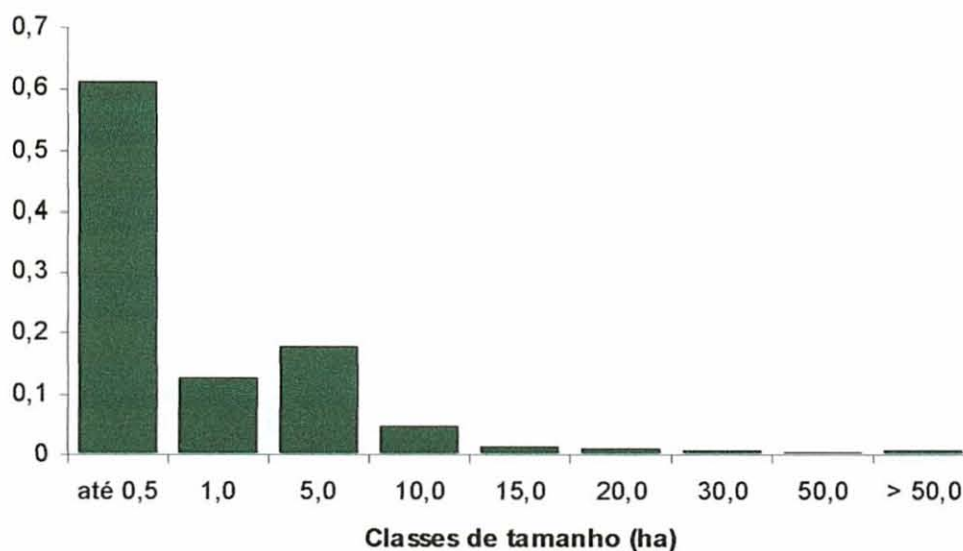


Figura 19: O gráfico demonstra a distribuição percentual das unidades por classes de área tamanho (ha).

Tabela 17: Índices descritivos da paisagem.

Medida	Valor
Número de unidades de paisagem	1044
Densidade de unidades de paisagem	4952,56167 unidades/ha
Riqueza de elementos de paisagem	5 categorias; 12 elementos
Área total	2107,98 ha
Área mediana	0,3250 ha
Área média	2,0191 ha
Desvio Padrão do tamanho de unidades de paisagem	7,9900 ha
Tamanho mínimo	0,0017 ha
Tamanho máximo	183,1104 ha
Amplitude de tamanho	183,1087 ha
Índice de Diversidade de Shannon	5,2315
Índice de Diversidade de Simpsons	0,9841
Índice de Diversidade de Simpsons modificado	4,1388
Índice de Dominância de Simpsons	0,0159
Índice de Equidade Shannon	2,1053
Índice de Equidade Simpson	1,0735
Índice de Equidade Simpson modificado	1,6656

A densidade de unidades na paisagem é bastante alta (Tabela 18), aproximadamente 5000 unidades por ha, contra apenas 3,63 para a paisagem estudada por CARMO (2000), o que corrobora a afirmação de elevada fragmentação destes ambientes. Existem, na área estudada, 12 elementos de paisagem, distribuídos em 5 categorias (Floresta Ombrófila Mista, Formações Pioneiras, Áreas de Produção, Áreas Antropizadas, Superfícies Líquidas). O baixo desvio padrão do tamanho das unidades (Tabela 18) indica uma predominância de unidades de paisagem pequenas, como pode ser observado na Figura 19.

Vale relembrar que este tipo de comparação deve ser realizado com cautela. A área estudada por CARMO (2000) consiste de um sistema de unidades de conservação, encontrando-se também naquela paisagem elementos típicos de áreas rurais. A área de estudo deste trabalho é predominantemente urbana e industrializada, sobretudo em seu entorno. Certamente, as diferenças das áreas de estudo aqui comparadas devem ser levadas em consideração quando estas comparações são realizadas. Contudo,

justamente estas características podem ser utilizadas para esclarecer diferenças observadas nos índices calculados para ambas as paisagens.

A diversidade de unidades na paisagem é considerada alta (5,23 pelo índice de Shannon e 0,99 pelo índice de Simpson), quando comparada com os valores encontrados por CARMO (2000), de 2,19 e 0,14 para 4 categorias e 15 tipos de unidades. Apesar de um número maior de elementos de paisagem na área de estudo deste autor, observa-se uma grande discrepância entre os valores de diversidade, o que pode-se em parte atribuir ao tipo de elementos de paisagem encontrado naquela e nesta paisagem, como já comentado. Contudo, parte destas diferenças pode ser atribuída ao padrão de distribuição dos elementos nas paisagens. No caso de CARMO (2000), existe uma distribuição relativamente uniforme de todos os elementos na paisagem, já que as áreas de cultivo agrícola e pecuária permeiam as formações naturais. Na paisagem aqui analisada, observam-se agrupamentos de determinados elementos, como as áreas urbanas e industriais e as formações secundárias. Além disso, apesar de CARMO (2000) ter encontrado maior número de elementos de paisagem, a área em que se distribuem é maior, enquanto aqui a dimensão da paisagem analisada é bastante reduzida e o número de unidades bastante elevado.

Os índices de dominância e equidade também resultaram maiores quando comparados com os resultados encontrados naquele trabalho. A maior dominância observada na paisagem estudada deve-se ao fato de ocorrer realmente certo domínio da classe de Sucessão Secundária em Fase Inicial e Intermediária sobre as outras classes, enquanto a paisagem estudada por CARMO (2000) apresenta maior equilíbrio entre as classes.

7.4.1 Hábitat Interior

Já que praticamente a totalidade das unidades da paisagem em questão não ocupa grandes extensões, e que a paisagem pode ser considerada bastante fragmentada, a área de habitat interior é bastante reduzida. Considerando-se uma borda de largura maior do que 150m, praticamente não restam unidades de vegetação que apresentem área interior (Tabela 18).

Considera-se que os efeitos de borda propaguem-se para o interior da floresta por centenas de metros (BIERREGAARD *et al.*, 1992; LOVEJOY *et al.*, 1986). Considerar que estes efeitos prolonguem-se por 25m pode ser uma estimativa otimista. No entanto, alguns autores acreditam que seja possível determinar a área de borda dobrando ou triplicando a altura das árvores (FORMAN, 1995).

Tabela 18: Área interior considerando bordas de diferentes larguras e a área acumulada de hábitat interior para cada classe, em ha.

Classe	Largura da borda (m)									
	25		50		100		125		150	
	Área (ha)	N	Área (ha)	N	Área (ha)	N	Área (ha)	N	Área (ha)	N
1	2,04	1	0,62	1	0	0	0	0	0	0
2	75,79	19	23,63	13	0,32	2	0	0	0	0
3	238,21	116	111,14	45	28,07	12	16,14	5	8,89	3
4	129,42	74	48,42	26	10,45	3	5,94	1	3,27	1
5	38,26	12	14,64	7	0,92	2	0,01	1	0	0
6	5,35	3	1,56	1	0	0	0	0	0	0

* 1. Floresta Ombrófila Mista Aluvial menos desenvolvida, 2. Floresta Ombrófila Mista Aluvial mais desenvolvida, 3. Sucessão Secundária Fase Inicial, 4. Sucessão Secundária Fase Intermediária, 5. Sucessão Secundária Fase Avançada, 6. Formaoes Pioneiras de Influência Flvio-lacustre Herbáceas.

No caso das formaoes em questão, este valor resultaria em dezenas de metros, talvez 50m seja uma boa estimativa. Neste caso, a única formaao arbórea original da paisagem, Floresta Ombrófila Mista Aluvial, acumula aproximadamente 24ha de área interior. A formaao secundária em estágio avançado de sucessão possui, na mesma situação (50 m de borda), menos de 15ha de área interior. Estes valores são extremamente importantes para justificar aoes de recuperação dos ecossistemas e melhoria da qualidade ecológica desta paisagem. As diferenças do tamanho da área interior e da área de borda podem ser observadas graficamente na Figura 20, podendo-se perceber que a paisagem não apresenta ambientes de interior significativos,

pelo reduzido tamanho das unidades de paisagem. Existe uma necessidade eminente de anexação de unidades contíguas, de forma a aumentar o tamanho, melhorar a forma e permitir o desenvolvimento de áreas de hábitat interior nesta paisagem.

Na Figura 20 pode-se observar graficamente que o aumento da área de borda de uma condição que talvez não seja a que representa a área em que os efeitos da temperatura, umidade e insolação penetram no interior da floresta, com 25 metros de largura, para uma condição mais real, de 50 ou 100 metros de borda, ocorre uma redução drástica da área interior ou até mesmo eliminação deste ambiente. A continuidade dos processos evolutivos pode depender da criação de condições mais favoráveis, para que seja possível a diversificação das formações em termos de espécies.

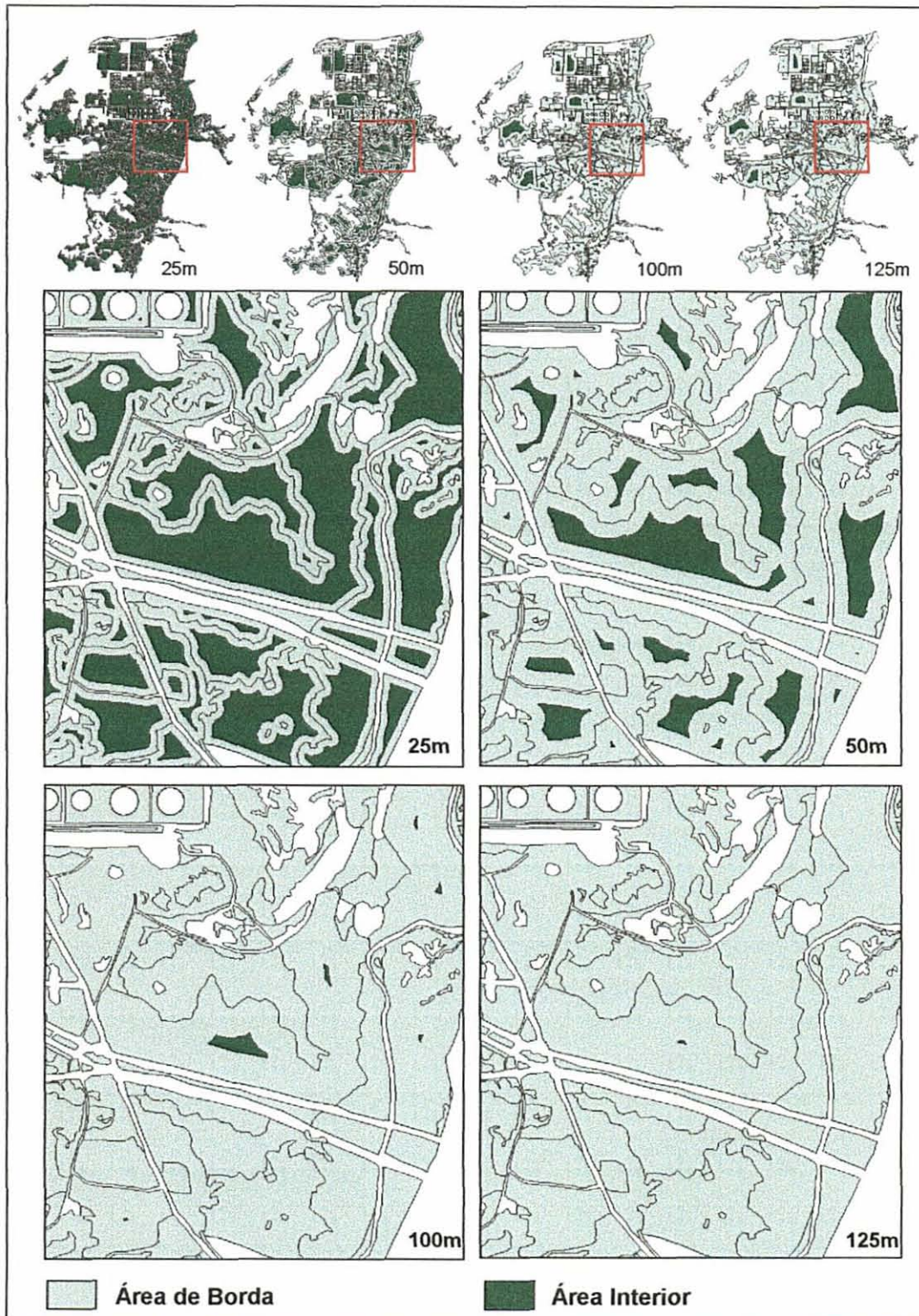


Figura 20. Áreas de borda e interior, quando diferentes larguras de borda foram consideradas. O retângulo vermelho indica a área ampliada.

7.4.2 Vizinhaça entre Unidades de Paisagem

Outro conjunto de parâmetros importantes para dirigir as ações de recuperação destes ambientes é a vizinhaça, e a distância das unidades a outras unidades de mesmo tipo de cobertura. Como observado no item anterior, a área de hábitat interior na paisagem não é significativa, se for considerada uma borda de mais de 25 metros. A análise da vizinhaça pode dirigir ações que permitam otimizar a estrutura da paisagem de modo a aumentar a área interior e melhorar a forma das unidades de paisagem.

Na Figura 21, observa-se que as unidades de Floresta Ombrófila Mista Aluvial menos desenvolvida distam menos de 100m entre si, pela ausência de colunas de 100 a 300m e mais de 300m, o que poderia favorecer a sua conexão através de corredores ou até mesmo a agregação destes fragmentos. O fato de a maioria das outras unidades de paisagem localizarem-se a mais de 300m, evidenciado pela presença massiva de colunas de coloração clara, indica o isolamento destas unidades na porção direita da paisagem, já que este tipo de vegetação não ocorre em outros locais senão às margens do Rio Barigüi. Além disso, pode-se observar que a maioria das unidades de paisagem mais próximas, com menos de 300 metros de distância, são compostas por classes de vegetação secundária, Floresta Ombrófila Mista Aluvial menos desenvolvida e Formações pioneiras de Influência Flúvio-lacustre Herbáceas, o que pode ser favorável no caso da implementação de um corredor de recuperação da vegetação.

No gráfico referente às unidades de Floresta Ombrófila Mista Aluvial menos desenvolvida, resultados positivos neste sentido também podem ser observados, já que todas encontram-se a menos de 100m das unidades de Floresta Ombrófila Mista Aluvial mais desenvolvida, permitindo a evolução e talvez posterior união destas unidades pela sucessão natural. Se for considerada a grande dispersão pela paisagem das unidades de Sucessão Secundária Fase Inicial, pode-se considerar que boa parte encontra-se próximo às unidades de Floresta Ombrófila Mista Aluvial mais desenvolvida, além de todas as unidades desta última estarem localizadas a menos de 100m entre si. Estes dados são favoráveis à implantação de um corredor que permita a continuidade dos processos sucessionais.

No gráfico Sucessão Secundária Fase Inicial comprova-se a dispersão destas unidades de paisagem, pelo predomínio das colunas verdes, de menos de 100m de distância. Além de estas unidades ocuparem aproximadamente 30% da área (tanto em número de unidades como em ha), encontram-se bem distribuídas pela área, com exceção das áreas urbanas e industriais, classificadas como Superfícies Construídas. O gráfico de Sucessão Secundária Fase Intermediária apresenta distribuição semelhante.

As unidades da classe de Sucessão Secundária Fase Avançada encontram-se bastante distantes entre si e também distantes de outras classes, em sua grande maioria, tanto pela menor ocorrência na área quanto pela sua distribuição localizada na porção central da paisagem. Esta condição pode ser considerada desfavorável, já que é desejável a existência de formações arbóreas mais desenvolvidas, que permitam a manutenção de espécies mais exigentes. Contudo, grande parte das formações de vizinhança próxima (menos de 100m) é de Sucessão Secundária tanto em Fase Inicial quanto em Fase Intermediária, além de todas as unidades de Sucessão Secundária em Fase Avançada estarem a menos de 100m entre si. Assim, a situação desfavorável atual pode se tornar interessante se for possível permitir a continuidade dos processos sucessionais desta e de classes vizinhas.

A classe composta por Formações Pioneiras de Influência Flúvio-lacustre Herbáceas é a que ocupa menor porcentagem da área estudada, aproximadamente 0,3%. Desta forma, era de se esperar que a distância de unidades compostas por este tipo de formação e outras unidades fosse grande, como pode ser observado no gráfico. Das unidades com distância menor do que 200m, quase que a totalidade é composta por formações vegetais, aspecto extremamente positivo. Contudo, por serem formações herbáceas de ocorrência em condições edafo-climáticas específicas, são extremamente frágeis, e uma atenção especial deve ser tomada.

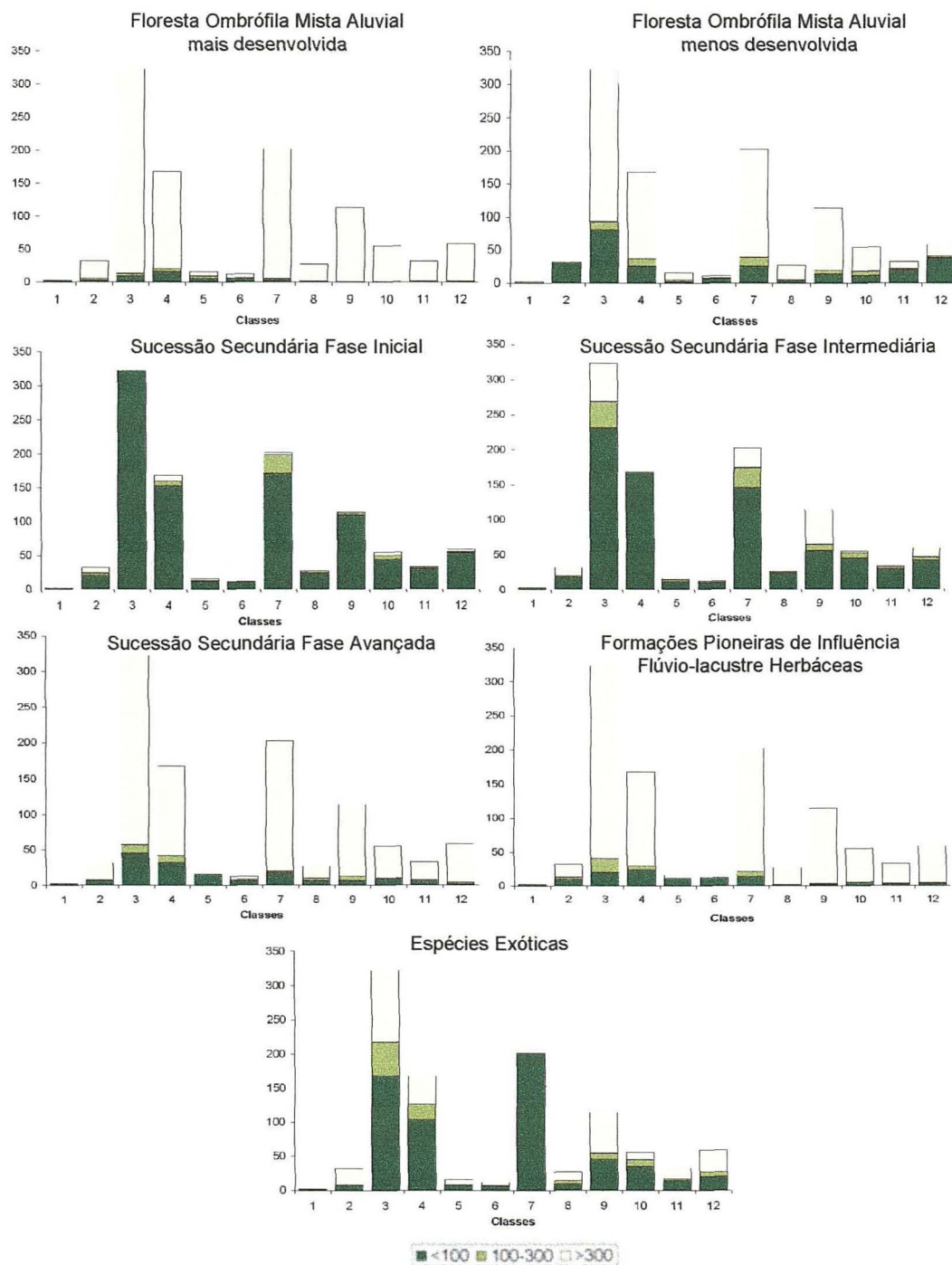


Figura 21: Gráficos com a distribuição da vizinhança das unidades de paisagem, em valores absolutos, por classe de cobertura do solo*.

* 1. Floresta Ombrófila Mista Aluvial menos desenvolvida, 2. Floresta Ombrófila Mista Aluvial mais desenvolvida, 3. Sucessão Secundária Fase Inicial, 4. Sucessão Secundária Fase Intermediária, 5. Sucessão Secundária Fase Avançada, 6. Formações Pioneiras de Influência Flúvio-lacustre Herbáceas, 7. Espécies exóticas, 8. Agropecuária, 9. Superfícies Construídas, 10. Solos Expostos, 11. Rede Viária e Linhas de Transmissão, 12. Superfícies Líquidas.

Dada a fragilidade destes ambientes e o porte da vegetação, dificilmente outras unidades possam ser agregadas ou convertidas para este tipo de formação. Um cuidado especial deve ser tomado com a presença de unidades compostas por espécies exóticas próximas a este tipo de formação, dada a facilidade de estabelecimento de plantas destas espécies nestes ambientes. Como pode-se observar nos gráficos dois últimos gráficos, existe um número razoável de unidades de espécies exóticas com distância menor do que 100m das Formações Pioneiras de Influência Flúvio-lacustre Herbáceas, podendo ser necessário o controle destas espécies nesta situação.

7.4.3 Adjacência das Unidades da Paisagem

Com relação à adjacência de unidades de paisagem, os resultados apresentados nos gráficos da Figura 22 permitem analisar a potencialidade de anexação imediata entre unidades de interesse. Nesta figura, observa-se que a classe de Floresta Ombrófila Mista Aluvial menos desenvolvida não apresenta adjacência com unidades de agropecuária, solos expostos e superfícies construídas, resultado considerado positivo, haja vista a dificuldade de conversão destes tipos de cobertura para vegetação nativa. A adjacência das unidades desta classe se dá, na maioria, com as três classes de Sucessão Secundária e de Floresta Ombrófila Mista Aluvial mais desenvolvida, portanto com grande potencial de recuperação por sucessão natural, visando a formação de maiores áreas contíguas de hábitat interior.

No caso da Floresta Ombrófila Mista mais desenvolvida, quase 50% das unidades adjacentes são de Sucessão Secundária Fase Inicial, resultado favorável pelos mesmos motivos discorridos anteriormente. Mesmo que o destino das unidades não seja a evolução para o mesmo tipo de formação, por fatores físicos e microclimáticos, pode ser interessante que a interrupção de posteriores intervenções destrutivas ou exploratórias nestas áreas, para que os processos ecológicos tenham continuidade.

Com relação às unidades de sucessão secundária, resultados favoráveis são observados devido às altas taxas de adjacência entre si. Dos gráficos da Figura 22 para estas três classes, despontam resultados que exigem certa cautela, caso seja observado o estabelecimento maciço de

plantas de espécies exóticas nestes ambientes, o que pode exigir o controle destas planta, já que a taxa de adjacência é de aproximadamente 20 a 25% com unidades de Espécies Exóticas.

As Áreas de Formações Pioneiras de Influência Flúvio-lacustre Herbáceas são extremamente frágeis, e a invasão de espécies arbóreas constitui uma ameaça permanente para estas classes. Além disso, a anexação de áreas a estas pode não ser viável, dada a dificuldade de condução e estabelecimento das espécies que naturalmente ocorrem nestas formações.

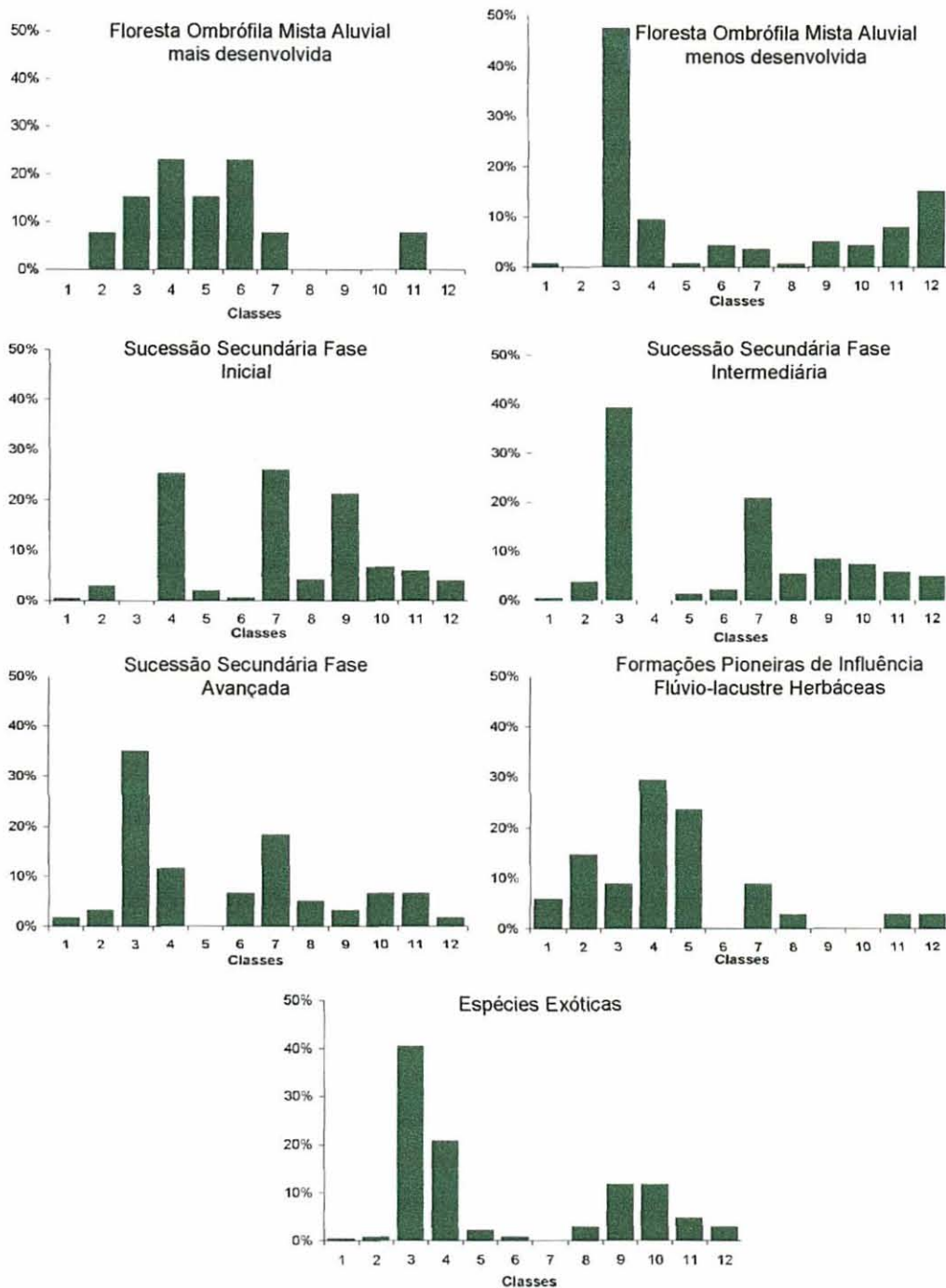


Figura 22: Adyacência de unidades por classe de cobertura do solo*, em percentagem.

* 1. Floresta Ombrófila Mista Aluvial menos desenvolvida, 2. Floresta Ombrófila Mista Aluvial mais desenvolvida, 3. Sucessão Secundária Fase Inicial, 4. Sucessão Secundária Fase Intermediária, 5. Sucessão Secundária Fase Avançada, 6. Formações Pioneiras de Influência Flúvio-lacustre Herbáceas, 7. Espécies exóticas, 8. Agropecuária, 9. Superfícies Construídas, 10. Solos Expostos, 11. Rede Viária e Linhas de Transmissão, 12. Superfícies Líquidas.

7.4.4 Forma e Continuidade

Com relação ao índice de forma F , observa-se que quando os valores tendem a 1, a forma se aproxima de um círculo (Bowen e Burgess¹³, 1981 apud Soares, 1998), otimizando a área de hábitat interior. Os valores dos índices de forma (Tabela 19) indicam que a maioria das classes de cobertura do solo é formada por unidades de forma bastante irregular e distante de um círculo. As unidades de Floresta Ombrófila Mista Aluvial apresentaram uma forma média igual a 2,14; provavelmente por serem unidades de formato alongado. A forma alongada minimiza a área de hábitat interior (Forman, 1995).

O índice fractal deveria refletir a influência antrópica, já que unidades de paisagem mais regulares resultam em valores mais próximos de 1, e valores mais altos indicam maior complexidade da forma. No entanto, este comportamento não foi observado. Talvez isto deva-se ao fato de que mesmo as unidades de paisagem que deveriam ter forma mais complexa, como as de vegetação original, têm formas regulares, devido às intervenções sofridas por estas unidades e por unidades adjacentes.

O índice de continuidade FCI apresentou, de forma geral, valores inferiores aos observados por Carmo (2000); refletindo maiores níveis de descontinuidade ou maior fragmentação.

¹³ Bowen, G.W.; Burgess, R.L. Aquantitative analysis of Forest island pattern in selected Ohio landscapes. **ORNL Environmental Sciences Division**, ORNTL/TM-7759, 1981.

Tabela 19: índices de forma e de continuidade (FCI) médios por classe de cobertura do solo.

Classe*	Forma Mi	Forma F	Forma Fractal	FCI
1	5,749	1,622	1,633	3,283
2	7,585	2,140	1,633	3,483
3	6,491	1,831	0,692	3,274
4	6,474	1,826	0,942	3,245
5	6,817	1,923	0,973	3,595
6	5,354	1,510	0,040	2,595
7	5,705	1,609	0,509	3,029
8	6,438	1,816	1,072	3,552
9	4,927	1,390	0,734	3,888
10	6,357	1,793	0,543	2,716
11	17,697	4,992	2,649	1,786
12	5,325	1,502	0,623	2,446

* 1. Floresta Ombrófila Mista Aluvial menos desenvolvida, 2. Floresta Ombrófila Mista Aluvial mais desenvolvida, 3. Sucessão Secundária Fase Inicial, 4. Sucessão Secundária Fase Intermediária, 5. Sucessão Secundária Fase Avançada, 6. Formações Pioneiras de Influência Flúvio-lacustre Herbáceas, 7. Espécies exóticas, 8. Agropecuária, 9. Superfícies Construídas, 10. Solos Expostos, 11. Rede Viária e Linhas de Transmissão, 12. Superfícies Líquidas.

7.4.5 Simulação de Corredores de Vegetação

Para a obtenção deste corredor, seriam separadas áreas livres de intervenção, atualmente compostas por 86 unidades distribuídas nas classes conforme demonstrado na Tabela 20. As unidades selecionadas perfazem uma área total de 338,75ha.

Tabela 20. Unidades de paisagem selecionadas para a manutenção dos processos ecológicos naturais, visando a formação de um corredor de vegetação natural.

Classe de cobertura atual	Nº de unidades	Área total (ha)
Sucessão secundária Fase Inicial	40	142,84
Sucessão secundária Fase Intermediária	18	124,62
Sucessão secundária Fase Avançada	3	33,69
Espécies Exóticas	20	12,41
Agropecuária	5	25,21
Total	86	338,75

A simulação de um corredor formado pelas unidades de paisagem que poderiam ser incentivadas a manter os processos naturais de sucessão, resultou numa área total de 547 ha (Tabela 21).

Tabela 21. Valores obtidos na simulação de um corredor de recuperação dos ambientes da paisagem estudada.

Medida	Valor
Nº de unidades	27
Área total (ha)	547 ha
Área Mínima (ha)	0,0038
Área Máxima (ha)	240,18
Área Média (ha)	20,27
Variação (ha)	240,17
Desvio Padrão (ha)	53,44
Área interior total (100m de borda) (ha)	345,56
Nº de unidades com área interior	4
Área interior máxima (100m de borda)	150,23
Área interior mínima (100m de borda)	35,79
Área interior média (100m de borda)	86,3896

Este corredor (Figura 23) não consiste de um corredor de um tipo único de vegetação, e sim um corredor passível de recuperação, que poderia conter certa heterogeneidade de ambientes associados às áreas ocupadas por *Floresta Ombrófila Mista Aluvial*. Poderiam fazer parte deste corredor 27 unidades contíguas, otimizando-se a área interior. Deve-se considerar, no entanto, que nem todas as unidades resultariam num mesmo tipo de cobertura vegetal. A simulação foi realizada desta maneira apenas no intuito de analisar a otimização da forma e da área interior das unidades. A maior área contígua possível de ser obtida com a nova configuração, caso existisse a ocupação de um mesmo tipo de vegetação em toda a unidade, ocuparia uma área de 240,18 ha de extensão.

A área interior máxima deste novo corredor, desconsiderando diferentes tipos de cobertura do solo, com uma borda de 100m de largura, seria de 150,23ha e a mínima de 35,79ha (Tabela 21). A área interior total seria de 345,56ha.

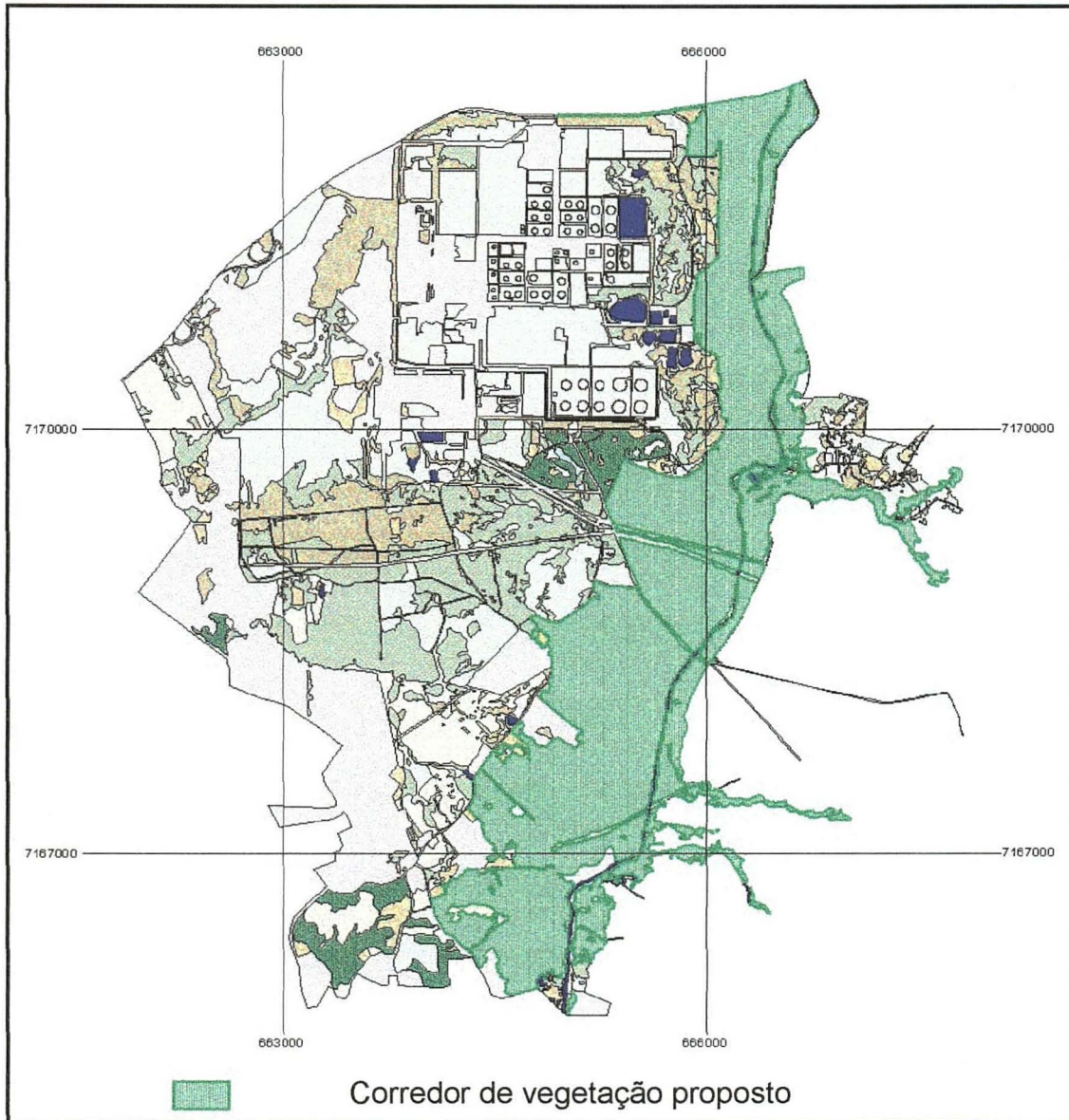


Figura 23. Demonstra o corredor de vegetação proposto.

8 CONCLUSÕES

A metodologia utilizada possibilitou a obtenção de informações a respeito das unidades e dos elementos que formam a paisagem estudada, e sobre as relações espaciais entre estes elementos. A análise da Ecologia desta paisagem permite subsidiar ações de recuperação e conservação de ecossistemas, de forma a otimizar, através do planejamento e zoneamento das atividades, o uso do solo. Neste contexto, as conclusões deste trabalho são as seguintes:

- a) A classificação da imagem Ikonos pelo método da Máxima Verossimilhança apresentou melhores resultados quando informações auxiliares referentes ao relevo da região foram adicionadas;
- b) A classificação da imagem Ikonos pelo algoritmo de RNA's apresentou excelentes resultados para o recorte da imagem, o que incentivou a continuidade dos testes com a imagem inteira;
- c) A classificação da imagem Ikonos pelo algoritmo de RNA's não apresentou resultados satisfatórios quando os parâmetros e a arquitetura da rede foram aplicados à imagem inteira;
- d) A classificação automática da imagem Ikonos não apresentou resultados satisfatórios para utilização nas análises do padrão e da estrutura da paisagem. Isto deve-se à alteração dos contornos e conseqüentemente da forma das unidades de paisagem;
- e) A interpretação visual da imagem Ikonos resultou em um mapa temático que reflete a forma e as relações topológicas das unidades utilizadas na análise da ecologia da paisagem, representadas por polígonos e seus atributos;
- f) A metodologia de mapeamento permitiu o delineamento de unidades de paisagem com detalhamento equivalente a escala de 1:10.000;
- g) A paisagem estudada é bastante fragmentada e formada por unidades de tamanho reduzido e em alta densidade;
- h) Apesar de inserida numa região bastante urbanizada e industrializada, a paisagem apresenta uma percentagem alta de unidades formadas por vegetação natural, entre formações secundárias e primárias;

- i) A paisagem possui reduzida área de hábitat interior, o que diminui a ocorrência de espécies típicas destes ambientes e dificulta a continuidade dos processos ecológicos dos ecossistemas;
- j) A forma das unidades de paisagem revelou-se bastante inapropriada em termos de otimização da área interior, podendo ser melhorada pela anexação de áreas através da sucessão natural;
- k) As análises da distância e vizinhança das unidades revelam alto potencial de recuperação de alguns ecossistemas, permitindo a melhoria da qualidade ecológica desta paisagem no futuro;
- l) A simulação realizada indica um caminho para chegar a uma situação em que unidades de paisagem maiores e contínuas estejam presentes na paisagem, possibilitando a sobrevivência de um conjunto mais diversificado de espécies, resultando no aumento da qualidade ecológica da paisagem.

9 RECOMENDAÇÕES FINAIS

A metodologia adotada deve ser adaptada previamente a sua aplicação, sobretudo se áreas de maior extensão forem analisadas, já que a paisagem estudada consiste de uma área piloto de dimensões bastante reduzidas. A avaliação do mapeamento, realizado através da classificação digital das imagens do satélite Ikonos, demonstra a necessidade de posteriores estudos para o desenvolvimento de metodologias que permitam a obtenção de informações de forma automática. Dada a resolução espectral do sensor, acredita-se que a separação de alvos unicamente baseada em informações espectrais pode não ser possível, dependendo do detalhamento necessário e da natureza dos objetos da superfície terrestre a serem mapeados. Assim, supõe-se que técnicas de classificação baseadas em outras características da imagem precisem ser adicionadas, como a classificação orientada a objetos, que leva em conta também a forma dos polígonos.

10 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARAI, K. A classification method with a spectral variability. **International Journal of Remote Sensing**, vol. 14, no.4, p. 699-709, 1993.
- ARES, J.; BERTILLER, M.; VALLE, H. Functional and structural landscape indicators of intensification, resilience and resistance in agroecosystems in southern Argentina based on remotely sensed data. **Landscape Ecology** 16, p. 221-234, 2001.
- ARONOFF, S. **Geographic information systems: a management perspective**. WDL Publications, Ottawa, Canadá. 294 p., 1995.
- ASRAR, G. **Theory and applications of optical remote sensing**. New York: John Wiley, 1989.
- AZEVEDO, R.S.; BAGÃO, J. Insuficiência das unidades de conservação na manutenção de florestas, o caso do Paraná. In: **Anais do II Congresso Brasileiro de unidades de Conservação**, 05 a 09 de Novembro de 2000, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil, vol. II, 2000.
- BÄHR, H.P.; VÖGTLE, T. **Procesamiento Digital. Aplicacion en Fotogrametria, Cartografia y Sensoriamento Remoto**. Alemanha: GTZ, 1991.
- BALMFORD, A.; GASTON, K. J. Why biodiversity surveys are good value. **Nature**, vol. 398, p. 205-205, 1999.
- BENNETT, A. F., Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. **Landscape Ecology**, vol. 4(2/3), p. 109-122, 1990.
- BERRY, J.K.; BUCKLEY, D.J.; MCGARIGAL, K. **Integrating landscape structure programs with Arc Info**. 1998. Disponível em 20 de Agosto de 2001 em: <http://www.esri.com/library/userconf/proc98>.
- BIERREGAARD, R. O. JR.; LOVEJOY, T. E.; KAPOV, V.; SANTOS, A. A. DOS; HUTCHINGS, R.W. The biological dynamics of tropical rain forest fragments. **Bioscience**, v. 42(11), p. 859-866, 1992.
- BLACKBURN, G.A.; MILTON, E.J. An application of airborne imaging spectrometry to ecological studies of woodlands. In: **First International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition**, Strasbourg, France, 1994.
- BORGES, M.K. Relatório Final de Pesquisa de Areia, DNPM n 826135/1997, 2000.
- BRAGA, A.P.; LUDERMIR, T.B.; CARVALHO, A.C.P.L.F. – **Redes Neurais Artificiais, Teorias e Aplicações**. Rio de Janeiro: Editora LTC, 2000.
- BRIDGEWATER, P. B. Landscape ecology, geographic information systems and nature conservation. In: HAINES-YOUNG, R.; GREEN, D. R.; COUSINS, S. H. (Eds.) **Landscape Ecology and GIS**. London: Taylor & Francis, 288 p., 1993.
- BRITZ, R.M.; CASTELLA, P.R.; TIEPOLO, G.; PIRES, L.A. Estratégia de conservação da Floresta com Araucária para o Estado do Paraná. In: **Anais do**

II Congresso Brasileiro de unidades de Conservação, 05 a 09 de Novembro de 2000, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil, vol. II, 2000.

BROWN, S.; LUGO, A.E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, 6, 1-32, 1990.

BURBRINK, F. T.; PHILLIPS, C. A.; HESKE, E. J. A riparian zone in southern Illinois as a potential dispersal corridor for reptiles and amphibians. **Biological Conservation**, vol. 86, p. 107-115, 1998.

BURROUGH, P.A. Fractal dimensions of landscapes and other environmental data. **Nature**, 294, 240-242, 1981.

BURROUGH, P.A.; McDONNELL, R.A. **Principles of Geographical Information Systems**. London: Oxford University, 1998.

CARMO, A. P. C. **Evaluación de un Paisaje Fragmentado para la Conservación y Recuperación de Biodiversidad**. Dissertação [Mestrado], Centro Agronomico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica, 2000.

CHRISTENSEN, JR., N.L.; FRANKLIN, J.F. Ecosystem Function and Ecosystem Management. In: SIMPSON, R.D.; CHRISTENSEN, JR., N.L. **Ecosystem Function and Human Activities - Reconciling Economics and Ecology**. New York: Chapman & Hall, 1997.

CONNERY, D.R.; CLOUTIS, E.A.; DOVER, F.J.; ALEXANDER, N.D.; EDWARDS, N.D. General and detailed mapping of the Fort Nelson, B.C. Community forest using airborne multispectral imagery. In: **17th Canadian Symposium on Remote Sensing**, Saskatoon, SK, 1995.

CULLEN JR., L.; BODMER, R. E.; PÁDUA, C. V. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic Forests, Brazil. **Biological Conservation**, vol. 95, p. 49-56, 2000.

DAVIS, F.W.; GOETZ, S. Modelling vegetation pattern using digital terrain data. **Landscape Ecology** vol. 4(1), p.69-80, 1990.

DELGADO, D.; FINEGAN, B. Biodiversidad vegetal em bosques manejados. **Revista Forestal Centroamericana**, 25, 14-20, 1999.

DIAMOND, J. Overview of recent extinctions. In: Western, D.; Mary, P. (Ed.) **Conservation for the twenty-first century**. Wildlife Conservation International, New York: New York Zoological Society, Oxford University Press, 37-41, 1992.

DIDHAM, R. K. The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in Central Amazonia. In: Laurance, W. F.; Bierregaard, R.O. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. The University of Chicago Press, London. 616 p, 1997.

DOBSON, A.P.; BRADSHAW, A.D.; BAKER, A.J.M. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. **Science**, vol.277, p. 515-522, 1997.

EKSTRAND, S. Use of CASI for forest damage monitoring. In: **First International Airborne Remote Sensing Conference Exhibition**, Strasbourg, France, 1994.

ELACHI, C. **Introduction to the physics and techniques of remote sensing**. New York: John Wiley, 1987.

FAO. **State of The World's Forests** [online] Disponível em URL: <http://www.fao.org/forestry/FO/SOFO/sofo-e.htm>. Arquivo consultado em: 10 de Abril de 2000. 1999.

FERREIRA, A.B.H. **Novo Dicionário Aurélio da Língua Portuguesa**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 2ª edição revista e ampliada, 1986.

FERREIRA, L.M. A Estrada do Colono e fragmentação de habitats no parque nacional do Iguaçu: politicagem mais do que uma questão ecológica. In: **Anais do II Congresso Brasileiro de unidades de Conservação**, 05 a 09 de Novembro de 2000, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil, vol. II, 2000.

FJELDSÅ, J.; EHRlich, D.; LAMBIN, E; PRINS, E. Are Biodiversity 'hotspots' correlated with current ecoclimatic stability? A pilot study using the NOAA-AVHRR remote sensing data. **Biodiversity and Conservation** 6, 401-422, 1997.

FORMAN, R. T. T. **Land Mosaics - the ecology of landscapes and regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 632 p., 1995.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York: John Wiley & Sons. 619 p., 1986.

FRANKLIN, J. F.; FORMAN, R. T. T. Creating landscapes patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles. **Landscape Ecology**, vol. 1(1), p. 5-18, 1987.

FRANKLIN, S.E. Discrimination of subalpine forest species and canopy density using digital CASI, SPOT PLA, and Landsat TM data. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, vol. 60, 10, 1233-1241, 1994.

FRANKLIN, S.E.; BOWERS, W.W.; GHITTER, G. Discrimination of adelgid-damage on single balsam fir trees with aerial remote sensing data. **International Journal of Remote Sensing**, vol.16(15), p. 2779-2794, 1995.

FRANKLIN, S.E.; GHITTER, G.; BOWERS, W.; HUDAK, J.; GILLESPIE, R.T. Structural analysis of Adelgid-Damaged balsam fir stands in CASI imagery at high resolutions. In: **16th Canadian Symposium on remote Sensing**, 1993.

FRANKLIN, S.E.; PEDDLE, D. R. Classification of SPOT HRV imagery and texture features. **International Journal of Remote Sensing**, vol.11(3), p. 551-556, 1990.

FUNPAR – FUNDAÇÃO DE PESQUISAS DO PARANÁ PARA O DESENVOLVIMENTO DA CIÊNCIA DA TECNOLOGIA E DA CULTURA. **Diagnóstico e Monitoramento da Cobertura Vegetal da Área de Influência Direta e Indireta do Vazamento de Óleo da Refinaria Presidente Getúlio Vargas – REPAR, Araucária, PR. Fase I – Diagnóstico**. Relatório. Curitiba, Paraná. 76p, 2001.

FURRER, R.; BARSCH, A.; OLBERT, C.; SCHAALE, M. Multispectral imaging of land surface. **Geojournal** vol.32(1), p.7-16, 1994.

GAINES, W.L., HARROD, R.J.; LEHMKUHL, J.F. Monitoring biodiversity: quantification and interpretation. **General Technical Report, Forest Service, Department of Agriculture, USA**, 1999.

GAJASENI, J.; MATTA-MACHADO, R.; JORDAN, C. F. Diversified agroforestry systems: buffers for biodiversity reserves, and landbridges for fragmented habitats in the tropics. In: SZARO, R.C.; JOHNSTON, D. W. **Biodiversity in Managed Landscapes - Theory and Practice**. New York: Oxford University Press, 778 p, 1996.

GALVÃO, C.O.; VALENÇA, M.J.S. **Sistemas Inteligentes – Aplicações a Recursos Hídricos e Ciências Ambientais**. Ed. da Universidade UFRGS, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. 246p, 1999.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O. JR.; MALCOM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H.L.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, vol. 91, p. 223-229, 1999.

GENTRY, A.H.; LOPEZ-PARODI, J. Deforestation and increased flooding of the upper Amazon. **Science**, 210, 1345-1355, 1980.

GONG, P.; MILLER, J.R.; SPANNER, M. Forest canopy closure from classification and spectral unmixing of scene components – multisensor evaluation of an open canopy. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, vol. 32(5), p. 1067-1080, 1994.

GONZALEZ, R. C.; WOODS, R. E. **Digital image processing**. Reading: Addison-Wesley, 716 p, 2000.

GOUGEON, F.A. Recognizing the forest from the trees: individual tree crown delineation, classification and regrouping for inventory purposes. In: **Third International Airborne Remote Sensing and Exhibition**, Copenhagen, Denmark, 1997.

GOVE, J.H.; GANAPATI, P.P.; TAILLIE, C. Diversity measurement and comparison with examples. p. 157-175. In: SZARO, R.C.; JOHNSTON, D.W. **Biodiversity in Managed Landscapes - Theory and Practice**. New York: Oxford University Press, 778 p., 1996.

HAINES-YOUNG, R.; GREEN, D. R.; COUSINS, S. Landscape ecology and spatial information systems. In: HAINES-YOUNG, R.; GREEN, D. R.; COUSINS, S. (Eds.) **Landscape ecology and geographic information systems**. London: Taylor & Francis, 288 p., 1993.

HANSEN, A. J.; HOUNIHAN, P. Canopy tree retention and avian diversity in the Oregon landscapes. In: SZARO, R.C.; JOHNSTON, D. W. **Biodiversity in Managed Landscapes - Theory and Practice**. New York: Oxford University Press, 778 p., 1996.

HARALICK, R.M. Statistical and structural approaches to texture. **Proceedings of IEEE**, vol. 67(5), p.786-804, 1979.

HARALICK, R.M.; SHANMUGAM, K.; DINSTEN, I. Textural features for image classification. **IEEE Transactions Syst., Man,Cybern.**, vol. 3, p 610-621, 1973.

HARRIS, L.D.; SCHECK, J. From implications to applications: The dispersal corridor principle applied to the conservation of biological diversity. In: Saunders, D.A.; Hobbs, R.J. (Ed.) **Nature Conservation 2: The role of corridors**. Chipping Norton: Surrey Beatty & Sons Pty Limited, 1991.

HENEIN, K.; MERRIAM, G. The elements of connectivity where corridor quality is variable. **Landscape Ecology**, vol. 4, p. 157-170, 1990.

HOBBS, R.J.; MOONEY, H.A. **Remote Sensing of biosphere functioning**. New York: Springer-Verlag, 1990.

INNES, J. L. E KOCH, B. Forest Biodiversity and its assessment by remote sensing. **Global Ecology and Biogeography Letters** 7, 397-419, 1998.

IUCN. Red List of Threatned Species. [online] Disponível em: WWW. URL: <http://www.iucn.org/redlist/2000/index.html>. Arquivo consultado em: 08 de Abril de 2002. 2000.

JANZEN, D.H. The eternal extremal threat. In: Soulé, M.E. (Ed.) **Conservation Biology: The science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer Associates, p. 286-303, 1986.

JARVIS, C. H.; STUART, N. The sensitivity of a neural network for classifying remotely sensed imagery. **Computer & Geosciences**, vol. 22(9), p. 959-967, 1996.

JENSEN, J.R. **Introductory digital image processing: a remote sensing perspective**. New Jersey: Prentice Hall, 318 p., 1996.

JOHNSON, L.B. Analyzing spatial and temporal phenomena using geographical information systems. **Landscape Ecology** vol.4(1), p. 31-43, 1990.

JORDAN III, W.R. Ecological Restoration: Reflections on a half-century of experience at the University of Wisconsin-Madison Arboretum. In: WILSON, E.O. PETER, F.M. (Eds.) **Biodiversity**. Washington: National Academy Press, 521 p., 1994.

KAHABKA, H.; KOCH, B. **Satelite based Environmental Monitoring of European Forests (SEMEFOR) Preliminary results from the Black Forest testsite**. [online] Disponível em: http://www.rogue99.sggw.waw.pl/03_postter_session/09/Arquivo consultado em 27 de Julho de 2001.

KAZMIERCZACK, H. Erfassung und maschinelle Verarbeitung von Bilddaten – Wien. New York: Editorial Springer, 399p., 1980.

KIROVSKY, A. L. Biótopos e conservação. In: **Livro de resumos do II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**, 05 a 09 de Novembro, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil, vol.II, p. 692-698, 2000.

KRAMER, E. A. Measuring landscape changes in remnant tropical dry forests. In: Laurance, W. F.; Bierregaard, R.O. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. London: The University of Chicago Press, 616 p., 1997

KUSHUWAHA, S.P.S.; KUNTZ, S.; OESTEN, G. Applications of image texture in forest classification. **International Journal of Remote Sensing**, vol.15(11), p. 2273-2284, 1995.

LAMB, D.; PARROTTA, J.; KEENAN, R.; TUCKER, N. Rejoining habitat remnants: restoring degraded rainforest lands. In: Laurance, W. F.; Bierregaard, R.O. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. London: The University of Chicago Press, 616p., 1997.

LAURANCE, S. G.; LAURANCE, W. F. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. **Biological Conservation**, v. 91, p. 231-239, 1999.

LAURANCE, W. F.; GASCON, C. How to creatively fragment a landscape. **Conservation Biology** 11(2), p. 577-579, 1997.

LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S. G.; FERREIRA, L. V.; MERONA, R. J. M.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. **Science**, v. 278, p. 1117-1118, 1997.

LEES, B. G. Neural network applications in the geosciences: an introduction. **Computers & Geosciences**, vol. 22(9), p. 955-957, 1996.

LEVIN, S. A. The problem of pattern and scale in ecology. **Ecology**, v. 73(6), p. 1943-1967, 1992.

LEWIS, J. [online] Disponível em: http://www.dsc.st-and.ac.uk/~jonl/ann_web_page/basics.html Arquivo consultado em: 04 de Maio de 2001.

LILLESAND, T. M.; KIEFER, R. W. **Remote Sensing and image Interpretation**. New York: John Wiley and Sons, 750 p., 1994.

LIMA, M. G.; GASCON, C. The conservation of linear forest remnants in central Amazonia. **Biological Conservation**, v. 91, p. 241-247, 1999.

LINTZ, J. JR; SIMONETT, D.S. **Remote Sensing of Environment**. Reading: Addison-Wesley, 694 p., 1976.

LOISELLE, B.A.; BLAKE, J.G. Population variation in a tropical bird community. **Bioscience** 42, 838-845, 1992.

LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD JR., R.O.; RYLANDS, A.B. JR.; MALCOM, J.R.; QUINTELA, C.E.; HARPER, L.H; BROWN JR., K.S.; POWELL, A.H.; POWELL, G.V.N.; SCHUBART, H.O.R.; HAYS, M.B. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). **Conservation Biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer Associates, p. 257-285, 1986.

LUGO, A. E. Management of Tropical Biodiversity. **Ecological Applications**, vol. 5(4), p. 956-961, 1995.

LUGO, A. E.; BROWN, S. Management of land and species richness in the tropics. In: SZARO, R.C.; JOHNSTON, D. W. **Biodiversity in Managed Landscapes - Theory and Practice**. New York: Oxford University Press, 778 p., 1996.

LUGO, A.E. Estimating reductions in the diversity of tropical forest species. In: Wilson, E. O.; Peter, F.M. (Ed.) **Biodiversity**, Washington: National Academy Press, p. 58-70, 1988.

LUGO, A.E. Tree plantations for rehabilitating damaged forests lands in the tropics. In: Walli, M.K. (Ed.) **Ecosystem Rehabilitation, vol.2: Ecosystem Analysis and Synthesis**, The Hague: SPB Academic Publishing, p. 247-255, 1992.

LUGO, A.E. Will concern for biodiversity concern for biodiversity spell doom to tropical Forest management? **The Science of the Total Environment**, 123-131, 240 p., 1999.

LUGO, A.E.; PARROTA, J.A.; BROWN, S. Loss in species caused by tropical deforestation and their recovery through management. **Ambio**, 22, 106-109. 1993.

LUKEN, J. O.; HILTON, A. C.; BAKER, D. G. Forest edges associated with power-line corridors and implications for corridor siting. **Landscape and Urban Planning**, vol. 20, p. 315-324, 1991.

MACHLIS, G.E.; FORESTER, D.J. The relationship between socio-economic factors and the loss of biodiversity: first efforts at the theoretical and quantitative models. p. 121-146. In: SZARO, R.C.; JOHNSTON, D.W. **Biodiversity in Managed Landscapes - Theory and Practice**. New York: Oxford University Press, 778 p., 1996.

MAGUIRE, D., J.; GOODCHILD, M. F.; RHIND, D. W. **Geographical information systems**, New York: Longman Scientific & Technical, vol. 1., 649 p., 1993.

MAGURRAN, A.F. **Ecological Diversity and its measurements**. New Jersey: Princeton University Press, 179p., 1988.

MAH, S.; KIRCHNER, F.; PREOSCK, R. Spectral discrimination of acacia negra for forest management in a sub-tropical brazilian plantation: a commercial airborne imaging spectrometry study. In: **ECO RIO – International Symposium on Resource and Environmental Monitoring**, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1994.

MANDELBROT, B. **The fractal geometry of nature**. New York: W.H. Freeman & Co., 1983.

MANN, S.; BENWELL, G.L. The integration of ecological, neural and spatial modeling for monitoring and prediction for semi-arid landscapes. **Computers & Geosciences**, vol.2(9), p. 1003-1012, 1996.

MCGARIGAL, K; MARKS, B.J. **Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Corvallis: Oregon State University, 1994.

McMILLAN, D. C., HARLEY, D.; MORRISON, R. Cost-effectiveness of woodland ecosystem restoration. **Ecological Economics**, vol. 27, p. 314-324, 1998.

MEENTEMEYER, V. Geographical perspectives of space, time, and scale. **Landscape Ecology**, vol. 3(3/4), p. 163-173, 1989.

MERRIAM, G.; LANOUE, A. Corridor use by small mammals: field measurement for three experimental types of *Peromyscus leucopus*. **Landscape Ecology**, vol. 4(2/3), p. 123-131, 1990.

MILLER, K.R. Conserving biodiversity in managed landscapes. In: SZARO, R.C.; JOHNSTON, D. W. **Biodiversity in Managed Landscapes - Theory and Practice**. New York: Oxford University Press, 778 p., 1996.

MOREIRA, M.A. **Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicação**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 250 p., 2001.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: Implications for conservations. **Trends in Ecology and Evolution**, vol.10, p. 58-62, 1995.

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

NAESSET, E. Geographical information systems in long-term forest management and planning with special reference to preservation of biological diversity; a review. **Forest Ecology and Management** vol.93, p. 121-136, 1997.

Noss, R.F. Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff & Cox. **Conservation Biology**, vol. 1, p. 159-164, 1987.

OLBERT, C.; SCHAALÉ, M.; FURRER, R. Mapping of forest fire damages using imaging spectroscopy. **Advanced Space Research**, vol.15(11), p. 115-122, 1995.

OLIVEIRA, L. M. T.; SILVA, E.; BRITES, R. S.; SOUZA, A. L. Diagnóstico de fragmentos florestais nativos, em nível de paisagem, Eunápolis-BA. **Revista Árvore**, vol. 21(4), p. 501-510, 1997.

OLSEN, E.R.; RAMSEY, R.D.; WINN, D.S. A modified fractal dimension as a measure of landscape diversity. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing** vol. 59, p. 1517-1520, 1993.

O'NEILL, R. V.; KRUMMEL, J. R.; GARDNER, R. H.; SUGIHARA, G.; JACKSON, B.; DEANGELIS, D. L.; MILNE, B. T.; TURNER, M. G.; ZYGMUNT, B.; CHRISTENSEN, S. W.; DALE, V. H.; GRAHAM, R. L. Indices of landscape pattern. **Landscape Ecology**, vol. 1(3), p. 153-162, 1988.

PALMER, M.W. Fractal geometry: a tool for describing spatial patterns of plant communities. **Vegetatio**, vol. 75, p. 91-102, 1988.

PAVLIK, B. M. Conserving plant species diversity: the challenge of recovery. In: SZARO, R.C.; JOHNSTON, D. W. **Biodiversity in Managed Landscapes - Theory and Practice**. New York: Oxford University Press, 778 p., 1996.

PEARSON, S.M.; TURNER, M.G.; GARDNER, R.H.; O'NEILL, R.V. An organism-based perspective of habitat fragmentation. p. 77-95. In: SZARO, R.C.; JOHNSTON, D.W. **Biodiversity in Managed Landscapes - Theory and Practice**. New York: Oxford University Press, 778 p., 1996.

PIMENTEL, D.; STACHOW, U.; TAKACS, D.A.; BRUBACKER, H.W.; DUMAS, A.R.; MEANEY, J.J.; O'NEILL, J.A.S; ONSI, D.E; CORZILIUS, D.B. Conserving biological diversity in agricultural agricultural/forestry systems. **Bioscience**, vol. 42, p. 345-362, 1992.

PRICE, R.; DAVISON, D. Operational techniques for assessing NSR areas using airborne Multispectral Imager (CASI). In: **Automated interpretation of high resolution Digital Imagery for Forestry**. Victoria, British Columbia, Canadá, 1998.

PRICE, R.; DAVISON, D.S; PARADINE, D.B; MAH, S.; TRUDEAU, D.D., ANGER, C.D. Utilization of CASI as a forest management tool. In: **Second international Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition**, San Francisco, California, 1996.

PUZACHENKO, Y.G.; ALESHCHENKO, G.M.; MOLCHANOV, G.S. Multidimensional analysis of aerial photographs in the study of landscape structure. **Mapping Sciences and Remote Sensing**, vol. 37(1), p. 40-54, 2000.

REID, W. Beyond protected areas: changing perceptions of ecological management objectives. In: SZARO, R.C.; JOHNSTON, D. W. **Biodiversity in Managed Landscapes - Theory and Practice**. New York: Oxford University Press, 778 p., 1996.

REZNIECK, A.A. Are small reserves worthwhile for plants? **Endangered species Update**, vol. 5(2), p. 1-3, 1987.

RIITERS, K.; WICKHAM, J.; O'NEILL, R.O; JONES, B.; SMITH, E. Global-Scale Patterns of Forest Fragmentation. **Conservation Ecology** vol. 4(2). [online] Disponível em URL: <http://www.consecol.org/vol4/iss2/art3>. Arquivo consultado em: 16 de Fevereiro de 2000.

RUEFENACHT, B.; KNIGHT, R. L. Influences on corridor continuity and width on survival and movement of deermice *Peromyscus maniculatus*. **Biological Conservation**, vol. 71, p. 269-274, 1995.

SALI, E. & WOLFSON, H. Texture Classification in Aerial Photographs and Satellite Data. **Internacional Journal of Remote Sensing**, vol. 13(18), p. 3395-3408, 1992.

SALWASSER, H.; CAPLAN, J.; CARTWRIGHT, C. W.; DOYLE, A. T.; KESSLER, W. B.; MARCOT, B. G.; STRICHT, L. Conserving biological diversity through ecosystem management. In: SZARO, R.C.; JOHNSTON, D. W. **Biodiversity in Managed Landscapes - Theory and Practice**. New York: Oxford University Press, 778 p., 1996.

SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**. 1991.

SILVA, E.; BARROS-FILHO, L.; BRITES, R.S.; SOUZA, A.L. Diagnóstico dos fragmentos florestais nativos, em nível de paisagem, Itabira-MG. **Revista Árvore**, vol. 21(4), p. 511-520, 1997.

SIMBERLOFF, D.; COX, J. Consequences and costs of conservation corridors. **Conservation Biology**, vol. 1(1), p. 63-71, 1987.

SMITH, L. **An Introduction to neural networks**. Department of Computing and Mathematics, Centre for Cognitive and Computational Neuroscience. [online] Disponível em: <http://www.cs.stir.ac.uk/~lss/>. Arquivo consultado em 20 de Outubro de 2001.

SOARES-FILHO, B.S. **Modelagem da dinâmica de paisagem de uma região de fronteira de colonização amazônica**. São Paulo, Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Transportes, 299 p., 1998.

SOUZA, A.L.; ALMEIDA, D.S. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. In: **Anais do Encontro para Conservação da Natureza**, Viçosa, CMCN, UFV, p. 80-88, 1997.

STEVENS, S. M.; HUSBAND, T. P. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, vol. 85, p. 1-8, 1998.

STINE, P. A.; DAVIS, F. W.; CSUTI, B.; SCOTT, J. M. Comparative utility of vegetation maps of different resolutions for conservation planning. In: SZARO, R.C.; JOHNSTON, D. W. **Biodiversity in Managed Landscapes - Theory and Practice**. New York: Oxford University Press, 778 p., 1996.

ST-ONGE, B.A.; CAVAYAS, F. Estimating forest stand structure from high resolution imagery using the directional variogram. **International Journal of Remote Sensing**, vol. 6(11), p.1999-2021, 1995.

TERBORGH, J. Maintenance of Diversity in Tropical Forests. **Biotropica** vol. 24(2b), p. 283-292. 1992.

TISCHENDORF, L. Can landscape indices predict ecological processes consistently? **Landscape Ecology**, vol. 16, p. 235-254, 2001.

TURNER, M.G.; GARDNER, R.H. **Quantitative Methods in landscape ecology**. New York: Springer-Verlag, 1991.

TURNER, M.G.; O'NEILL, R.V.; GARDNER, R.H.; MILNE, B.T. Effects of changing scale on the analysis of landscape pattern. **Landscape Ecology**, vol.3(3/4), p. 153-162, 1989.

TURTON, S.M.; FREIBURGER, H. Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton Tableland, Northeastern Australia. In: Laurance, W. F.; Bierregaard, R.O. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. London: The University of Chicago Press, 616 p., 1997.

UHL, C.. Restoration of degraded lands in the Amazon Basin. In: WILSON, E.O. Peter, F.M. (Eds.) **Biodiversity**. Washington: National Academy Press, 521 pp. 1994

URBAN, D.I.; SMITH, T.M. Micro-habitat pattern and the structure of forest bird communities. **Am. Nat.**, vol.133, p. 811-829, 1989.

VEITCH, N.; WEBB, N.R.; WYATT, B. K. The application of geographic information systems and remotely sensed data to the conservation of heathland fragments. **Biological Conservation**, vol. 72, p. 91-97, 1995.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. J. A.; BATISTA, J. L. F. Dynamics and Restoration of Forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: Laurance, W. F.; Bierregaard, R.O. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. London: The University of Chicago Press, 616 p., 1997.

VOGELMANN, J.E. Assessment of Forest Fragmentation in Southern New England using Remote Sensing and Geographic Information Systems Technology. **Conservation Biology** vol. 9(2), p 439-449, 1995.

WADSWORTH, F.H.; BIRDSEY, R.A. Um nuevo enfoque de los bosques de Puerto Rico. In: **Anais do Noveno Simpósio de Recursos Naturales**, San Juan, Puerto Rico, p. 12-27, 1982.

WALLER, O.M. Introduction to conserving biodiversity: a unified approach. In: Hudson, W.E. (Ed.) **Landscape linkages and Biodiversity**, Washington: Island Press, p. 3-13, 1991.

WERDER, U. Aufbau eines fernerkundungsbasierten landschaftsinformationssystemes am Beispiel der Verbansgemeinde Dahn im Pfälzerwald. Tese de Doutorado, Fakultät der Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg, Bresigau, Alemanha, 1998.

WHITCOMB, R.F.; ROBBINS, C.S.; LYNCH, J.F.; WHITCOMB, B.L.; KLIMKIEVITCZ, M.K.; BYSTRAK, D. Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest. In: Burges, R.L.; Sharpe, D.M. (Eds.) **Forest Island Dynamics in Man-Dominated Landscapes**. New York: Springer-Verlag, p. 125-206, 1981.

WICKLAND, D.E. Mission to the planet earth: the ecological perspective. **Ecology**, vol. 72, p. 1923-1933, 1991.

WIENS, J. A.; MILNE, B. T. Scaling of 'landscapes' in landscape ecology from a beetle's perspective. **Landscape Ecology**, vol. 3(2), p. 87-96, 1989.

WILSON, M. Biodiversity and Ecological Processes. p. 96-107. In: SZARO, R.C.; JOHNSTON, D.W. **Biodiversity in Managed Landscapes - Theory and Practice**. New York: Oxford University Press, 778 p., 1996.

XU, Q.F.; O'NEILL, N.T.; ROYER, A.; WILLIAMS, D.J.; TARUSSOV, A. Reflectance extraction over a forestry site using the compact airborne spectrographic imager. In: **16th Canadian Symposium on remote Sensing**, 1993.

ZONNEVELD, I.S. **Land Evaluation and Landscape Science**. Enschede: International Institute for Aerial Survey and Earth Sciences, 1979.