

## MAPEAMENTO DA VEGETAÇÃO NA FLORESTA ATLÂNTICA USANDO O CLASSIFICADOR DE ÁRVORE DE DECISÃO PARA INTEGRAR DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO E MODELO DIGITAL DE TERRENO

Osmar Abílio de Carvalho Júnior<sup>1</sup>, Marcus Alberto Nadruz Coelho<sup>2</sup>, Éder de Souza Martins<sup>3</sup>, Roberto Arnaldo Trancoso Gomes<sup>1</sup>, Antonio Felipe Couto Junior<sup>1</sup>, Sandro Nunes de Oliveira<sup>1</sup> e Otacílio Antunes Santana<sup>1</sup>

Recebido em 7 maio, 2008 / Aceito em 15 setembro, 2008  
Received on May 7, 2008 / Accepted on September 15, 2008

**ABSTRACT.** The management and ecological monitoring of national parks and other protected areas requires a detailed description of the vegetation distribution patterns. This paper aims to produce a vegetation map for the Serra dos Órgãos National Park (PARNASO). This conservation unit is localized in Atlantic Forest within a topographic variation from sea level to 2,263 meters. The vegetation classification based on the ASTER satellite data, high-resolution aerial photographs and Digital Elevation Model (DEM). The DEM indicates vegetation structures in landscape with high spatial variability because it correlates with environmental factors, such as microclimate, moisture, soil and geomorphological processes. Decision tree classifier was used to extract information of DEM and remote sensing data. Seven classes were identified: Agropecuária (1.29% of total Park area), Campos de Altitude (24.27%), Floresta Ombrófila Densa Alto-Montana (37.47%), Floresta Ombrófila Densa Montana (21.54%), Floresta Ombrófila Densa Sub-Montana (5.22%), Floresta Secundária (4.13%), and no vegetation area (6.08%). The three highest physiognomies were associated with altitude higher than 1,000 m and represented 55.5% of the total area. The construction of decision trees combining the DEM and remote sensing information can improve the result on the forest tropical distribution.

**Keywords:** remote sensing, digital image processing, decision tree, digital elevation model, vegetation.

**RESUMO.** O manejo e o monitoramento ecológico de parques nacionais e outras áreas protegidas requerem uma detalhada descrição do padrão de distribuição da vegetação. Esse artigo possui como objetivo produzir um mapa de vegetação para o Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO). Essa unidade de conservação está localizada na Floresta Atlântica dentro de uma variação topográfica desde o nível do mar até 2.263 metros. A classificação da vegetação baseou-se em dados do satélite ASTER, fotografias aéreas de alta resolução e modelo digital de elevação (MDE). O MDE indica estruturas de vegetação em ambiente com alta variabilidade espacial porque se correlaciona com fatores ambientais, tais como o microclima, umidade, solo e processos geomorfológicos. O classificador de árvore de decisão foi usado para extrair informações dos dados de MDE e sensoriamento remoto. Sete fisionomias foram identificadas: Agropecuária (1,29% da área do Parque), Campos de Altitude (24,27%), Floresta Ombrófila Densa Alto-Montana (37,47%), Floresta Ombrófila Densa Montana (21,54%), Floresta Ombrófila Densa Sub-Montana (5,22%), Floresta Secundária (4,13%) e áreas sem vegetação (6,08%). As três maiores fisionomias estão associadas a altitudes superiores a 1.000 metros e representaram 55,5% da área total. A construção da árvore de decisão combinando informações do MDE e sensoriamento remoto pode melhorar o resultado sobre a distribuição da floresta tropical.

**Palavras-chave:** sensoriamento remoto, processamento digital de imagem, árvore de decisão, vegetação.

<sup>1</sup> Universidade de Brasília, Departamento de Geografia, Laboratório de Sistemas de Informações Espaciais, Campus Universitário Darcy Ribeiro, Asa Norte, 70910-900 Brasília, DF, Brasil. Tel.: (61) 3307-2474; Fax: (61) 3272-1909 – E-mails: osmarjr@unb.br; robertogomes@unb.br; antoniofelipejr@gmail.com; sandronunes@unb.br; otaciliosantana@gmail.com

<sup>2</sup> Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rua Pacheco Leão, 915, Jardim Botânico, 22460-030 Rio de Janeiro, RJ, Brasil. E-mail: mnadruz@jbrj.gov.br

<sup>3</sup> EMBRAPA Cerrados, Rodovia Brasília-Fortaleza, km 18, Planaltina, DF, Brasil. E-mail: eder@cpac.embrapa.br

## INTRODUÇÃO

O Bioma da Mata Atlântica é a segunda maior floresta ombrófila do continente americano, perdendo apenas para Floresta Amazônica, com altos índices de biodiversidade. Estende-se das latitudes 4° a 32°S e cobre zonas climáticas e formações vegetais, de tropicais a subtropicais (Tabarelli et al., 2005a). Este bioma abriga mais de 8.000 espécies endêmicas de plantas vasculares, anfíbios, répteis, aves e mamíferos em 17 estados brasileiros. Este bioma é considerado um *hotspot* devido a sua alta diversidade biológica e ameaças de desmatamento (Myers et al., 2000; Tabarelli et al., 2005b). A alta variação topográfica (do nível do mar até 2.900 metros de altitude) gera distintas unidades de paisagem devido à mudança no solo e temperatura média do ar, que apresentam uma específica distribuição de fauna e flora (Mantovani, 2003; Tabarelli et al., 2005b).

A floresta já perdeu mais de 93% de sua área e, aproximadamente, 100.000 km<sup>2</sup> de vegetação remanescente (Myers et al., 2000; Tabarelli et al., 2005a). Antes cobrindo áreas enormes, as florestas remanescentes foram reduzidas a vários arquipélagos de fragmentos florestais muito pequenos e separados entre si (Gascon et al., 2000). As causas imediatas da perda de habitat naturais foram à exploração dos recursos florestais, como madeira, frutos, lenha e caça, e a mudança no uso da terra para pastos, agricultura e silvicultura (Dean, 1996). No Brasil, a maioria das espécies oficialmente ameaçadas de extinção habita a Mata Atlântica (Tabarelli et al., 2003). Atualmente, estão ameaçados mais de 530 plantas, aves, mamíferos, répteis e anfíbios da Mata Atlântica, algumas espécies nacional e globalmente endêmicas.

O Decreto Federal 750/93 delimita a Mata Atlântica brasileira e seus ecossistemas associados, e determina que qualquer exploração madeireira, corte ou perturbação requer permissão prévia por parte da agência governamental competente. No entanto, apesar da proteção legal persistem muitas ameaças destacando-se (Tabarelli et al., 2004): (1) as áreas protegidas cobrem menos de 2% de todo o bioma; (2) as áreas de proteção integral protegem apenas 24% dos remanescentes; (3) muitas são pequenas para garantir a persistência de espécies em longo prazo, cerca de 75% das áreas protegidas são menores que 100 km<sup>2</sup> (Silva & Tabarelli, 2000); e (4) entre as 104 espécies ameaçadas de vertebrados, 57 não constam em qualquer área protegida (Paglia et al., 2004). Além disso, Cullen Jr. et al. (2000) relataram que a caça, praticada ainda nos dias atuais, contribui para redução a fauna silvestre, mesmo dentro de áreas protegidas nas regiões que contém grande remanescente florestal.

A Mata Atlântica brasileira é a área com maior número de

áreas de proteção integral (API) da região sul-americana (parques, reservas, estações ecológicas e reservas privadas), sendo que aproximadamente 600 novas foram criadas nas últimas quatro décadas (Galindo-Leal & Câmara, 2003).

O objetivo deste trabalho foi o de mapear a vegetação do Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO), unidade de conservação inserida no Bioma da Mata Atlântica, utilizando dados de sensoriamento remoto e modelo digital de terreno (MDT), abalizados por visitas de campo e dados de herbário. O mapeamento das fitofisionomias é crucial para o desenvolvimento de cenários e modelos de vulnerabilidade neste ecossistema.

### **Integração de dados de sensoriamento remoto e modelo digital de terreno na caracterização de tipos vegetais**

Em áreas com relevo de alta variação altimétrica as condições ambientais e microclimáticas (irradiação, radiações incidentes, precipitação, temperatura do ar e do solo, declive, nutrientes, pressão do vento e distúrbios meteorológicos) ocasionam uma alta heterogeneidade espacial da vegetação e da paisagem (Ustin et al., 2004a). Distúrbios recentes provenientes de deslizamento de terra, comuns neste ambiente, também apresentam importante desempenho na distribuição da vegetação (Hoersch et al., 2002). Desta forma, o fator topográfico induz a formação de diferentes habitats ecológicos em uma distância relativamente próxima, proporcionando o desenvolvimento de um mosaico de fisionomias vegetais (Serrano et al., 2000; Hoersch et al., 2002; Ustin et al., 2004b). Vários autores corroboram na descrição da influência da topografia nas diversas florestas montanas: Florestas Tropicais (Sarmiento, 1986); Florestas Andinas (Sklenar & Laegaard, 2003); Florestas Alpinas (Zimmermann & Kienast, 1999) e em Florestas Sub-Tropicais da América do Sul (Ellenberg, 1979).

No Brasil, especificamente na Mata Atlântica, Rizzini (1979) foi um dos primeiros autores a classificar os tipos florestais pela topografia, evidenciando que com o aumento da altitude em uma toposequência diminuía o porte e distribuição de fanerófitos e epífitas. O presente autor adotou uma nomenclatura florestal pela altitude: Floresta Fluvial Alto-Montana, acima de 1.500 m, Floresta Fluvial Montana, de 500 a 1.500 m e Floresta Fluvial Sub-Montana, abaixo de 500 m. Eiten (1983) e Veloso et al. (1991) aprimoraram esta classificação e distinguiram outras fisionomias na Mata Atlântica, com a altitude, como por exemplo, os Campos de Altitude (Veloso, 1992) ou Campos Montanos (Eiten, 1983), campos que ocorrem acima de 1.000 m.

Com o propósito de caracterizar e identificar habitats ecológicos em áreas com variação topográfica, muitos trabalhos utilizam

técnicas de processamento digital de imagens de satélites integrados com Modelo Digital de Terreno (MDT) e de seus atributos (declividade, curvatura, área de contribuição).

A conjugação dessas técnicas tem sido aplicada nos estudos de distribuição de fisionomias vegetais em vários ambientes montanhosos. Nas regiões dos Alpes Suíços, os fatores mais significativos na distribuição das espécies entre a Floresta Montana e a Floresta Sub-Alpina são a altitude (nível do mar até 2.240 m), declive e radiações incidentes (Hoersch et al., 2002; Hörsch, 2003). A dinâmica e altura de dossel florestal em diferentes topografias nas Florestas Atlânticas, situadas na Virgínia, Estados Unidos, apresentam variações no porte arbóreo com o aumento da altitude (Popescu et al., 2002). Similarmemente, na cordilheira dos Andes, observa-se uma distinção dos indivíduos arbóreos com o fator topográfico, apresentando árvores de maior altura (40 m) em baixas altitudes, abaixo de 300 m, que em regiões mais elevadas (25 m) (Bader & Ruijten, 2008). Este comportamento é proveniente do acúmulo de nutrientes e aumento da profundidade do solo em regiões de baixa altitude e menor declive.

Outros exemplos, que utilizam a combinação do MDT e o sensoriamento remoto são descritos para outras regiões com diferença altimétrica: Florestas Montanas Temperadas do Parque Nacional Yellowstone (Wright & Gallant, 2007); Floresta Montanas da Austrália (Van Niel et al., 2004); região Andina do Equador (Bader et al., 2007); e Floresta Atlântica na Carolina do Norte, Estados Unidos (Wang et al., 2002).

Na Mata Atlântica Brasileira, a utilização do processamento digital de imagem permitiu a fragmentação de habitats, estimando a estrutura da Floresta Atlântica Montana e estabelecendo específicas equações alométricas das formações vegetais, através de índices de vegetação (NDVI e EVI) em distintas situações topográficas (Freitas et al., 2005).

### Área de estudo: Parque Nacional da Serra dos Órgãos

A área de estudo foi o Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO), situado nos municípios de Teresópolis, Petrópolis, Guapimirim e Magé na região serrana do Estado do Rio de Janeiro abrangendo uma área de aproximadamente 11.000 ha (Fig. 1).

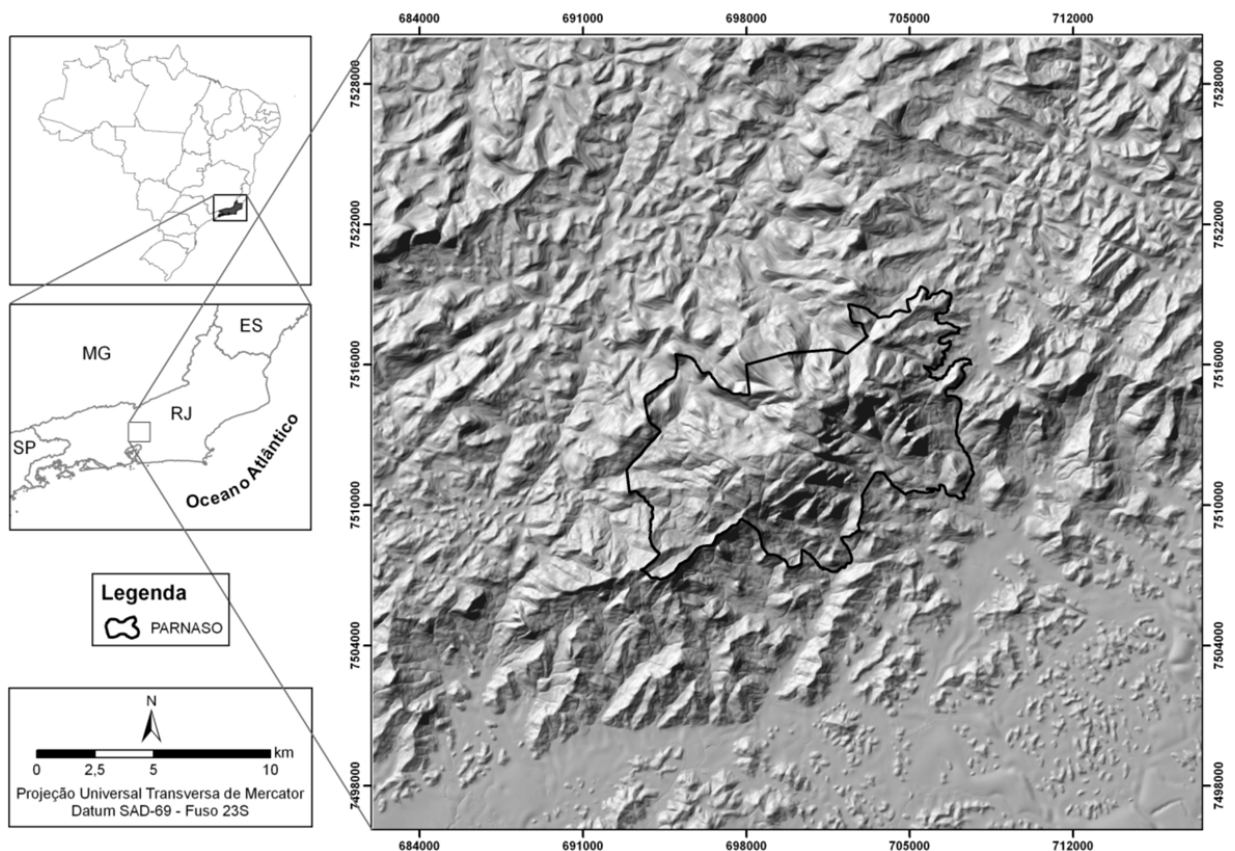


Figura 1 – Localização do Parque Nacional da Serra dos Órgãos.

Este Parque foi criado em 30 de novembro de 1939 pelo Decreto Federal nº 1.822 (PARNASO, 2007).

O clima é mesotérmico brando superúmido com temperatura média anual variando de 13° a 23°C, umidade relativa do ar de 80 a 90% e índice pluviométrico médio de 2.000 mm (INMET, 2008). Possui verão, sem um período seco, caracterizado pela abundância de precipitação nos meses entre outubro e março, nos quais concentram cerca de 70 a 80% das precipitações e inverno com temperaturas e pluviosidade menores, atingindo o mínimo entre os meses de junho e julho.

A dinâmica das massas de ar nesta região se caracteriza pelo domínio da Massa Tropical Atlântica que apresenta umidade e temperatura relativamente altas, enquanto que a entrada da Massa Polar Atlântica é responsável pela umidade e temperatura seca e fria. A Serra dos Órgãos funciona como uma barreira orográfica impedindo a entrada das massas de ar vindas do Atlântico, o que faz com que as vertentes voltadas para o oceano sejam mais úmidas que aquelas voltadas para o continente (PARNASO, 2007).

A área de estudo pertence ao Sistema da Serra do Mar, constituída essencialmente por gnaisses bandados do Complexo Paraíba do Sul e por granitos pós-tectônicos da Suíte Intrusiva da Serra dos Órgãos (Radambrasil, 1983). A geologia é representada por litologias pré-cambrianas e eopaleozóicas individualizadas nas seguintes unidades de mapeamento: (a) Sedimentos Aluvionares, (b) Complexo Rio Negro, que congrega migmatitos heterogêneos e biotita gnaisses graníticos; (c) Batólito Serra dos Órgãos, representado por biotita granitos e granodioritos gnáissicos; (d) Unidade Santo Eduardo, (e) leucogranitos gnáissicos, (f) granitos pós-colisionais (granitos Andorinha e Nova Friburgo), e (g) Corpos intrusivos de idade mesozóica-cenozóica (Ferrari & Riccomini, 1999).

A geomorfologia está contida no Domínio Morfoestrutural do Planalto Atlântico e no Domínio das Depressões Tectônicas Mesozóico-Cenozóicas. Esses domínios subdividem-se nas Regiões do Planalto e Escarpas da Serra dos Órgãos e na Região do Rift da Guanabara (Silva, 2003). A unidade morfoestrutural Planalto e Escarpas da Serra dos Órgãos se distribuem continuamente de Itaguaí, a sul do Estado, até o município de Campos dos Goytacazes, a norte. É um segmento de grande representatividade areal e de altitudes elevadas, chegando a atingir 2.263 m. Em alguns pontos o contato com a Depressão Interplanáltica da Baía de Guanabara é brusco e retilíneo. Possui controle estrutural do embasamento pré-cambriano, onde a dissecação atual da paisagem segue a orientação preferencial NNE-SSW representada pela disposição das unidades de Morros e Degraus reafeiçoados, tanto na borda interiorana quanto para a borda voltada para o li-

toral e pela unidade de terraços e planícies fluviais (Silva, 2003).

Os levantamentos pedológicos existentes para a área estudada apresentam escala reduzida e são aplicáveis apenas para estudos regionais (Embrapa, 1992). Nos estudos existentes são identificadas as seguintes classes de solos: Neossolos Litólicos, Cambissolos e Argissolos em unidades simples ou associações. Os Afloramentos Rochosos ocorrem nas porções de declividade mais elevada e instável devido aos freqüentes eventos de escorregamentos. Representam a exposição do material de origem para o início da formação dos solos (Embrapa, 1992).

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Processamento digital das imagens ASTER

O sensor *Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer* (ASTER) é resultado da cooperação entre a NASA – *Earth Observing System* (EOS), o *Japan's Ministry of Economy, Trade and Industry* (METI) e o *Earth Remote Sensing Data Analysis Center* (ERSDAC). Os dados desse sensor vêm sendo utilizados em análises de temperatura, emissividade, reflectância e elevação da superfície do terreno. Este sensor consiste de três subsistemas: (a) visível e infravermelho próximo (VNIR – 0,5 $\mu$ m-0,9 $\mu$ m), constituído por três bandas espectrais com resolução de 15 metros; (b) infravermelho de ondas curtas (SWIR – 1,6 $\mu$ m-2,5 $\mu$ m), com nove bandas espectrais de resolução espacial de 30 metros; e (c) infravermelho termal (TIR), com cinco bandas espectrais de resolução espacial de 90 metros (Abrams, 2000; Fujisada et al., 1998; Yamaguchi et al., 1998). No presente trabalho foi utilizado o produto ASTER07, onde as imagens já estão corrigidas do efeito atmosférico (Thome et al., 1998).

A metodologia aplicada para o processamento digital das imagens ASTER foi dividida em três etapas: (a) pré-processamento, (b) identificação dos membros finais, e (c) classificação (Carvalho Júnior et al., 2003, 2005).

No pré-processamento foi realizada a compatibilização das resoluções espaciais entre as imagens VNIR (15 metros) e as do SWIR (30 metros). A normalização foi obtida pela duplicação dos pixels das imagens do SWIR, sendo que estes adquirem uma dimensão de 15 metros, compatível às imagens do VNIR.

A metodologia para a identificação dos membros finais pode ser subdividida nos seguintes passos (Boardman & Kruse, 1994): (a) redução da dimensionalidade espectral pelo método *Minimum Noise Fraction* (MNF) (Green et al., 1988; Carvalho Júnior et al., 2002), (b) identificação automatizada dos pixels puros usando o método *Pixel Purity Index* (PPI) (Boardman & Kruse, 1994; Boardman et al., 1995), e (c) identificação manual dos

membros finais a partir do visualizador N-dimensional (Boardman & Kruse, 1994). Essa metodologia é amplamente utilizada em trabalhos com imagens hiperespectrais, no entanto se mostra eficiente para imagens multiespectrais, como as imagens ASTER (Carvalho Júnior et al., 2003).

A classificação espectral foi realizada a partir da aplicação do método *Spectral Correlation Mapper* (SCM) (Carvalho Júnior & Meneses, 2000) sobre a imagem, utilizando os membros finais anteriormente encontrados. O SCM é um classificador espectral que apresenta vantagens sobre o método *Spectral Angle Mapper* (SAM) (Kruse et al., 1993) devido à capacidade de detectar falsos positivos.

### Interpretação de fotografias aéreas

No presente trabalho foi utilizado um mosaico de fotografias digitais ortorretificadas em preto e branco de 1999 na escala 1:10.000. As fotografias por apresentarem uma melhor definição espacial permitiram um aprimoramento e refinamento na classificação realizada pela imagem ASTER. Desta forma, foi conjugada a alta resolução espectral da imagem ASTER com a alta resolução espacial da fotografia aérea. Em outros estudos de vegetação a integração de dados de sensores orbitais com fotografias apresenta uma alta complementação de informações (Franklin et al., 1994).

Na análise visual foram considerados os elementos de reconhecimento básico para fotointerpretação (Politano, 1994). Desta forma, foram identificados visualmente os elementos da fotografia, considerando a textura forma e padrão.

### Elaboração do MDT hidrologicamente corrigido

Para a confecção do MDT utilizou-se a base cartográfica na escala 1:50.000, em formato digital, contendo curvas de nível com equidistância de 20 metros, pontos cotados e hidrografia. Na correção das curvas de nível foram conferidos a conectividade, a falta de segmentos de linhas e os valores das cotas. Para as drenagens conferiu-se o lineamento da drenagem em relação às curvas de nível, a conectividade, o tamanho mínimo de segmento de linha e a direção de fluxo. Por fim, realizou-se a conferência dos valores presentes nos pontos cotados.

A interpolação pelo método TOPOGRID emprega o algoritmo desenvolvido por Hutchinson (1989) que objetiva criar um MDT para estudos hidrológicos. O algoritmo foi elaborado para produzir um acurado MDT que contenha as propriedades das drenagens e os dados de direção de fluxo. O procedimento conjuga tanto o esforço de manter as características hidrográficas, a

remoção de dados espúrios relativos a pontos de depressões ou de elevações e uma técnica de interpolação por diferenças finitas (Hutchinson, 1989). O MDT foi gerado com uma resolução espacial de 10 metros.

Além do procedimento de interpolação foram utilizadas as técnicas para a obtenção de um MDT hidrologicamente corrigido considerando os seguintes aspectos (Martz & Garbrecht, 1995; Turcotte et al., 2001): (a) eliminação das depressões artificiais (Jenson & Domingue, 1988), (b) introdução de informações sobre as localizações de rede de drenagem e lagos em regiões planas (Tarboton, 2005), e (c) limitações inerentes dos métodos para a obtenção da direção de fluxo (O'Callaghan & Mark, 1984; Tarboton, 1997).

### Integração dos dados utilizando árvore de decisão

A classificação por árvore de decisão foi gerada para dividir um conjunto de dados, até que cada subconjunto obtido deste particionamento contenha casos de uma única classe conforme proposto por Friedl & Brodley (1997). A árvore de decisão foi composta pelas seguintes unidades: (a) um nó raiz formado a partir de todos os dados, (b) um conjunto hierárquico de nós internos denominados partições responsáveis pela tomada de decisão, utilizando critérios, que define o próximo nó descendente ou filho, e (c) nós terminais chamados de folhas caracterizados por não possuírem nó descendente (Latorre et al., 2007). A árvore de decisão binária divide cada nó intermediário em dois nós descendentes: um nó, quando os dados satisfazem o teste lógico, e outro nó, quando não satisfazem (Latorre et al., 2007). No presente trabalho, esse método mostra-se adequado por permitir classificar dados de diferentes origens (imagens de sensoriamento remoto e de MDT) de forma individualizada e seqüencial.

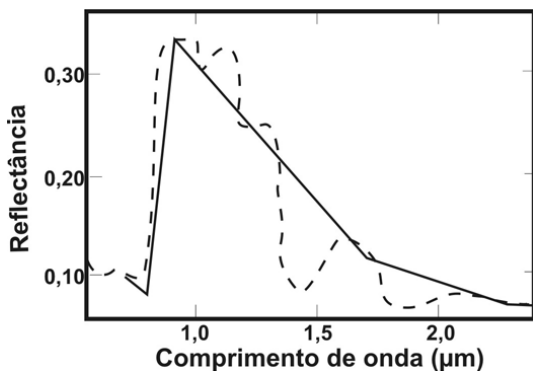
### Trabalho de campo e critérios para classificação da vegetação

Observações de campo e anotações foram efetuadas sobre as unidades de paisagem, principalmente o porte arbóreo, altitude e distinções entre ambientes florestais e campos. Os pontos de observações foram posicionados geograficamente pelo uso do GPS Garmim eTrex Summit, plotados sobre as imagens e conferidos para confecção do mapa final.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Resultados do processamento digital das imagens ASTER

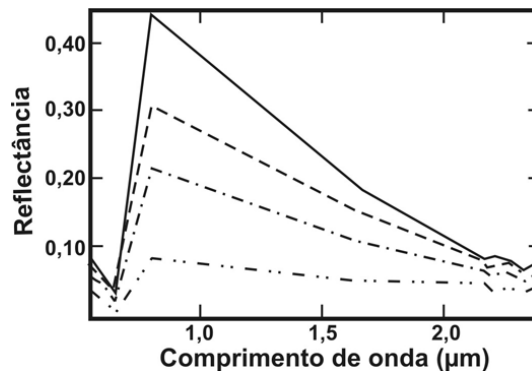
As imagens multiespectrais do sensor ASTER (VNIR e SWIR) possuem bandas espectrais largas e descontínuas comparando com espectros provenientes de radiômetros (Fig. 2), no entanto é possível caracterizar padrões espectrais para a vegetação (Carvalho Júnior et al., 2005). A variação espectral observada corresponde, principalmente, aos seguintes membros finais: Vegetação Fotossinteticamente Ativa (VFA), Vegetação Não-Fotossinteticamente Ativa (VNFA) e de afloramento de rocha.



**Figura 2** – Comparação do comportamento espectral da VFA do sensor ASTER (linha contínua) em relação a um espectro contínuo proveniente de um radiômetro (linha pontilhada).

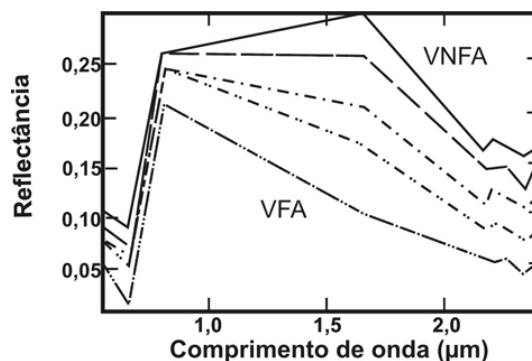
A formação florestal constituída por espécies arbóreas apresenta um dossel contínuo que se caracteriza por um comportamento espectral de VFA (Fig. 2). Este espectro é caracterizado pelo comportamento da VFA. Na região do visível (VIS; 0,4 a 0,7  $\mu\text{m}$ ) os pigmentos fotossintéticos (clorofilas e carotenóides), que absorvem a luz para a fotossíntese, caracterizam as propriedades espectrais da folha (Gates et al., 1965; Gausman, 1974), que correspondem às bandas 1 e 2 do ASTER. A banda 3 do ASTER localiza-se no infravermelho próximo (NIR) onde a reflectância da folha verde sadia aumenta significativamente devido ao espalhamento induzido pelas discontinuidades nos índices de refração no mesófilo esponjoso ( $n \sim 1.4$  para a parede celular hidratada,  $n \sim 1.3$  para a água e  $n = 1$  para o ar) (Wooley, 1971; Gausman, 1974). A transição abrupta entre a forte absorção nos comprimentos de ondas do visível (bandas 2 do ASTER) e o espalhamento no infravermelho próximo (banda 3 do ASTER) é conhecida como *red edge* (Horler et al., 1983; Curran et al., 1991; Filella & Peñuelas, 1994; Lichtenthaler, 1996). No infravermelho de ondas curtas (SWIR; 1,3 a 2,5  $\mu\text{m}$ ) o espectro da folha verde sadia é dominado pelas feições de absorção da água, ocorrendo em 1,40  $\mu\text{m}$ , 1,94  $\mu\text{m}$  e 2,7  $\mu\text{m}$  e as feições secundárias em

0,96  $\mu\text{m}$ , 1,12  $\mu\text{m}$ , 1,54  $\mu\text{m}$ , 1,67  $\mu\text{m}$ , e 2,20  $\mu\text{m}$  (Knipling, 1970; Wooley, 1971, 1973) que caracterizam as bandas 4-9 do ASTER. Um fator espectral importante na análise da imagem é a presença de áreas sombreadas procedentes das encostas íngremes. Nestes locais os espectros reduzem seus valores de reflectância à medida que aumenta o grau de sombreamento (Fig. 3).



**Figura 3** – Comportamento espectral da vegetação fotossinteticamente ativa considerando a variação de sombreamento.

A formação campestre, onde predominam espécies gramíneas, apresenta um comportamento sazonal onde, periodicamente, as partes aéreas ficam secas apresentando um comportamento espectral de VNFA (Fig. 4). Quando a folha entra em processo de senescência ou stress, apresentando redução no teor de clorofilas, a intensidade das bandas de absorção em 0,45  $\mu\text{m}$ -0,65  $\mu\text{m}$  reduz com um aumento simultâneo da reflectância. Essas modificações não são devidas apenas à redução das feições de absorção da água, mas também às alterações estruturais que ocorrem na folha quando esta perde umidade. Na formação campestre observam-se incidências de queimadas devido ao acúmulo de biomassa combustível e pela ação indevida do homem, como a prática de soltar balões.



**Figura 4** – Variação do comportamento espectral da vegetação fotossinteticamente ativa para vegetação não fotossinteticamente ativa.

Neste ambiente com alta declividade e com constante movimento de massa ocorrem muitos afloramentos rochosos (granitos

e gnaisses). Os espectros de afloramento rochoso caracterizam-se por valores de reflectância altos na banda 4 do sensor ASTER (Fig. 5). Normalmente, nos afloramentos possui diferentes porcentagens de cobertura vegetal o que caracteriza uma mistura espectral entre os espectros da rocha e da formação campestre. Além disso, a presença de sombra, gerada pelas encostas íngremes, torna-se importante na análise da imagem. Nestas regiões observa-se que quanto maior o grau de sombreamento, menores serão os valores de reflectância.

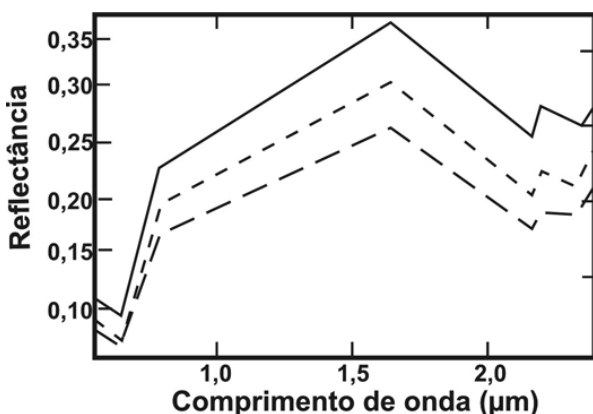


Figura 5 – Comportamento espectral de afloramentos rochosos.

O mapa classificado pelo método SCM apresenta a distribuição dos principais espectros presentes (Fig. 6). Desta forma, enquanto as plantas herbáceas nas formações campestres têm seus eventos fenológicos ligados à estação chuvosa com variação de VFA e VNFA; as plantas lenhosas das formações florestais parecem ser mais independentes da sazonalidade mantendo o comportamento de VFA.

### Resultados da interpretação das fotografias aéreas

A fotointerpretação permitiu aprimorar a classificação realizada pela imagem ASTER, refinando os limites e identificando novas classes. A resolução das fotografias aéreas permite identificar e separar classes, normalmente, difíceis de serem detectados por sensores orbitais com resolução espacial entre 20 e 30 metros. Um corriqueiro problema com as imagens orbitais é a capacidade de distinguir áreas campestres de pastagens.

No presente trabalho foi possível distinguir as seguintes classes que detalham a classificação da imagem ASTER: (a) dossel de árvores em ambientes florestais (formas irregulares, com presença de sombra e tonalidades escuras); regiões de afloramentos rochosos (textura lisa e com tonalidades mais claras); vegetação rasteira campestre (textura aveludada fina e tonalidades médias); e áreas antrópicas (formas regulares,

ausência de sombras, muitas vezes machetada; tonalidades claras a esbranquiçadas). Na detecção destes objetos foi realizada uma análise metódica e sistemática com a padronização das informações (Fig. 7).

### Resultados do processamento do MDT

O MDT evidencia a variação altimétrica da área em estudo, entre 200 a 2.263 metros (Fig. 8). A partir do MDT é possível delimitar classes dentro de intervalos altimétricos que correspondam a mudanças de vegetação.

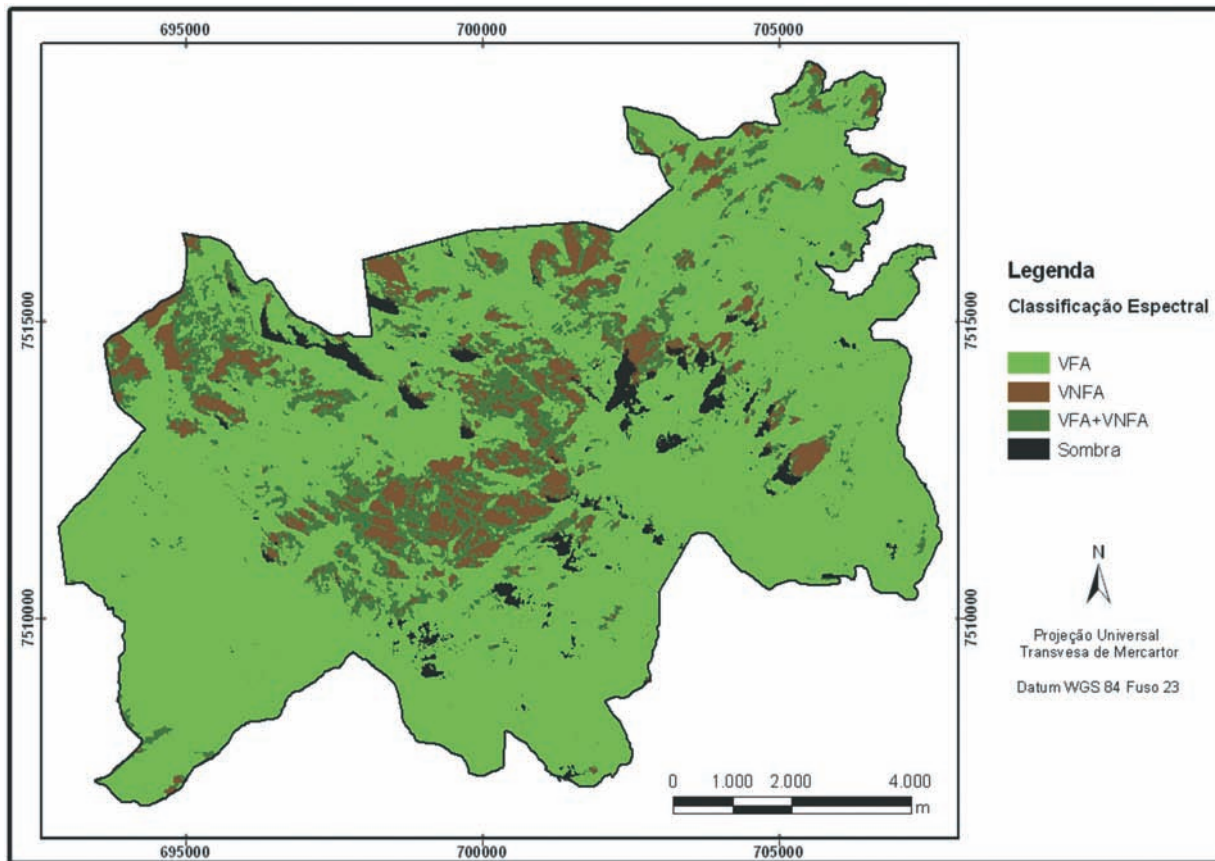
### Resultado da classificação por árvore de decisão

O arquivo de regra da árvore de decisão apresenta uma sucessão de divisões binárias considerando os critérios estabelecidos sobre as informações levantadas para a confecção do mapa de vegetação (Fig. 9). Na árvore de decisão foram consideradas as informações obtidas pela: (a) classificação espectral da imagem ASTER, detalhada e aprimorada pela fotointerpretação, e (b) Modelo Digital de Terreno.

As classes delimitadas foram: Agropecuária, Campos de Altitude, Floresta Ombrófila Densa Alto-Montana, Floresta Ombrófila Densa Montana, Floresta Ombrófila Densa Sub-Montana, Floresta Secundária e áreas sem vegetação (Figs. 10 e 11). As classes obtidas foram validadas com dados de campo e do Herbário, como também, dados provenientes da literatura (Warming, 1973; Eiten, 1983; Veloso et al., 1991; Veloso, 1992).

A primeira divisão na árvore de decisão adotou as imagens de sensoriamento remoto, para distinguir os ambientes florestais e os não florestais. No ambiente não florestal foi possível distinguir as áreas de afloramento rochoso, de agropecuária e campos pelo dado integrado da imagem ASTER com a fotografia aérea. Os campos nativos se caracterizam pela presença de uma vegetação rasteira (gramíneas) e pequenos arbustos distanciados uns dos outros, diferenciando das monoculturas e das pastagens, pela maior riqueza de espécies e pela pouca interferência humana, mantendo também características silvestres (Eiten, 1983). Os campos foram identificados pelas imagens, através do MDT e dados de campos, como: Campos de Altitude, que ocorreram acima de 1.000 m de altitude (Eiten, 1983).

No ambiente florestal, inicialmente, foi realizada uma divisão entre floresta primária e secundária. As Florestas Primárias são caracterizadas pela pouca ou quase nenhuma interferência humana, mantendo as características silvestres (Eiten, 1983). Já as Florestas Secundárias foram conceituadas como ambientes florestais que estariam regenerando após o uso do solo no passado,



**Figura 6** – Distribuição espacial da classificação espectral no Parque Nacional da Serra dos Órgãos.

para diversos fins: agricultura, pecuária, entre outros. (Warming, 1973; Eiten, 1983; Veloso et al., 1991; Veloso, 1992).

As Florestas Ombrófilas Densa são caracterizadas por fanerógamas, justamente pelas subformas de vida macro e meso-fanerófitos, além de lianas lenhosas e epífitas em abundância, que o diferenciam das outras classes de formações vegetais. Porém, sua característica ecológica principal reside nos ambientes ombrófilos, que marcam suas distribuições florísticas (Veloso et al., 1991; Veloso, 1992). Esta característica ombrotérmica desse tipo Florestal está vinculada aos fatores climáticos tropicais de elevadas temperaturas (médias diárias e mensais de 25°C) e de alta precipitação equidistribuída durante o ano (média mensal de 140 mm). Desta forma, a Floresta Ombrófila Densa pôde ser subdividida considerando as diferentes altitudes: Alto-Montana (acima de 1.500 m); Montana (1.500 a 500 m) e Sub-Montana (abaixo de 500 m) (Veloso et al., 1991; Bader & Ruijten, 2008). A Floresta Ombrófila Densa Alto-Montana ocupa a maior área do PARNASO (37,47%) seguida pelos Campos de Altitude (24,27%) e Floresta Ombrófila Densa Montana (21,54%) (Tab. 1).

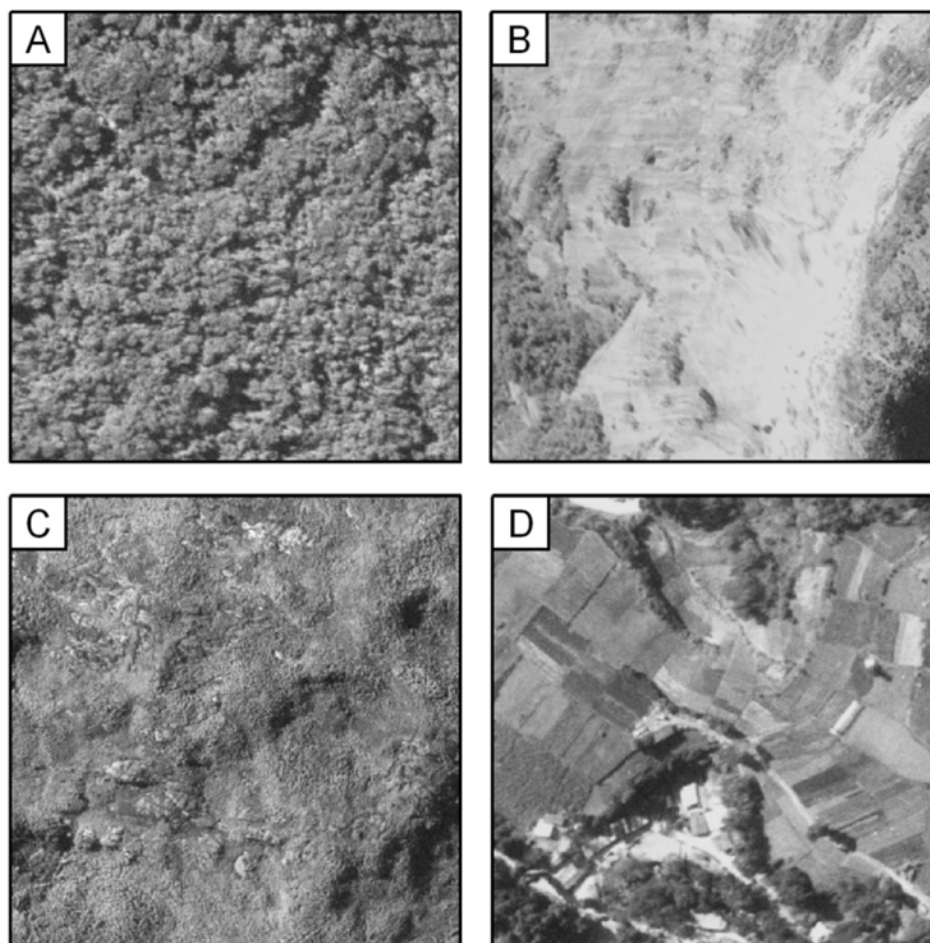
**Tabela 1** – Área e percentual de cobertura das unidades fisionômicas ocorrentes na área do Parque Nacional da Serra dos Órgãos.

Unidades fisionômicas	Área (ha)	Percentual de cobertura (%)
Agropecuária	138,47	1,29
Campos de Altitude	2.595,28	24,27
Floresta Ombrófila Densa Alto-Montana	4.006,25	37,47
Floresta Ombrófila Densa Montana	2.303,39	21,54
Floresta Ombrófila Densa Sub-Montana	557,17	5,22
Floresta Secundária	442,40	4,13
Sem Vegetação	650,09	6,08
Total	10.693,05	100

## CONCLUSÕES

O uso integrado de sensoriamento remoto com dados de modelo digital de terreno permite um melhor detalhamento da vegetação em ambiente com alta variação altimétrica, como é descrito por diversos trabalhos (Wright & Gallant, 2007; Pietroniro et al., 2001; Austin, 2007; Van Niel et al., 2004; Bader et al., 2007).





**Figura 7** – Padrões identificados nas fotografias aéreas dos diferentes alvos presentes na área de estudo: (a) floresta; (b) afloramento de rocha; (c) campos; e (d) áreas de uso antrópico.

No Parque Nacional da Serra dos Órgãos foram utilizados dados provenientes da imagem ASTER, fotografia aérea e MDT, balizados por informações de campo e herbário.

As imagens ASTER dificilmente substituem as fotografias aéreas, por causa da resolução espacial necessária para delimitar a vegetação, principalmente, em áreas com declive acentuado. A integração dos dois sensores permite explorar a melhor resolução espectral da imagem ASTER e a melhor resolução espacial da fotografia aérea.

O método de classificação por árvore de decisão mostra-se, extremamente, eficiente para classificar dados oriundos de diferentes fontes, como no presente caso, imagem de satélite e atributo de terreno. Sete fisionomias foram delimitadas: Agropecuária, Campos de Altitude, Floresta Ombrófila Densa Alto-Montana, Floresta Ombrófila Densa Montana, Floresta Ombrófila Densa Sub-Montana, Floresta Secundária e áreas sem vegetação.

No PARNASO as duas principais fitofisionomias de área elevada (acima de 1.000 m), Floresta Ombrófila Densa Alto-Montana e Campos de Altitude, correspondem a 78,07% do parque. Trabalhos futuros com dados multi-temporais poderão mostrar o estado de conservação e o avanço da expansão urbana para as proximidades do PARNASO.

#### AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem aos seguintes financiadores: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento da bolsa de pesquisa do professor Osmar Abílio de Carvalho Júnior; Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento da bolsa de mestrado do autor Sandro Nunes de Oliveira; Ministério do Meio Ambiente (MMA) que custeou o trabalho de campo; e ao Parque Nacional da Serra dos Órgãos que forneceu apoio logís-

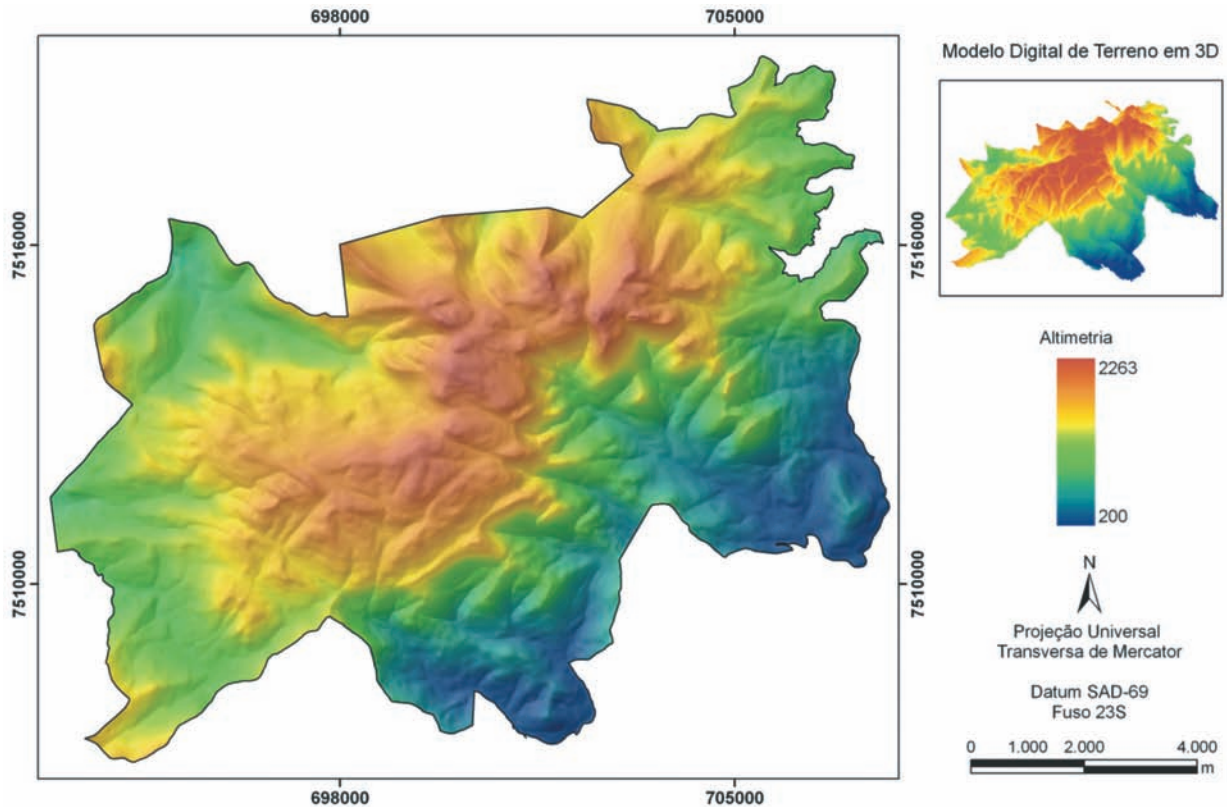


Figura 8 – Distribuição espacial da altimetria no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, gerado a partir do Modelo Digital de Terreno.

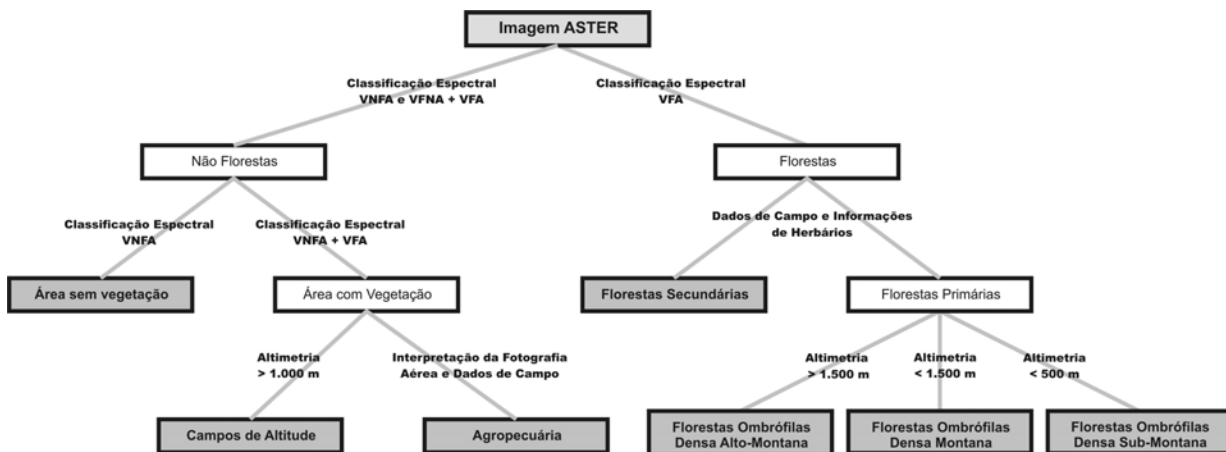


Figura 9 – Árvore de decisão utilizando dados de sensoriamento remoto e de MDT para elaboração do mapa de vegetação do Parque Nacional da Serra dos Órgãos.

tico. Especialmente, os autores agradecem a equipe do PRE-FOGO do PARNASO que apoiou o trabalho de campo ajudando no suporte logístico de locomoção na área de estudo e aos membros do Laboratório de Sistemas de Informações Espaciais (LSIE) da Universidade de Brasília pelas críticas e sugestões realizadas durante a elaboração do artigo.

## REFERÊNCIAS

ABRAMS M. 2000. The Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER): data products for the high spatial resolution imager on NASA's Terra platform. *International Journal of Remote Sensing*, 21(5): 847–859.

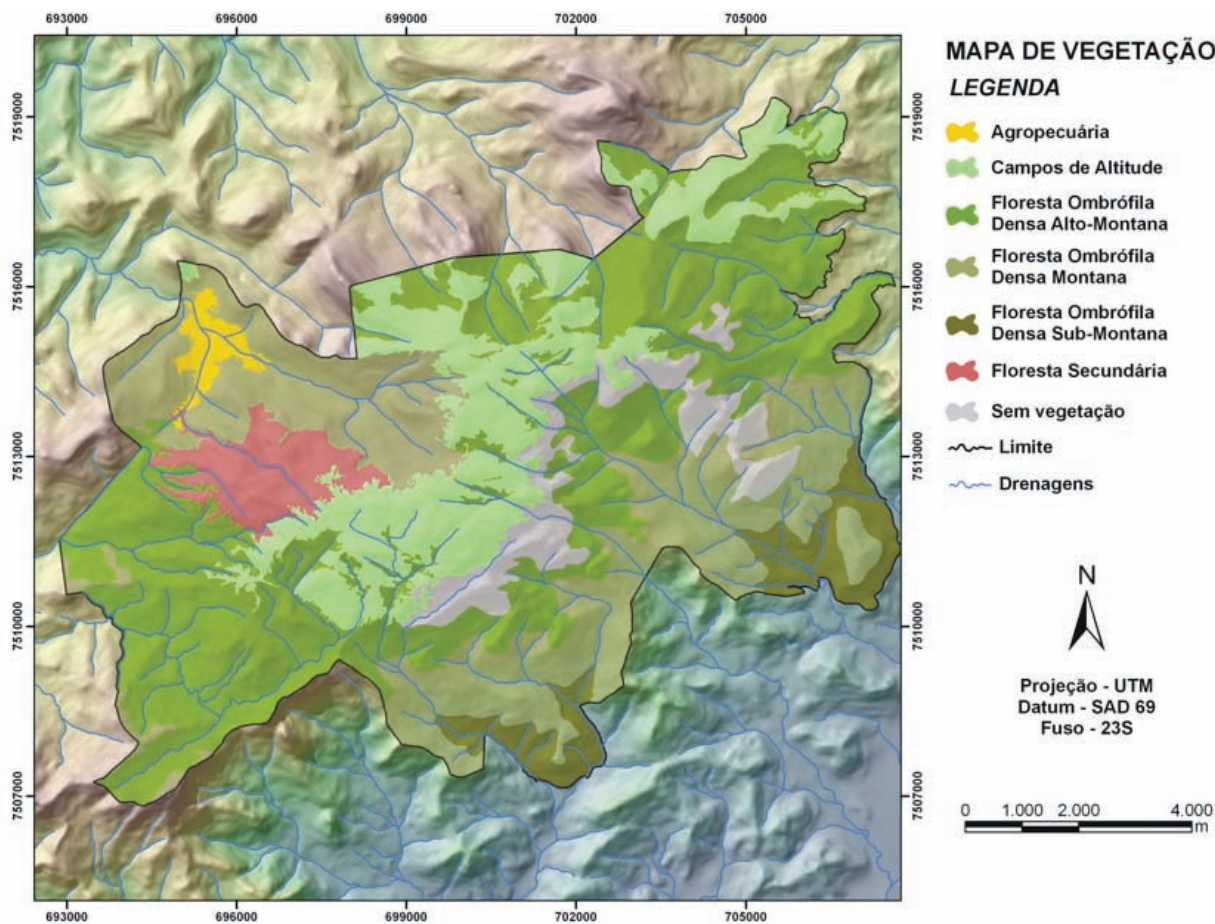


Figura 10 – Mapa de Vegetação do Parque Nacional da Serra dos Órgãos.

AUSTIN M. 2007. Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling*, 200: 1–19.

BADER MY & RUIJTEN JJA. 2008. A topography-based model of forest cover at the alpine tree line in the tropical Andes. *Journal of Biogeography*, 35: 711–723.

BADER MY, VAN GELOOF I & RIETKERK M. 2007. High solar radiation hinders tree regeneration above the alpine treeline in northern Ecuador. *Plant Ecology*, 191: 33–45.

BOARDMAN JW & KRUSE FA. 1994. Automated spectral analysis: a geological example using AVIRIS data, North Grapevine Mountains, Nevada. In: *Proceedings of the 10th Thematic Conference on Geological Remote Sensing*, Environmental Research Institute of Michigan, San Antonio, TX, p. 407–18.

BOARDMAN JW, KRUSE FA & GREEN RO. 1995. Mapping target signatures via partial unmixing of AVIRIS data: In: *Annual JPL Airborne Geosciences Workshop*, 5, Pasadena, CA, Summaries. JPL Publ. 95-1. v. 1. p. 23–26.

CARVALHO JÚNIOR OA & MENESES PR. 2000. Spectral Correlation Mapper (SCM): an improvement on the Spectral Angle Mapper (SAM). In: *Annual JPL Airborne Earth Science Workshop*, 9., Pasadena, CA. *Proceedings*, JPL Publ. 00-18, 65–74.

CARVALHO JÚNIOR OA, CARVALHO APF, MENESES PR & GUIMARÃES RF. 2002. Classificação e eliminação dos ruídos em imagens hiperespectrais pela análise sequencial da transformação por fração de ruído mínima. *Revista Brasileira de Geofísica*, 20(1): 31–41.

CARVALHO JÚNIOR OA, CARVALHO APF, GUIMARÃES RF & MENESES PR. 2003. Mistura espectral: (I) classificadores espectrais para identificação. *Espaço & Geografia*, 6(1): 151–176.

CARVALHO JÚNIOR OA, GUIMARÃES RF, MARTINS ES, CARVALHO APF & GOMES RAT. 2005. Aplicação do método de identificação espectral para imagens do sensor ASTER em ambiente de cerrado. *Revista Brasileira de Geofísica*, 23(2): 159–172.

CULLEN Jr L, BODMER RE & VALLADARES-PADUA C. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation*, 95: 49–56.

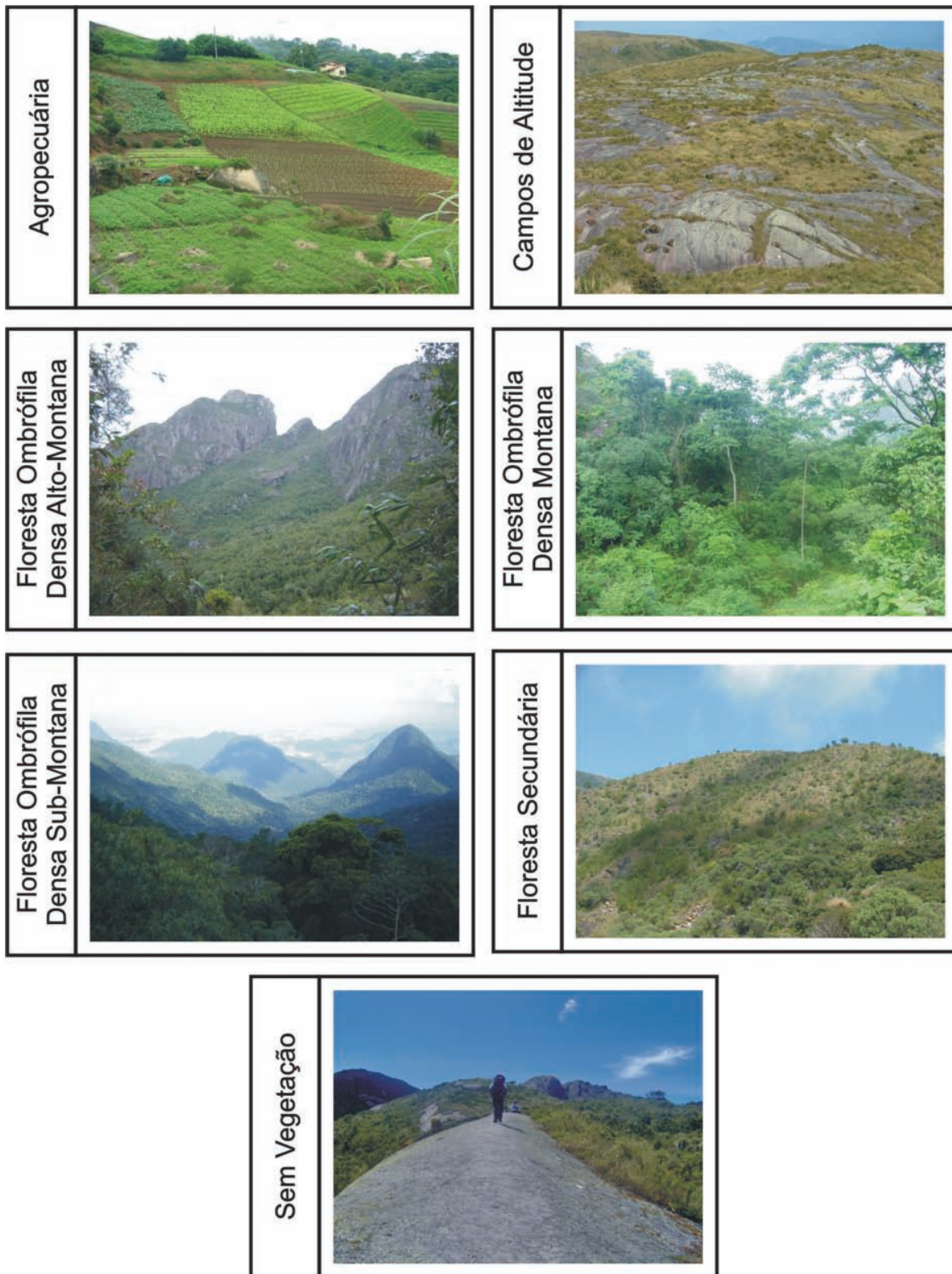


Figura 11 – Fotografias representativas de cada fitofisionomia delimitada.

- CURRAN PJ, DUNGAN JL, MACLER BA & PLUMMER SE. 1991. The effect of a red leaf pigment on the relationship between red edge and chlorophyll concentration. *Remote Sensing of Environment*, 35(1): 69–76.
- DEAN W. 1996. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. Companhia das Letras: São Paulo. 484 p.
- EITEN G. 1983. Classificação da vegetação do Brasil. Brasília: CNPq, 305 p.
- ELLENBERG H. 1979. Man's influence on tropical mountain ecosystems in South America. *Journal of Ecology*, 67: 401–416.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1992. Mapa de Solos do Estado do Rio de Janeiro. EMBRAPA-SNLCS, Rio de Janeiro. Disponível em: <[www.cnps.embrapa.br](http://www.cnps.embrapa.br)>. Acesso em: 20 jun. 2006.
- FILELLA I & PEÑUELAS J. 1994. The red edge position and shape as indicators of plant chlorophyll content, biomass and hydric status. *International Journal of Remote Sensing*, 15(7): 1459–1470.
- FERRARI AL & RICCOMINI C. 1999. Campo de esforços plio-pleistocênico na Ilha da Trindade (Oceano Atlântico Sul, Brasil) e sua relação com a tectônica regional. *Revista Brasileira de Geociências*, 29(2): 195–202.
- FRANKLIN SE, GILLESPIE RT, TITUS BD & PIKE DB. 1994. Aerial and satellite sensor detection of *Kalmia angustifolia* at forest regeneration sites in central Newfoundland. *International Journal of Remote Sensing*, 15: 2553–2557.
- FREITAS SR, MELLO MCS & CRUZ CBM. 2005. Relationships between Forest Structure and Vegetation Indices in Atlantic Rainforest. *Forest Ecology and Management*, 218: 353–362.
- FRIEDL MA & BRODLEY CE. 1997. Decision tree classification of land cover from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 6: 399–409.
- FUJISADA H, SAKUMA F, ONO A & KUDOH M. 1998. Design and pre-flight performance of ASTER instrument protoflight model. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 36(4): 1152–1160.
- GALINDO-LEAL C & CÂMARA IG. 2003. Atlantic Forest hotspots status: an overview. In: GALINDO-LEAL C & CÂMARA IG (Ed.). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Center for Applied Biodiversity Science at Conservation International. Island Press, Washington, D.C. p. 3–11.
- GASCON C, WILLIAMSON B & FONSECA GAB. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science*, 288: 1356–1358.
- GATES DM, KEEGAN HJ, SCHLETER JC & WEIDNER VR. 1965. Spectral properties of plants. *Applied Optics*, 4(1): 11–20.
- GAUSMAN HW. 1974. Leaf reflectance of near infrared. *Photogrammetric Engineering*, 40: 183–191.
- GREEN AA, BERMAN M, SWITZER P & CRAIG MD. 1988. A transformation for ordering multispectral data in terms of images quality with implications for noise removal. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 26(1): 65–74.
- HORLER DNH, DOCKRAY M & BARBER J. 1983. The red edge of plant leaf reflectance. *International Journal of Remote Sensing*, 4: 273–288.
- HÖRSCH B. 2003. Modelling the spatial distribution of montane and subalpine forests in the central Alps using digital elevation models. *Ecological Modelling*, 168: 267–282.
- HÖRSCH B, BRAUN G & SCHMIDT U. 2002. Relation between landform and vegetation in alpine regions of Wallis, Switzerland. A multiscale remote sensing and GIS approach. *Computers, Environment and Urban Systems*, 26: 113–139.
- HUTCHINSON MF. 1989. A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits. *Journal of Hydrology*, 106: 211–232.
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. 2008. Climatologia. Disponível em: <[www.inmet.gov.br](http://www.inmet.gov.br)>. Acesso em: 30 mar. 2008.
- JENSON SK & DOMINGUE JO. 1988. Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 54: 1593–1600.
- KNIPLING EB. 1970. Physical and physiological basis for the reflectance of visible and near-infrared radiation from vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 1: 155–159.
- KRUSE FA, LEFKOFF AB, BOARDMAN JW, HEIDBRECHT KB, SHAPIRO AT, BARLOON PJ & GOETZ AFH. 1993. The spectral image processing system (SIPS) – Interactive visualization and analysis of imaging spectrometer data. *Remote Sensing of Environment*, 84: 437–456.
- LATORRE ML, CARVALHO JÚNIOR OA, SANTOS JR & SHIMABUKURO YE. 2007. Integração de dados de sensoriamento remoto multi resoluções para a representação da cobertura da terra utilizando campos contínuos de vegetação e classificação por árvores de decisão. *Revista Brasileira de Geofísica*, 25(1): 63–74.
- LICHTENTHALER HK. 1996. Vegetation stress: an introduction to the stress concept in plants. *Journal of Plant Physiology*, 148: 4–14.
- MANTOVANI W. 2003. A degradação dos biomas brasileiros. In: RIBEIRO WC (Ed.). *Patrimônio ambiental brasileiro*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, p. 367–439.
- MARTZ LW & GARBRECHT J. 1995. Automated recognition of valley lines and drainage networks from grid digital elevation models: a review and a new method – comment. *Journal of Hydrology*, 167: 393–396.

- MYERS N, MITTERMEIER RA, MITTERMEIER CG, FONSECA GAB & KENT J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853–858.
- O'CALLAGHAN JF & MARK DM. 1984. The extraction of drainage networks from digital elevation data. *Computer vision, graphics, and image processing*, 28: 323–344.
- PAGLIA A, PAESE A, BEDÊ L, FONSECA M, PINTO LP & MACHADO R. 2004. Lacunas de conservação e áreas insubstituíveis para vertebrados ameaçados da Mata Atlântica. In: Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, 4., 2004, Curitiba. Anais. . . Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza & Rede Pró-Unidades de Conservação. p. 39–50.
- PARNASO. Parque Nacional da Serra dos Órgãos. 2007. Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 387 p.
- PIETRONIRO A, LECONTE R, PETERS DL & PROWSE TD. 2001. Application of a hydrodynamic model in a freshwater delta using remote sensing. *IAHS Publication*, 267: 519–525.
- POLITANO W. 1994. Manual do emprego de imagens aéreas na avaliação do terreno. Jaboticabal: FUNEP. 33 p.
- POPESCU SC, WYNNE RH & NELSON RF. 2002. Estimating plot-level tree heights with lidar: local filtering with a canopy-height based variable window size. *Computers and Electronics in Agriculture*, 37(1-3): 71–95.
- RADAMBRASIL. 1983. Ministério das Minas e Energia. Secretaria Geral – Folhas SF. 23/24 Rio de Janeiro/Vitória. *Geologia* 32: 56–66.
- RIZZINI CT. 1979. Tratado de fitogeografia do Brasil. São Paulo: Hucitec, 2 ed. 374 p.
- SARMIENTO G. 1986. Ecological features of climate in high tropical mountains. In: VUILLEUMIER F & MONASTERIO M. (Ed.). *High altitude tropical biogeography*. Oxford University Press, Oxford. pp. 11–45.
- SERRANO L, USTIN SL, ROBERTS DA, GAMON JA & PEÑUELAS J. 2000. Deriving Water Content of Chaparral Vegetation from AVIRIS Data. *Remote Sensing of Environment*, 74: 570–581.
- SILVA TM. 2003. A estruturação geomorfológica do Planalto Atlântico no Estado do Rio de Janeiro. In: SBGFA, Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada, 10., 2003. Rio de Janeiro. Anais. . . Rio de Janeiro: UERJ. 11 pp.
- SILVA JMC & TABARELLI M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature*, 404: 72–74.
- SKLENAR P & LAEGAARD S. 2003. Rain-shadow in the high Andes of Ecuador evidenced by Páramo vegetation. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 35: 8–17.
- TABARELLI M, PINTO LP, SILVA JMC & COSTA CMR. 2003. Endangered species and conservation planning. In: GALINDO-LEAL C & CÂMARA IG (Ed.). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Center for Applied Biodiversity Science at Conservation International. Island Press, Washington, D.C. p. 86–94.
- TABARELLI M, SILVA JMC & GASCON C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation*, 13: 1419–1425.
- TABARELLI M, PINTO LP, SILVA JMC, HIROTA M & BEDÊ L. 2005a. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology*, 19(3): 695–700.
- TABARELLI M, PINTO LP, SILVA JMC, HIROTA M & BEDÊ L. 2005b. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade*, 1(1): 132–138.
- TARBOTON DG. 1997. A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. *Water Resources Research*, 33 (2): 309–319.
- TARBOTON DG. 2005. Terrain Analysis Using Digital Elevation Models (TauDEM). Disponível em: <<http://hydrology.neng.usu.edu/taudem/>>. Acesso em: 5 fev. 2008.
- THOME K, ARAI K, HOOK S, KIEFFER H, LANG H, MATSUNAGA T, ONO A, PALLUCONI F, SAKUMA H, SLATER P, TAKASHIMA T, TONOOKA H, TSUCHIDA S, WELCH RM & ZALEWSKI E. 1998. ASTER preflight and inflight calibration and the validation of Level 2 products. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 36(4): 1161–1172.
- TURCOTTE R, FORTIN JP, ROUSSEAU AN, MASSICOTTE S & VILLENEUVE JP. 2001. Determination of the drainage structure of a watershed using a digital elevation model and a digital river and lake network. *Journal of Hydrology*, 240: 225–242.
- USTIN SL, ROBERTS DA, GAMON JA, ASNER GP & GREEN RO. 2004a. Using Imaging Spectroscopy to Study Ecosystem Processes and Properties. *BioScience*, 54(6): 523–534.
- USTIN SL, JACQUEMOUD S, ZARCO-TEJADA PJ & ASNER GP. 2004b. Remote Sensing of Environmental Processes, State of the Science and New Directions. In: USTIN SL (Ed.). *Manual of Remote Sensing*. Vol. 4. Remote Sensing for Natural Resource Management and Environmental Monitoring. ASPRS. John Wiley and Sons, New York, p. 679–730. +cd.
- VAN NIEL KP, LAFFAN SW & LEES BG. 2004. Effect of error in the DEM on environmental variables for predictive vegetation modeling. *Journal of Vegetation Science*, 15: 747–756.
- VELOSO HP. 1992. Sistema fitogeográfico. In: IBGE. *Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Manuais Técnicos em Geociências, n. 1, 38 p.
- VELOSO HP, RANGEL-FILHO ALR & LIMA JCA. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 123 p.

- WANG Y, COLBY JD & MULCAHY KA. 2002. An efficient method for mapping flood extent in a coastal floodplain using Landsat TM and DEM data. *International Journal of Remote Sensing*, 23(18): 3681–3696.
- WARMING E. 1973. Lagoa Santa. Belo Horizonte: Ed. Itatiaia. 284 p.
- WOOLEY JT. 1971. Reflectance and transmittance of light by leaves. *Plant Physiology*, 47: 656–662.
- WOOLEY JT. 1973. Change of leaf dimensions and air volume with change in water content. *Plant Physiology*, 41: 815–816.
- WRIGHT C & GALLANT A. 2007. Improved wetland remote sensing in Yellowstone National Park using classification trees to combine TM imagery and ancillary environmental data. *Remote Sensing of Environment*, 107: 582–605.
- YAMAGUCHI Y, KAHLE AB, TSU H, KAWAKAMI T & PNIEL M. 1998. Overview of Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER). *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 36(4): 1062–1071.
- ZIMMERMANN NE & KIENAST F. 1999. Predictive mapping alpine grasslands in Switzerland: species versus community approach. *Journal of Vegetation Science*, 10: 469–482.

## NOTAS SOBRE OS AUTORES

**Osmar Abílio de Carvalho Júnior.** Recebeu o título de geólogo pela Universidade de Brasília em 1990, e de mestre e doutor em prospecção mineral pela Universidade de Brasília em 1995 e 2000, respectivamente. Trabalhou como Pesquisador do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) entre 2002 e 2004. Atualmente, é professor da Universidade de Brasília, e bolsista de produtividade e pesquisa do CNPq onde realiza pesquisas sobre o processamento digital de imagens multiespectrais e hiperspectrais.

**Marcus Alberto Nadruz Coelho.** Possui graduação em Licenciatura em Ciências com Habilitação em Biologia pela Universidade Gama Filho (1983), mestrado em Ciências Biológicas (Botânica) pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (1995) e doutorado em Botânica pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (2004). Atualmente é Pesquisador Titular III do Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Tem experiência na área de Botânica, com ênfase em Taxonomia Vegetal.

**Éder de Souza Martins.** Obteve a Graduação em Geologia pela Universidade de Brasília, UnB, em 1987. Realizou o mestrado em 1991 e doutorado 1999 ambos em Geologia pela Universidade de Brasília. Atualmente trabalha na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados, CPAC onde coordena o laboratório de pedologia. Realiza pesquisa em metodologias para o mapeamento e generalização cartográfica de informações pedológicas.

**Roberto Arnaldo Trancoso Gomes.** Recebeu o título de geógrafo pela Universidade Federal do Rio de Janeiro em 1999, o grau de mestre e doutor em Geografia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro em 2002 e 2005. Realiza pesquisa em modelagem matemática e sistema de informação geográfica.

**Antonio Felipe Couto Junior.** Recebeu o título de Engenheiro Florestal pela Universidade de Brasília em 2003 e de mestre em Ciências Florestais pela Universidade de Brasília em 2007. Atua como pesquisador no Departamento de Geografia no Laboratório de Sistemas de Informações Espaciais (LSIE/UnB).

**Sandro Nunes de Oliveira.** Obteve a graduação em Geografia pela Universidade Estadual de Goiás, UEG. Realizou o mestrado em Geografia pela Universidade de Brasília em 2008. Atualmente trabalha no Laboratório de Sistemas de Informações Espaciais (LSIE/UnB), onde realiza trabalhos na área de Geoprocessamento.

**Otacílio Antunes Santana.** Possui graduação em Biologia pela Universidade Católica de Goiás (2000), mestrado em Ciências Florestais pela Universidade de Brasília (2003) e doutorado em Ciências Florestais pela Universidade de Brasília (2007). Fez estágio de doutorado na Georg-August Universität Göttingen (2006). Tem experiência na área de Ecologia, Modelagem, Botânica, Avaliação de Impacto Ambiental e Educação à distância. Atualmente é Bolsista de Pós-Doutorado Júnior do CNPq, na Universidade de Brasília.