

Dependência espacial da estrutura vertical de diferentes tipologias florestais por meio de escaneamento laser aerotransportado

Eric Bastos Gorgens ¹
Carlos Pedro Boechat Soares ²
Matheus Henrique Nunes ¹
Danitiele Cristina França Laranja ¹
Ana Cristina André ¹
Luiz Carlos Estraviz Rodriguez ¹

¹ Universidade de São Paulo - USP
Av. Pádua Dias, 11 - São Dimas, Piracicaba - SP, 13418-900
gorgens@usp.br, mhnunes1987@gmail.com, danitiele.cfl@gmail.com, ana.andre@usp.br,
lcer@usp.br

² Universidade Federal de Viçosa - UFV
Avenida Peter Henry Rolfs, s/n - Campus Universitário, Viçosa - MG, 36570-000
csoares@ufv.br

Abstract. This study explores the use of airborne laser scanning surveys to describe the canopy profiles spatial dependency of different forest typologies in Brazil. The Weibull distribution with two parameters was used to describe the profile of vertical heights for three different native forest types: rupestrian fields, semi-deciduous, and open ombrophilous. Grid cell sizes were varied from 10 to 80 meters, and semivariograms were built to each cell size grid. The Weibull parameters for the rupestrian fields assigned an exponentially shaped curve (shape parameter ≤ 1) for the cumulative density function (CDF) of the vertical profile. In contrast, the CDF curves for the semi-deciduous and the open ombrophilous forests have a sigmoidal shape (Weibull shape parameter greater than one). The inventory assessments for large areas of forest can benefit from the results observed in this study, as they should help in the development of recommendations for grid cell size and sampling intensity.

Palavras-chave: LiDAR, semivariograma, krigagem, geo-estatística, estrutura vertical.

1. Introdução

O uso do sensoriamento remoto para monitoramento florestal está relacionado principalmente na interpretação de imagens óticas obtidas por satélites ou aeronaves. Embora consigam cobrir grandes áreas com um esforço relativamente baixo, os sensores óticos não são eficientes para o monitoramento da estrutura vertical, uma vez que não há penetração vertical (Vastaranta, 2012). Os sensores tridimensionais como lasers e radares, tem ganhado destaque por não possuem este tipo de limitação.

Montaghi et al. (2013) evidenciaram que os escaneamentos laser aerotransportados ainda estão voltados para a obtenção de atributos da floresta e quantificação de biomassa. Aplicações voltadas para questões ecológicas e detecção de mudanças ainda são escassas, devido principalmente à baixa disponibilidade de levantamentos laser ao longo do tempo e sobre grandes áreas.

Embora sensores laser aerotransportados sejam indicados para monitoramento e mapeamento de florestas, ainda pouco se conhece sobre as assinaturas verticais das diferentes tipologias (Asner et al., 2012). Uma tipologia florestal é espacialmente estruturada e necessita de métodos de amostragem robustos para detectar diferentes níveis de autocorrelação espacial (Goslee, 2006). Grande parte dos estudos publicados na área ecológica não consideram a estrutura da dependência espacial (Dormann, 2007).

Estudos de tipologia florestal passam obrigatoriamente pela definição de quatro aspectos: (1) determinação da estrutura de dependência espacial; (2) otimização amostral (escala de

estudo, tamanho e forma da unidade amostral); (3) interpolação e construção de mapas e (4) estimação e inferência (Aubry e Debouzie, 2000; 2001).

A geoestatística é ferramenta essencial na investigação dos aspectos mencionados. O termo geoestatística é utilizado para identificar uma parte dos métodos da estatística espacial que descrevem uma variação contínua das observações no espaço. A geoestatística modela a distribuição espacial, associando um grau de dependência às medidas de distância e de direção entre os pontos amostrados (Viola, 2007).

Este estudo teve por objetivo caracterizar a distribuição espacial de parâmetros que descrevem o perfil vertical de três tipologias florestais por meio de levantamentos laser aerotransportados.

2. Metodologia de Trabalho

A área localizada no estado do Pará é formada por floresta ombrófila aberta, e constitui parte do bioma brasileiro chamado de Floresta Amazônica. O relevo é suave ondulado, com predominância de latossolos. O período de seca chega a mais de 60 dias (Oliveira-Filho, 2000). É comum encontrar comunidades de cipós que revestem especialmente as depressões do relevo.

Outras duas áreas de estudo fazem parte de uma unidade de conservação no estado de Minas Gerais, com altitude de aproximadamente 800 metros (Velooso et al., 1992). Uma é composta por floresta estacional semidecidual, secundária, caracterizada pela dupla estacionaridade climática, que, juntamente com formações ombrófila densa e ombrófila mista, estão entre as tipologias florestais que compõem a Mata Atlântica (Viana, 1996). O clima é formado por duas estações marcantes: uma tropical com intensas chuvas de verão seguido por uma estiagem acentuada; e outra subtropical provocada pelo inverno frio com temperaturas que podem chegar a menos de 15°C. As florestas semidecíduais são frequentemente associadas a uma transição entre floresta ombrófila e cerrado (Leitão Filho, 1987), e a distribuição de chuvas é o fator principal que leva à distinção de florestas ombrófila e semidecidual (Oliveira Filho e Fontes, 2000). As árvores caducifólias no conjunto florestal situam-se entre 20 e 50%.

A outra área é formada pela tipologia de campo rupestre. Esta formação ocorre nas partes mais elevadas da região leste do Brasil, sendo reconhecidos como importantes centros de endemismo da flora neotropical (Conceição e Pirani, 2007; Giulietti et al., 2000). Velooso et al. (1991) consideraram os campos rupestres como "refúgios vegetacionais" por se tratarem de vegetações isoladas em um contexto completamente distinto da flora dominante nas regiões onde estes campos se localizam. Souza et al. (2010) associaram os campos rupestres a solos superficiais ou afloramento de quartzitos que afetam o crescimento da vegetação. Os campos rupestres desta região estão situados em áreas de transição entre Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica (Vasconcelos, 2000), porém são comumente considerados como parte integrante do Cerrado (Alves e Kolbek, 2010; Silva e Bates, 2002).

O levantamento laser das tipologias estudadas foi realizado por meio de três campanhas com equipamentos e parametrizações diferentes (Tabela 1). Os plantios de eucalipto foram sobrevoados em abril de 2012, a floresta ombrófila aberta foi sobrevoada em setembro de 2010 e os demais sobrevoos foram realizados em setembro de 2009.

Tabela 1. Tabela de área com os respectivos equipamentos e parâmetros do voo.

Tipologia	Área (ha)	Parametrização
Campos rupestres	22.79	ALTM 3100, PRF 70 kHz, frequência de escaneamento 55.9 Hz, ângulo de escaneamento 7.8°, sobreposição 30%, altura de voo 1371.60 metros
Estacional semidecidual	114.00	ALTM 3100, PRF 70 kHz, frequência de escaneamento 55.9 Hz, ângulo de escaneamento 7.8°, sobreposição 30%, altura de voo 1371.60 metros
Ombrófila aberta	949.15	ALTM 3100, PRF 50 kHz, frequência de escaneamento 25 Hz, ângulo de escaneamento 10°, sobreposição 30%, altura de voo 1500 metros.

Quatro arquivos do tipo raster formados por células regulares variando de 10 a 70 metros (em intervalos regulares de 20 metros) foram criados para cada uma das três tipologias, resultando num total de 12 arquivos (4 rasters x 3 tipologias). Os parâmetros da função Weibull foram estimados para cada célula e um semivariograma foi ajustado para cada raster.

$$F(x) = 1 - \left[e^{-\left(\frac{x}{scale}\right)^{shape}} \right] \quad (1)$$

em que $x \geq 0$, e $F(x) = 0$ para $x < 0$ (Bailey e Dell, 1973).

A semivariância foi definida como a metade da variância das diferenças entre observações de uma variável aleatória z (i.e. parâmetros de escala e de forma das distribuições), separadas por uma distância u :

$$\hat{\gamma}(z; u) = \frac{1}{2N(u)} \sum_{a=1}^{N(u)} (z(x_a) - z(x_a + u))^2 \quad (2)$$

em que $\hat{\gamma}(z; u)$ é a semivariância estimada para cada distância u entre os centros de duas células quaisquer, $N(u)$ é o número de pares separados por u , $z(x_a)$ e $z(x_a + u)$, os valores das variáveis no ponto x_a , e $z(x_a + u)$, respectivamente (Oliver, 2010). Assim, valores baixos indicam menor variabilidade (maior similaridade). Na presença de estacionaridade, há uma relação entre a estrutura de variâncias e covariâncias e a semivariância que é dada pela seguinte expressão:

$$\hat{\gamma}(z; u) = \tau_z^2 + \sigma_z^2 \times (1 - \rho_z(u)) \quad (3)$$

na qual τ^2 é o efeito pepita (nugget), σ_z^2 é o patamar (sill). A distância a partir da origem até o patamar será denominado de alcance (range). O efeito pepita (τ^2) representa o componente aleatório da variância total (Oliver, 2010). Entre os principais padrões que o semivariograma empírico pode assumir estão o gaussiano, linear, exponencial e esférico.

3. Resultados e Discussão

As três tipologias apresentaram semivariogramas típicos com patamar (Figuras 1 e 2). A floresta ombrófila aberta e a floresta semidecidual apresentaram um decréscimo da variância aleatória (efeito pepita) à medida que o tamanho das unidades aumentava, tanto para o parâmetro de escala quanto para o parâmetro de forma. A formação de campo rupestre apresentou a menor variância aleatória para unidades amostrais de 50 metros.

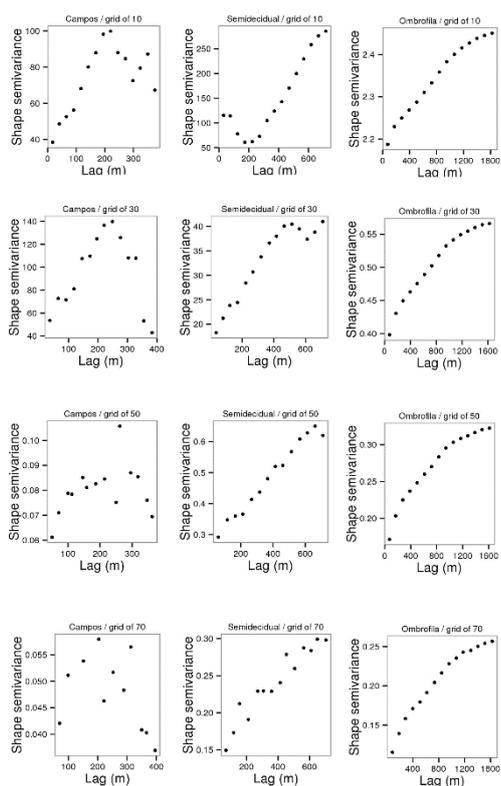


Figura 1 – Semivariograma do parâmetro forma das sete tipologias florestais estudadas por dimensão de célula.

A tipologia ombrófila apresentou alcance único para todas as dimensões estudadas, equivalente a 1000 metros para o parâmetro de escala e 1600 metros para o parâmetro de forma. A tipologia semidecidual apresentou também alcance único para o parâmetro de escala, de 400 metros e 150 metros respectivamente.

O fracionamento da nuvem de modo sistemático utilizando grides permitiu investigar o comportamento espacial dos parâmetros que descrevem o perfil vertical sob diferentes dimensões de células. A estabilização do efeito pepita e do patamar se deu a partir de células com dimensão de 50 por 50 metros. É recomendável trabalhar com unidades que levem à menor variância aleatória uma vez que determinam a parte da variância total que não está sendo explicada pelo fenômeno espacial.

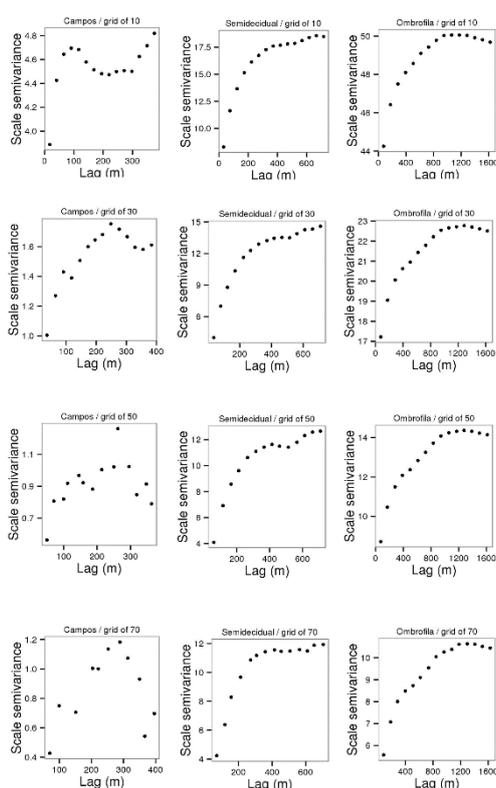


Figura 2 – Semivariograma do parâmetro escala das sete tipologias florestais estudadas por dimensão de célula.

Saatchi et al. (2011) observaram dependência espacial em variáveis estruturais em florestas maduras e secundárias no Panamá, no entanto a alta variabilidade foi reduzida consideravelmente a partir do aumento do tamanho da parcela. Essa perda de variabilidade espacial por meio do aumento do tamanho amostral foi também evidenciada por Clark e Clark (2000).

A ombrófila aberta apresentou o maior alcance, 1000 metros para o parâmetro de escala do perfil vertical e 1600 metros para o parâmetro de forma. A tipologia semidecidual apresentou um alcance de 400 metros para ambos os parâmetros. O campo rupestre apresentou alcance ao redor de 200 metros para ambos os parâmetros quando as parcelas eram menores (< 30 metros) e para parcelas maiores o alcance caiu drasticamente para a ordem de metros.

Gradientes ambientais regulam a variabilidade espacial e contribuem para a agregação de árvores adultas (Murrell, 2009). Topografia (Bagchi et al., 2011), luz (Wright, 2002), água (Engelbrecht et al., 2007), e nutrientes do solo (John et al., 2007) são reguladores da variabilidade espacial e distribuição de espécies, portanto, a dependência espacial do componente arbóreo é dependente da heterogeneidade ambiental. É importante considerar que fatores que alteram a dinâmica da floresta, influenciando nas taxas de mortalidade, recrutamento, ganho e perda em biomassa e a velocidade da mudança afetam na homogeneidade espacial dos componentes estruturais (Kellner et al., 2011). Portanto, essa dependência espacial do perfil vertical pode sofrer influência do grau de perturbação da floresta, capaz de modificar a organização espacial dos componentes estruturais da vegetação (Clark et al., 1996; Nicotra et al., 1999).

4. Conclusões

Conhecer as características de cada tipologia sob um determinado sensor é um passo essencial para a implementação de um monitoramento eficaz, voltados para formações

florestais tão importantes como as estudadas neste trabalho. Adicionando-se informações de campo, será possível determinar o grau da correlação espacial entre os atributos da floresta e dados ALS.

Agradecimentos

Agradecemos à CAPES pelas bolsas de doutorado de mestrado que permitiram a dedicação aos estudos e pesquisa, ao programa Paisagens Sustentáveis da EMBRAPA e Forest Service USDA e à Prefeitura de Belo Horizonte pela disponibilização dos dados LiDAR.

Referências Bibliográficas

- Asner, G.P.; Mascaro, J.; Muller-Landau, H.C.; Vieilledent, G.; Vaudry, R.; Rasamoelina, M.; Hall, J.S.; Van Breugel, M. A universal airborne LiDAR approach for tropical forest carbon mapping. *Oecologia*, Berlin, v. 168, n. 4, p. 1147-1160, 2012.
- Aubry, P.; Debouzie, D. Geostatistical estimation variance for the spatial mean in two-dimensional systematic sampling. *Ecology*, New York, v. 81, n. 2, p. 543-553, 2000.
- Aubry, P.; Debouzie, D. Estimation of the mean from a two-dimensional sample: the geostatistical model-based approach. *Ecology*, New York, v. 82, n. 5, p. 1484-1494, 2001.
- Bagchi, R.; Henrys, P.A.; Brown, P.E.; Burslem, D.F.R.P.; Diggle, P.J.; Gunatilleke, C.V.S.; Gunatilleke, I.A.U.N.; Kassim, A.R.; Law, R.; Noor, W.; Valencia, R.L. Spatial patterns reveal negative density dependence and habitat associations in tropical trees. *Ecology*, New York, v. 92, n. 9, p. 1723-1729, 2011.
- Bailey, R.L.; Dell, T. Quantifying diameter distributions with the Weibull function. *Forest Science*, Bethesda, v. 19, n. 2, p. 97-104, 1973.
- Clark, D.B.; Clark, D.A. Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 137, n. 1/3, p. 185-198, 2000.
- Clark, D.B.; Clark, D.A.; Rich, P.M.; Weiss, S.; Oberbauer, S.F. Landscape scale evaluation of understory light and canopy structure: Methods and application in a Neotropical lowland rain forest. *Canadian Journal of Forest Research*, Ottawa, v. 26, n. 5, p. 747-757, 1996.
- Conceição, A.A.; Pirani, J.R. Diversidade em quatro áreas de campos rupestres na Chapada Diamantina, Bahia, Brasil: espécies distintas, mas riquezas similares. *Rodriguésia*, Rio de Janeiro, v. 58, n. 1, p. 193-206, 2007.
- Dormann, C.F. Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data. *Global Ecology and Biogeography*, Oxford, v. 16, n. 2, p. 129-138, 2007.
- Engelbrecht, B.M.J.; Comita, L.S.; Condit, R.; Kursar, T.A.; Tyree, M.T.; Turner, B.L.; Hubbell, S.P. Drought sensitivity shapes species distribution patterns in tropical forests. *Nature*, London, v. 447, n. 7140, p. 80-82, 2007.
- Giulietti, A.; Harley, R.M.; Queiroz, L.D.; Wanderley, M.G.L.; Pirani, J.R. Caracterização e endemismos nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. In: Cavalcanti, T. B. Tópicos atuais em botânica. Brasília: SBB; EMBRAPA, 2000. p. 311-318.
- Goslee, S.C. Behavior of vegetation sampling methods in the presence of spatial autocorrelation. *Plant Ecology*, Boston, v. 187, n. 2, p. 203-212, 2006.
- John, R.; Dalling, J.W.; Harms, K.E.; Yavitt, J.B.; Stallard, R.F.; Mirabello, M.; Hubbell, S.P.; Valencia, R.; Navarrete, H.; Vallejo, M.; Foster, R.B. Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, Washington, v. 104, n. 3, p. 864-869, 2007.
- Kellner, J.R.; Asner, G.P.; Vitousek, P.M.; Tweiten, M.A.; Hotchkiss, S.; Chadwick, O.A. Dependence of forest structure and dynamics on substrate age and ecosystem development. *Ecosystems*, New York, v. 14, n. 7, p. 1156-1167, Nov 2011.

- Leitão Filho, H.D.F. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e subtropicais do Brasil. IPEF, Piracicaba, v. 35, p. 41-46, 1987.
- Montaghi, A.; Corona, P.; Dalponte, M.; Gianelle, D.; Chirici, G.; Olsson, H. Airborne laser scanning of forest resources: An overview of research in Italy as a commentary case study. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, Amsterdam, v. 23, p. 288-300, 2013.
- Murrell, D.J. On the emergent spatial structure of size-structured populations: when does self-thinning lead to a reduction in clustering? *Journal of Ecology*, Oxford, v. 97, n. 2, p. 256-266, 2009.
- Nicotra, A.B.; Chazdon, R.L.; Iriarte, S.V.B. Spatial heterogeneity of light and woody seedling regeneration in tropical wet forests. *Ecology*, New York, v. 80, n. 6, p. 1908-1926, 1999.
- Oliveira Filho, A.T.; Fontes, M.A.L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*, Washington, v. 32, n. 4B, p. 793-810, 2000.
- Oliver, M.A. *Geostatistical applications for precision agriculture*. Amsterdam: Springer Netherlands, 2010. 300 p.
- Saatchi, S.; Marlier, M.; Chazdon, R.L.; Clark, D.B.; Russell, A.E. Impact of spatial variability of tropical forest structure on radar estimation of aboveground biomass. *Remote Sensing of Environment*, Amsterdam v. 115, n. 11, p. 2836-2849, 2011.
- Silva, J.M.C.; Bates, J.M. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical Savanna hotspot. *Bioscience*, Oxford, v. 52, n. 3, p. 225-233, 2002.
- Souza, A.A.; Galvao, L.S.; Santos, J.R. Relationships between Hyperion-derived vegetation indices, biophysical parameters, and elevation data in a Brazilian savannah environment. *Remote Sensing Letters*, Paris, v. 1, n. 1, p. 55-64, 2010.
- Vasconcelos, M. Reserva do Caraça: história, vegetação e fauna. *Aves*, São Paulo, v. 1, n. 1, p. 3-7, 2000.
- Vastaranta, M. *Forest mapping and monitoring using active 3D remote sensing*. 2012. 45 p. Thesis (Doctorate in Forest Science) – Faculty of Agriculture and Forestry, University of Helsinki, Helsinki, 2012.
- Veloso, H.P.; Rangel Filho, A.L.R.; Lima, J.C.A. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Brasília: Ministério da Economia, Fazenda e Planejamento; Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991. 123 p.
- Veloso, H.P.; Oliveira-Filho, L.D.; Vaz, A.M.S.F.; Lima, M.P.M.; Marquete, R.; Brazão, J.E.M. *Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro: IBGE, 1992. 92 p.
- Viana, V.M.; Tabanez, A.A.J. Brazilian Atlantic moist forest. In: Brush, S.B.; Schelhas, J.; Greenberg, R.S.; Stabinsky, D. (Ed.). *Forest patches in tropical landscapes*. Washington: Island Press, 1996. p. 151.
- Viola, D.N. *Deteção e modelagem de padrão espacial em dados binários e de contagem*. 2007. 118 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.
- Wright, S.J. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia*, Berlin, v. 130, n. 1, p. 1-14, 2002.