

Análise da vegetação ripícola em floresta tropical através de transformações espectrais

Giselle Vanessa Trevisan
Ramon Morais de Freitas

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE
Caixa Postal 515 - 12245-970 - São José dos Campos - SP, Brasil
{giselle, ramon}@ltid.inpe.br

Abstract. Riparian forest is the interface zone between terrestrial and aquatic ecosystems. The Riparian forest extension is not easily delineated in satellite images due to its natural shape, communities and diverse environment. In this context, this paper reports the preliminary results of an extension riparian forest analysis at Xingu forest based on spectral transform of Landsat TM data. The satellite data acquired during dry season were radiometric calibrated and corrected for the atmospheric effects. The Leaf Area Index (LAI) and Linear Spectral Mixture Model were performed as spectral transformations. The data were analyzed using autocorrelation function, Kruskal Wallis test and cluster analysis. LAI and vegetation fraction showed high correlation ($r^2=0.97$). The autocorrelation results showed the extension of riparian forest around 150 meters in the study area. There was a significant difference in riparian vegetation spectral response for different drainage orders.

Palavras-chave: riparian forest, Linear Spectral Mixture Model, Leaf Área Index, vegetação ripícola, Modelo Linear de Mistura Espectral, Índice de Área Foliar.

1. Introdução

A vegetação ripícola forma um sistema diverso que, não obstante a sua proteção legislativa (Código Florestal, Lei nº 4771/65) em reconhecimento ao seu papel como protetora dos recursos hídricos, vem sendo degradada principalmente por meio da expansão agropecuária (Brainwood et al., 2004). A estrutura e dinâmica deste sistema vegetacional resultam principalmente da relação entre a hidrologia, gradiente de umidade do solo a partir da margem do rio, e das condições edáficas e topográficas da zona ripícola (Kaufman e Krueger, 1984; Naiman e Décamps, 1997). O mosaico ambiental característico deste biótipo implica em uma variação correspondente em sua estrutura e funcionalidade que o torna distinto da floresta adjacente (Rodrigues e Shepherd, 2001; Barddal et al., 2003).

Estudos em sensoriamento remoto têm demonstrado que as particularidades biofísicas da vegetação ripícola, tais como o alto teor de umidade e evapotranspiração, a estrutura homogênea do dossel, a menor densidade de indivíduos, torna-a espectralmente distinguível da vegetação de interflúvio (Mayaux, 2000; Ringrose, 2003; Tenkabail, 2003; Affonso, 2004). Uma variedade de métodos de reconhecimento de padrões espectrais pode ser utilizada para recuperar os parâmetros biofísicos da vegetação. Um desses métodos são os algoritmos de mistura espectral que incrementam a discriminação estrutural da vegetação ao decompor os *pixels* em função da mistura de elementos básicos como a vegetação, o solo e a sombra (Shimabukuro e Smith, 1991). Outra forma de inferir sobre as informações biofísicas do dossel é a transformação espectral em índices de vegetação, que por sua vez podem ser utilizados como variável de entrada para derivar certas propriedades físicas do dossel como o índice de área foliar (LAI) (Hall et al., 1995).

A determinação da zona ripícola é fundamental no que concerne à validade das normas ambientais pertinentes à proteção dos recursos hídricos e aos custos sócio-ambientais relacionados. Embora diversos trabalhos ocupam-se no reconhecimento da vegetação ripícola, não há na literatura científica um consenso sobre a extensão da mata ciliar e conseqüente dimensão da zona de influência ripícola, assim como de sua variação em relação à dimensão transversal do curso de água (Sparovek et al., 2002; Dosskey et al., 2005). Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo analisar o uso de transformações espectrais (modelo linear

de mistura espectral e índice de área foliar) na discriminação e cálculo da extensão da vegetação ripícola em diferentes ordens de drenagem.

2. Área de Estudo

A área de estudo localiza-se à nordeste do Mato Grosso, na porção leste do Planalto dos Parecis, e compreende a microbacia do Córrego Santo Antônio, um sub-afluente do Rio Xingu pertencente à Foz do Rio Suiá-Missu (**Figura 1**). O clima segundo a classificação de Köppen é do tipo Am, com chuvas de setembro a maio, uma estação seca de pequena duração e precipitação pluviométrica anual de 1.600 a 2.100 mm. O solo da região é do tipo latossolo vermelho-amarelo distrófico associado ao latossolo vermelho-escuro distrófico e a areias quartzosas sob relevo plano e suave ondulado (RADAMBRASIL, 1981).

A rede de drenagem é caracterizada por apresentar seus leitos instalados em vales de fundo plano, dentro dos quais se apresentam encaixados, com canal retificado, enquanto em suas margens se observam inúmeras lagoas. A cobertura vegetal nos vales periodicamente inundados é constituída pela Formação Pioneira Aluvial Arbustiva que se difere da fisionomia vegetacional predominante na paisagem classificada como Área de Tensão Ecológica, contato Floresta Ombrófila/Floresta Estacional (RADAMBRASIL, 1981).

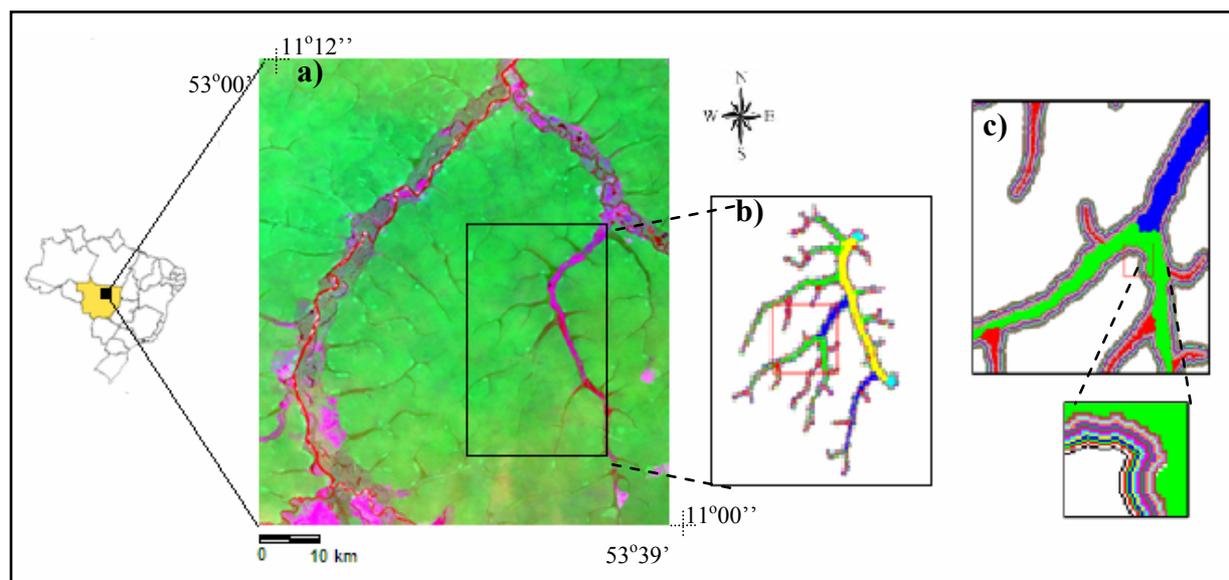


Figura 1. a) Composição colorida da área de estudo - R5G4B3. b) Canais de drenagem do Córrego Santo Antonio editados conforme a ordem: primeira ordem (vermelho), segunda (verde), terceira (azul) e quarta (amarelo), e c) detalhe dos buffers produzidos para a análise.

3. Material e Métodos

Foi utilizada a imagem Landsat-5 TM de 23/10/2002 (órbita/ponto 225/68) para realizar o recorte da área de estudo. As sete bandas espectrais foram georreferenciadas a partir de uma imagem TM Landsat-5 ortorretificada de 27/04/2001 (<http://glcf.umiacs.umd.edu/data/>) através de polinômio de primeiro grau (erro médio < 0,6 pixels). A informação digital foi inicialmente convertida em reflectância aparente no software ENVI 4.2 para posterior correção atmosférica por meio do algoritmo ATREM implementado no software PCI Geomatica V9.1.

Após a transformação das imagens em reflectância de superfície foram calculados o Índice de Área Foliar (LAI) através da equação proposta por Richter (2006):

$$LAI = \frac{-1}{a_2} \ln \left(\frac{a_0 - NDVI}{a_1} \right)$$

Onde, NDVI é o índice *Normalized Difference Vegetation Index* (Tucker, 1979) e a_0 , a_1 e a_2 são constantes 0,75; 0,65 e 0,6 respectivamente.

O Modelo Linear de Mistura Espectral (Shimabukuro e Smith, 1991) foi aplicado sobre as bandas reflectância de superfície 2-5 e 7 (a banda 1 não foi utilizada por apresentar ruído) e geradas as imagens proporções sombra, vegetação e solo:

$$\begin{aligned} r_1 &= a_{11} x_1 + a_{12} x_2 + \dots + a_{1n} x_n + e_1 \\ r_2 &= a_{21} x_1 + a_{22} x_2 + \dots + a_{2n} x_n + e_2 \\ &\dots \\ r_i &= a_{m1} x_1 + a_{m2} x_2 + \dots + a_{2n} x_n + e_m \end{aligned}$$

Onde, r_i : reflectância espectral na $i^{\text{ésima}}$ banda espectral de um pixel; a_{ij} : reflectância espectral conhecida do $j^{\text{ésimo}}$ componente na $i^{\text{ésima}}$ banda espectral; x_j : valor a ser estimado de proporção do $j^{\text{ésimo}}$ componente dentro do pixel; e_i : erro de estimação para a $i^{\text{ésima}}$ banda espectral.

Os componentes puros foram inicialmente agrupados através da análise do diagrama de espalhamento 3-D (bandas 3, 4 e 5) e selecionados a partir do exame minucioso de suas respectivas respostas espectrais em todas as bandas utilizadas no estudo.

Os canais de drenagem foram editados sobre a banda 5 e separados em categorias conforme a ordem. Foi considerado como padrão para a primeira ordem o menor canal distinguível visualmente nas imagens. Uma máscara sobre as formações pioneiras aluviais foi produzida com intuito de reduzir o erro na distinção da mata ciliar. Foram gerados 15 *buffers* equidistantes em 30 m, totalizando a extensão máxima de 450 m da rede de drenagem (**Figura 1**). Para cada categoria de *buffer* e cada ordem/rio foram calculadas as estatísticas básicas: média e desvio padrão. Com intuito de verificar a qual distância do canal o padrão biofísico da vegetação se alterou foi realizada a análise de autocorrelação no domínio do espaço entre os *buffers* para cada ordem de drenagem, delimitando desta forma a zona ripária. Para averiguar se a vegetação ripícola se difere em relação às ordens dos rios, foi aplicada a estatística Kruskal-Wallis (box-plot) para a distância anteriormente encontrada. Com o objetivo de investigar a similaridade entre a resposta espectral da vegetação em função da distância, foi realizada a análise de agrupamentos hierárquicos por meio da estimação da matriz de distância euclidiana e aplicado o método de ligação completa (*farthest neighbor*), definindo como grupos os *buffers* contíguos. Neste método, a distância máxima entre pares de amostras é utilizada no processo de agrupamento (Sharma, 1996). Todo o processamento estatístico foi realizado no ambiente computacional MATLAB 6.5.

4. Resultados e Discussão

A representação quantitativa da análise de autocorrelação no domínio do espacial se diferiu pouco entre as transformações espectrais analisadas (**Figura 2**). O limiar definido pelo vetor de distância variou entre 50 a 200 m. O que comprova uma dependência espacial nesta região. As curvas características apresentam uma autocorrelação típica de sistemas que possuem memória, ou seja, um *buffer* é influenciado por seus vizinhos num raio de 200 m. Ressalta-se que o método proposto é uma alternativa a análise de semivariogramas e deve ser interpretado no domínio do espaço.

O lag estimado para o parâmetro LAI e para a fração vegetação apresentou valores análogos. O comportamento similar entre essas duas variáveis era esperado uma vez que o Índice de Área Foliar é uma medida do conteúdo de folhas presentes no dossel, o que corresponde ao componente vegetação dado no modelo de mistura (Carlson e Ripley, 1997). O maior lag de separação foi encontrado na fração solo, o que indica que este componente é mais homogêneo e contínuo na interface entre o biótipo floresta ripícola e adjacente; ao passo que a componente sombra apresentou maior correlação espacial restrita à área mais próxima

ao leito do rio. Estes dados sugerem que o dossel ciliar é mais descontínuo e apresenta menor cobertura e maior variação espacial da cobertura do que nas áreas de platô não alagáveis (Barddal *et al.*, 2003).

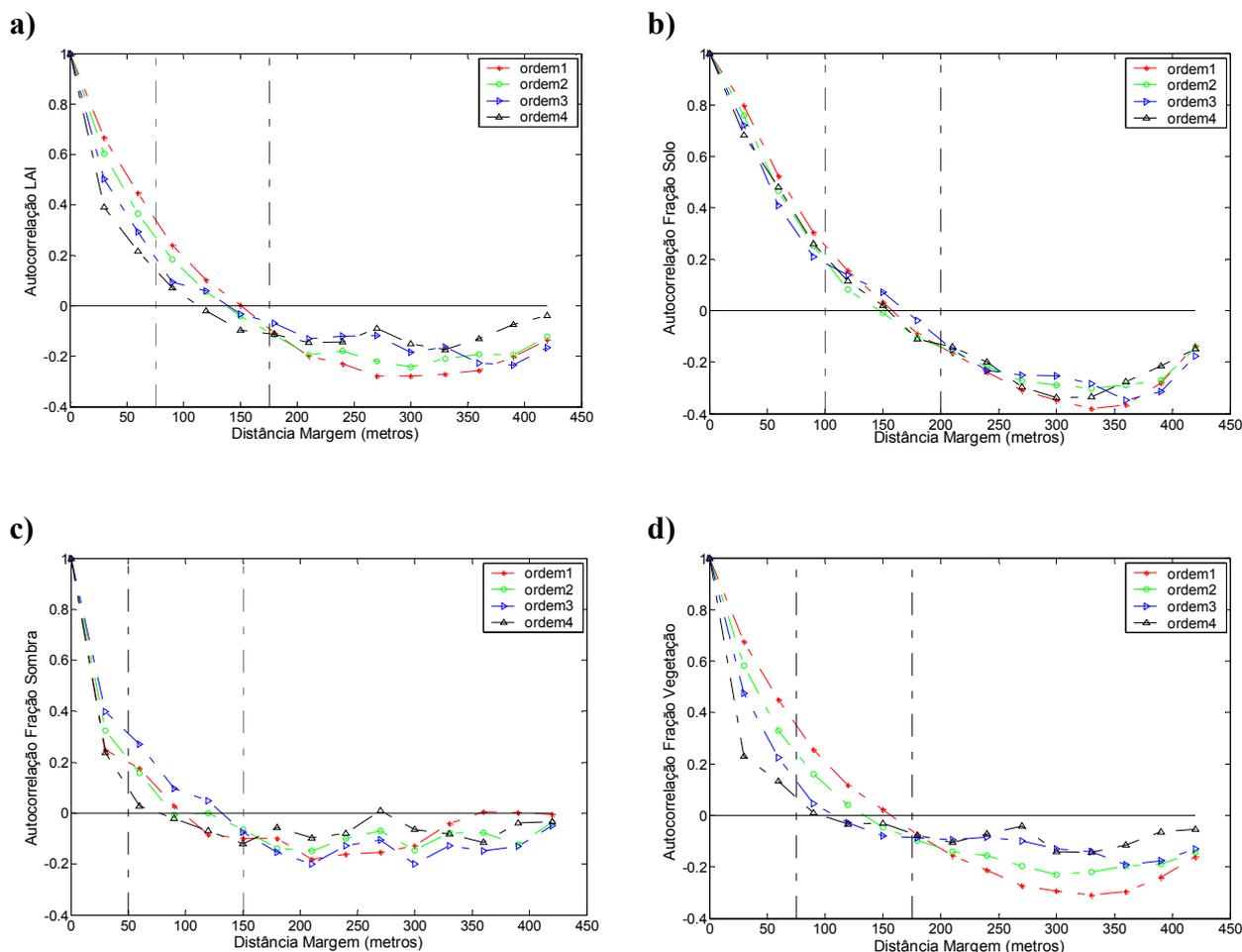


Figura 2. Autocorrelação espacial entre as ordens de drenagem sobre o parâmetro LAI (a) e as componentes dadas pelo modelo de mistura: solo (b), sombra (c) e vegetação (d).

Dado os valores de lag, definimos a distância de 150 m como representativa da zona ripícola. Ao analisarmos conjuntamente todas as ordens de drenagem sob o aspecto de verificar a existência de diferenças na vegetação ripícola em função do tamanho do rio, a terceira ordem apresentou valores mais discrepantes em relação às demais ordens (**Figura 3 e 4**). O comportamento desta com baixo valor de LAI e VEGET ($r^2 = 0,97$), e alto valor de sombra podem estar associados à presença de palmeiras, uma feição dominante em alguns vales da área de estudo (RADAMBRASIL, 1981). Fisionomias florestais com predominância de palmeiras geralmente apresentam altos valores de sombra provavelmente em função da arquitetura do dossel e distribuição angular de suas folhas dada pela posição vertical das mesmas (Affonso, 2004).

A vegetação associada aos rios de terceira e quarta ordens apresentam comportamento similar nos componentes solo (alto) e vegetação (baixo). Estas ordens de drenagem apresentam grande descarga de sedimentos como é possível verificar a imagem fração solo (**Figura 4-b**). Ao fim do período de inundação é possível que grande parte deste sedimento fique depositada nas áreas anteriormente alagadas, correspondendo à alta resposta neste componente. A baixa fração vegetação está associada à menor densidade do dossel,

característica de florestas ciliares submetidas a longos períodos de inundação associada, geralmente, a rios de maior dimensão transversal (Rodrigues e Shepherd, 2001).

A análise do valor-p do teste de Kruskal Wallis demonstrou que a floresta ciliar se difere entre as ordens para a maioria das transformações espectrais analisadas. Exceção foi dada a fração vegetação entre as ordens 1 e 2, e ao LAI entre 1 e 4 (Tabela 1).

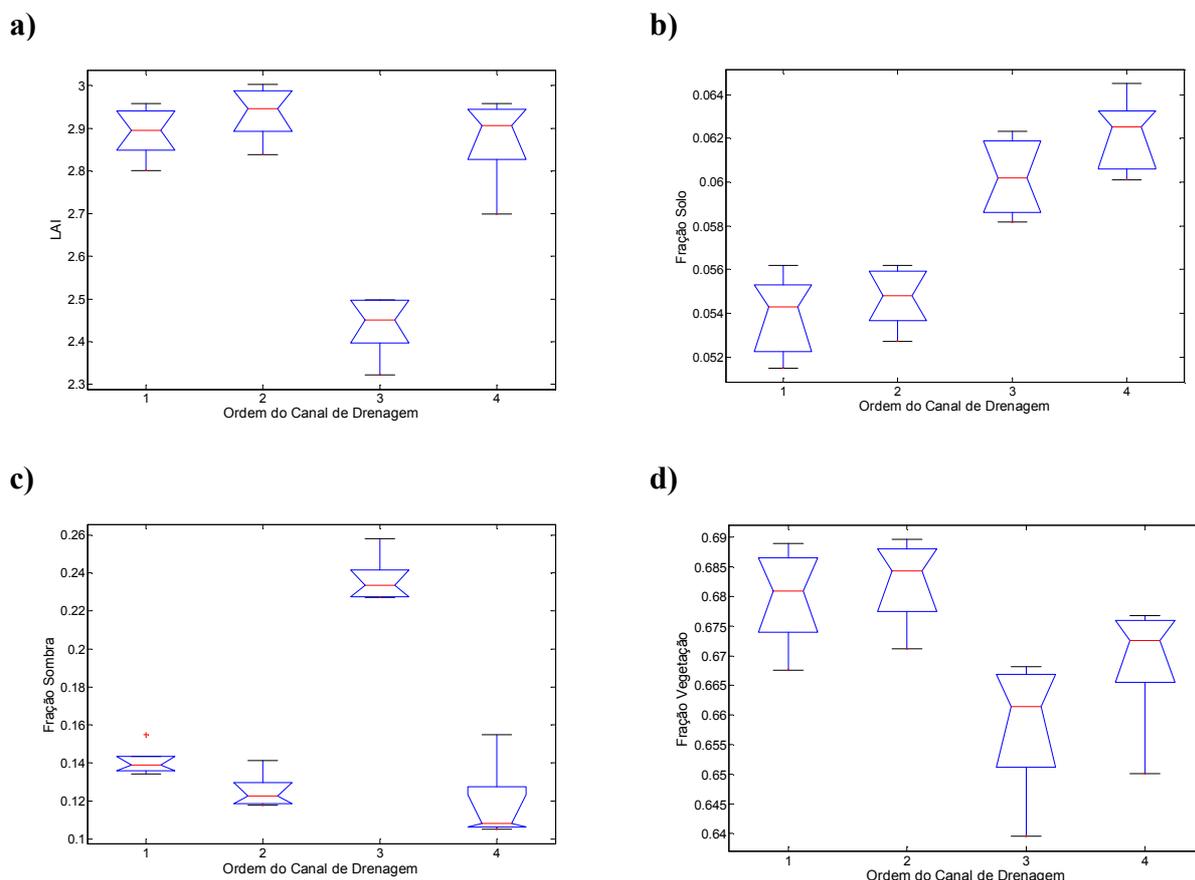


Figura 3. Box-plots gerados a partir da estatística de Kruskal-Wallis, para as amostras que distam em 150 m da margem do rio entre as diferentes ordens de drenagem.

Tabela 1. Kruskal Wallis entre as ordens de drenagem para a distância de 150 m (k=2; n=5).

Ordem /	1 X 2	1 X 3	1 X 4	2 X 3	2 X 4	3 X 4
LAI	0.25059	0.0090234	0.75402 a	0.0090234	0.25059	0.0090234
Solo	0.4647	0.0090234	0.0090234	0.0090234	0.0090234	0.11719
Sombra	0.0758	0.0090234	0.0758	0.0090234	0.17453	0.0090234
Vegetação	0.60151 a	0.016294	0.11719	0.0090234	0.047202	0.0758

a – Não significativo. As amostras pertencem a uma mesma população.

Por meio do método completo foram obtidos quatro dendrogramas referentes às quatro ordens de drenagem (Figura 5). Nesta análise foi compelido que o número de grupos formados seja equivalente ao número de buffers, totalizando 15 grupos. Embora a estrutura geral dos agrupamentos seja bastante similar apresentando dois grupos de buffers homogêneos (classes) e não exista um critério objetivo para determinar um ponto de corte nos dendrogramas, pode-se observar que existe um padrão de agrupamento para as duas primeiras ordens de drenagem que se difere para as ordens 3 e 4.

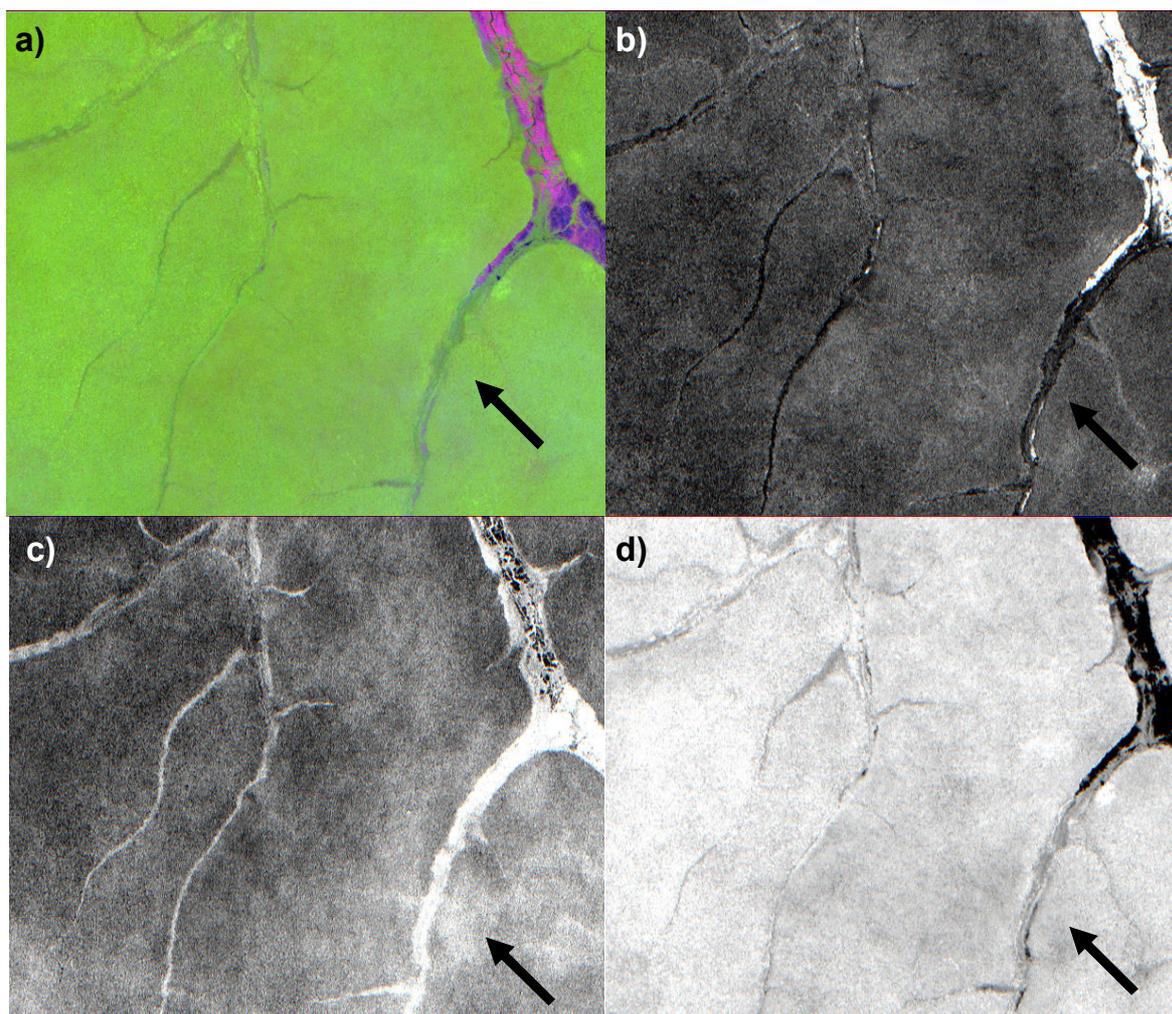


Figura 4. Amostra da área de estudo. a) composição R5G4B3; b) fração solo; c) fração sombra; d) fração vegetação. Setas indicam a vegetação predominante em um rio de terceira ordem.

A similaridade da vegetação que se encontra na zona ripícola foi mais evidente nos rios de primeira e segunda ordem, onde as amostras de 30 a 90 metros foram reunidas em uma única classe. Nos rios de terceira e quarta ordem, a vegetação que se encontra à distância de 30 m da margem não apresentou forte associação mútua com nenhum outro grupo, sendo, portanto, um grupo heterogêneo em relação aos demais. Este resultado pode estar indicando uma maior influência de borda, isto é, a resposta espectral desta região está altamente contaminada pela resposta da água.

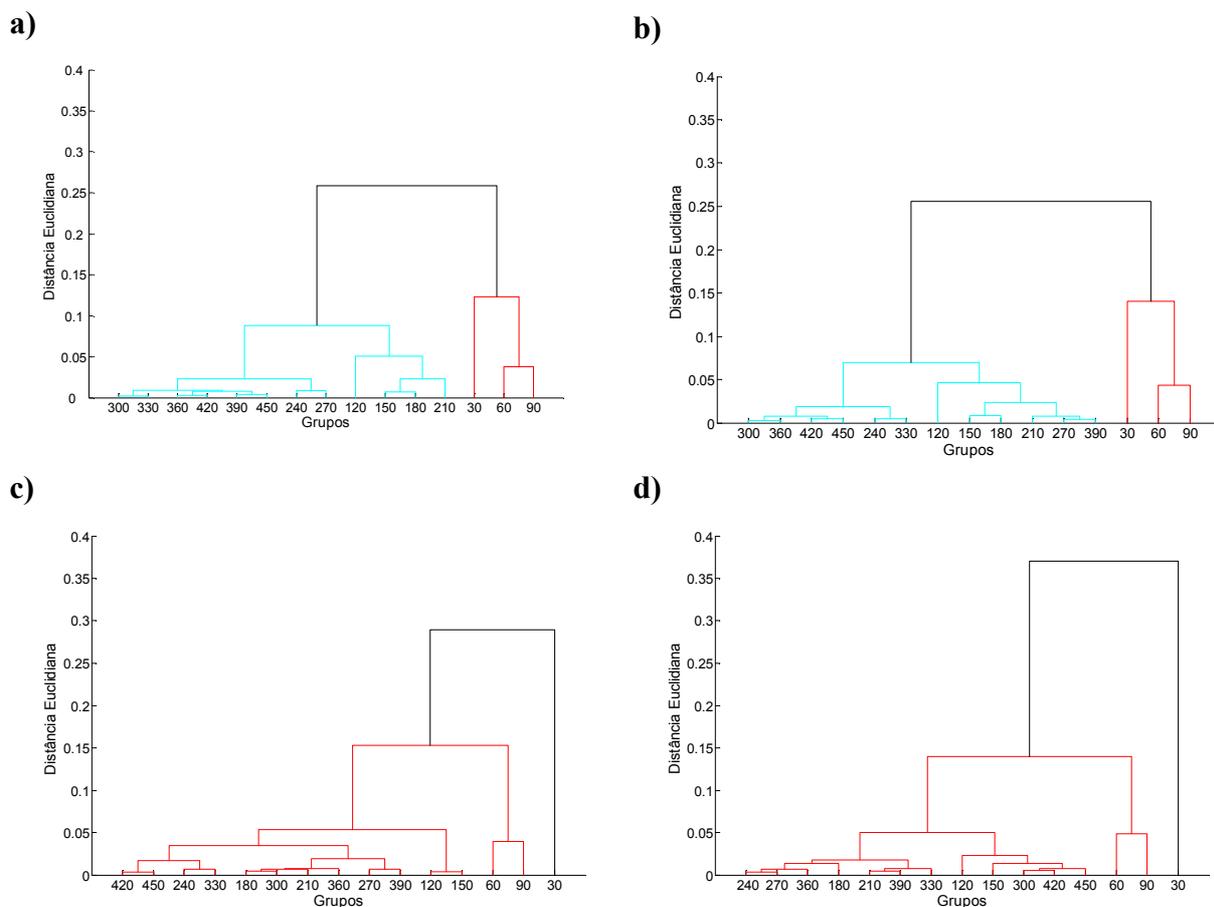


Figura 5. Dendrogramas obtidos por meio dos valores de média para os rios de primeira (a), segunda (b), terceira (c) e quarta ordem(d).

5. Conclusão

Através da metodologia proposta no trabalho foi possível delimitar e calcular a extensão da vegetação ripícola em diferentes ordens de drenagem. O parâmetro LAI e a fração vegetação foram altamente correlacionados. A dimensão da zona ripícola, constatada por meio das análises de autocorrelação e agrupamento, variou em torno de 150 m. entre as diferentes transformações espectrais. A análise de Kruskal Wallis e de agrupamento permitiu verificar que a vegetação ciliar variou espectralmente entre as diferentes ordens de drenagem analisadas. Ressalta-se a importância da aplicação desta metodologia em outras regiões de estudo para sua validação.

Agradecimentos

Agradecemos ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais pela disponibilidade das imagens Landsat-TM, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES às bolsas concedidas.

Referências

Affonso, A. G. **Caracterização de fisionomias vegetais na Amazônia oriental através de videografia aerotransportada e imagens Landsat 7 ETM+.** 124p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2004. (INPE-10732-TDI/944).

Carlson, T. N., and D. A. J. Ripley, On the relationship between fractional vegetation cover, leaf area index and NDVI, **Remote Sensing of Environment**, v. 62, 241–252, 1997.

- Barddal, M.L. **Aspectos florísticos e fitossociológicos do componente arbóreo-arbustivo de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial – Araucária, PR.** 90p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.
- Brainwood, M. A.; Burgin, S.; Maheshwari, B. Temporal variations in water quality of farm dams; impacts of land use and water sources. **Agricultural Water Management**, v.70, p.151–175, 2004.
- Dosskey, M. G.; Eisenhauer, D. E.; Helmers, M. J. Establishing conservation buffers using precision information. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 60, i.6, p. 349-356, 2005.
- Hall, F. G.; Townshend, J. R.; Engman, E. T. Status of remote sensing algorithms for estimation of land surface state parameters. **Remote Sensing of Environment**, n. 51, p. 138-156, 1995.
- Kauffman, J. B.; Krueger, W. C. Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications. A review. **Journal of Range Management**, v. 37, n. 5, p. 430-438, 1984.
- Mayaux, P.; De Grandi, G.; Malingreau, J-P. Central African Forest Cover Revisited: A Multisatellite Analysis. **Remote Sensing of Environment**, v. 71, n. 2, p. 183-196, Feb. 2000.
- Naiman, R. J.; Decamps, H. The ecology of interfaces: Riparian zones. **Annual Reviews in Ecological Systems**, v. 28, p. 621-658, 1997.
- RADAMBRASIL. **Levantamento de Recursos Naturais.** Folha SC. 22 Tocantins; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1981, 524p.
- Richter, R. ATCOR-2/3. **Atmospheric / Topographic Correction for Satellite Imagery.** User Guide, Version 6.2, January, Wessling, Germany, 2006. 108p. DLR-IB 565-01/06.
- Ringrose, S. Characterisation of riparian woodlands and their potential water loss in the distal Okavango Delta, Botswana. **Applied Geography**, n. 23, p. 281-302, 2003.
- Rodrigues, R. R.; Shepherd, G. J. Fatores condicionantes da vegetação ciliar. In: Rodrigues, R.R.; Leitão Filho, H. F. (eds) **Matas ciliares: Conservação e recuperação.** São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Fapesp, 2001. cap. 6.2, p. 101-107.
- Sharma S., **Applied multivariate techniques**, John Wiley & Sons, Inc., New York, NY, 1996
- Shimabukuro, Y. E.; Smith, J. A. The least-squares mixing models to generate fraction images derived from remote sensing multispectral data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 29, p. 16-20, 1991.
- Sparovek, G.; Ranieri, S. B. L.; Gassner, A.; De Maria, I. C.; Schnug, E; Santos, R. F.; Joubert, A. A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 90, p. 169–175, 2002.
- Thenkabail, P. S.; Hall, J.; Lin, T.; Ashton, M. S.; Harris, D.; Enclona, E. A. Detecting floristic structure and pattern across topographic and moisture gradients in a mixed species Central African forest using IKONOS and Landsat-7 ETM+ images. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 4, p. 255-270, 2003.
- Tucker, C. J. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. **Remote Sensing of Environment**, v. 8, n. 2, p. 127-150, 1979.