

INDICADORES DE IMPACTO DO MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL NA AMAZÔNIA CENTRAL A PARTIR DA ESTRUTURA DO DOSEL E DETECÇÃO DE CLAREIRAS COM DRONE-LIDAR

Silvio Henrique Menezes Gomes¹, Renan Akio Kamimura¹, Danilo Roberti Alves de Almeida²

¹ BRCarbon, silvio@brcarbon.com.br, renan@brcarbon.com.br ; ² Universidade de São Paulo (ESALQ-USP), daniloflorestas@gmail.com.

RESUMO

Caracterizamos a estrutura vertical do dossel florestal em floresta madura e em floresta com histórico de atividades de Manejo Florestal Sustentável (MFS) a partir de um sistema drone-LIDAR. O objetivo principal foi avaliar o fechamento do dossel em áreas de MFS. Os sobrevoos foram realizados em floresta ombrófila densa em dois imóveis rurais próximos e localizados em Rondônia, município de Porto Velho. As métricas avaliadas do imageamento lidar foram a altura do dossel, distribuição e frequência de clareiras. Este sistema drone-LIDAR se mostrou viável em estimar parâmetros do impacto da estrutura vertical e de clareiras em floresta tropical.

Palavras-chave — estrutura da vegetação, sensor ativo, nuvem de pontos, corte seletivo, fração de clareiras.

ABSTRACT

We characterize the vertical structure of the forest canopy in mature forest and in a forest with a history of Sustainable Forest Management (SFM) activities using a drone-LIDAR system. The main objective was to obtain parameters on the impact of MFS on the forest canopy. The overflights were carried out in dense ombrophilous forest in two rural properties located in Rondônia, municipality of Porto Velho. The evaluated lidar metrics were canopy height, distribution, and frequency of gaps. This drone-LIDAR system proved to be viable in estimating parameters of impacts in vertical structure and gaps in tropical forest.

Key words — vegetation structure, active sensor, point cloud, selective logging, gap fractions.

1. INTRODUÇÃO

A floresta amazônica brasileira possui uma das maiores biodiversidades do planeta, sendo evidente o interesse sobre sua dinâmica e recomposição. Estas informações são importantes para determinação do ciclo de corte em áreas passíveis de Manejo Florestal Sustentável (MFS), por fornecer indicadores de impacto da extração de madeira de espécies com notável interesse econômico [1]. Ainda, o MFS com corte seletivo tem sido reportado como uma prática

promissora na redução do dano e que pode promover a recomposição do estoque em volume na Amazônia [2].

Recentemente, tecnologias em sensoriamento remoto, como sistemas drone-lidar, têm sido capazes de monitorar grandes áreas e obter informações da estrutura do dossel florestal principalmente em locais de difícil acesso. É usada como suporte no mapeamento e caracterização de espécies a uma eficiência de 54,4% de localização destas espécies nas etapas que antecedem o MFS, o que diminui custos de operação em campo [3]. Ainda, tem se tornado a principal ferramenta utilizada em obter elementos sobre a dinâmica da floresta, bem como os impactos da ação antrópica por meio do estudo de sua estrutura vertical e de clareiras [4].

As clareiras, em seu conceito simplificado, são aberturas no dossel na floresta que podem ocorrer a partir de ações naturais ou humanas, esta última de maior impacto na perda de biodiversidade em florestas tropicais [5]. Estudos com clareiras têm reportado que a distribuição a partir de seu tamanho pode ser parametrizada seguindo-se uma distribuição de potência (*power-law distribution*). O coeficiente da distribuição além de fornecer indicadores sobre a formação destas clareiras, como a mortalidade, pode ser um bom referencial do impacto das atividades do MFS. Diante da demanda de monitoramento destas atividades exigidos pela legislação brasileira, o sistema drone-lidar é uma alternativa de obter dados rapidamente e com alta precisão.

Assim, caracterizamos uma floresta com histórico de MFS a partir da estrutura vertical do dossel e frequência de clareiras com dados gerados pelo sistema drone-lidar. O objetivo principal foi obter parâmetros que permitam avaliar sítios que foram manejados com florestas maduras. Além disso, validar o sistema como uma importante ferramenta suplementar de suporte às etapas que antecedem a aplicação do MFS.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização da área de estudo

O estudo foi conduzido na Fazenda América, localizada no estado de Rondônia no município de Porto Velho, distrito de Vista Alegre do Abunã, nas coordenadas 9°27'47.23"S e 65°57'35.93"O. A área total da propriedade é de 8.109,07 ha, com cobertura florestal do tipo Floresta Ombrófila Densa Submontana, incluindo as APPs, de 4.273,49 ha, o que

corresponde a 52,7% da área total. A área de vegetação remanescente e passível de manejo foi subdividida em quatro Áreas de Manejo Florestal (AMF), em que nas AMF 1-3 a exploração ocorreu em 2005/2006 e na AMF 4 em 2007/2008. A temperatura média anual é de 24-26°C, com precipitação que varia de 2500-2800mm e clima *Am* pela classificação de Köppen [6].

2.2. Coleta de dados na plataforma drone-lidar

Mapeamos um total de 1.214,8 ha com o sistema drone-lidar, sendo 747,9 ha nas unidades de manejo florestal localizadas na Fazenda América e 466,9 ha em áreas de floresta madura na Fazenda Miruieira, localizada a 15,8 Km de distância das áreas manejadas aproximadamente (9°21'25.16"S e 66°2'21.88"O). Para realização dos sobrevoos utilizamos o drone DJI Matrice 300 RTK acoplado com o sensor DJI Zenmuse L1 laser scanner. Na correção em tempo real das coordenadas, usamos a estação Mobile Station D RTK 2 como base. Os procedimentos operacionais dos sobrevoos foram: ~120m altura de voo; inclinação do *gimbal pitch* -90°; velocidade 10m/s; sobreposição lateral entre faixas de 70%. Para gerar as nuvens de pontos lidar em extensão de arquivos ".las", utilizamos o *software* DJI Terra. Nas etapas de pré-processamento para identificação de possíveis dados discrepantes na nuvem de dados bruta, bem como a obtenção do Modelo Digital de Terreno (MDT) normalizado e o Modelo Digital de Superfície (MDS), utilizamos o *software* Lidar 360. A partir da simples subtração dos *rasters* do MDS e o MDT foi possível obter o Modelo de Altura do Dossel (MAD) com resolução de 1m, utilizado para obter tanto a estrutura vertical da floresta quanto identificar aberturas no dossel (clareiras).

2.3. Estrutura do dossel e detecção de clareiras

Para estimativa direta da altura do dossel e identificação das clareiras, utilizamos as funções do pacote ForestGapR [7] no ambiente RStudio, versão 4.2.1. Verificamos diferentes alturas do dossel (1m-15m) para detecção de clareiras em intervalos de 2m (*thresholds*) e avaliamos o parâmetro λ da função de potência, que representa a distribuição a partir de seu tamanho (*power-law probability density*) [8]. Como as áreas monitoradas em cada caso possuíam diferentes tamanhos, verificamos graficamente o percentual de ocupação das clareiras nos mesmos intervalos de altura. Em ambas as etapas a área mínima de clareira monitorada foi de 1m², conforme aplicado por [7].

Foram realizadas amostragens por *bootstrapping*, em 1.200 interações para cada situação (Floresta manejada e madura), que consistiu em instalar ao acaso um grid de 100m x 100m (1ha) na área do MAD, com reposição (Figura 2). A partir deste grid (recorte) de cada interação, foi calculada a altura média do dossel e o parâmetro λ . Com os resultados das interações, foi aplicado o teste *t de student* para

comparação dos grupos (α 0,05). Nesta etapa, o limiar de altura adotado para identificação das clareiras foi de 10m (*threshold*) e área mínima de 1m². As bordas de cada MAD foram filtradas a fim de evitar possíveis classificações equivocadas de clareiras.

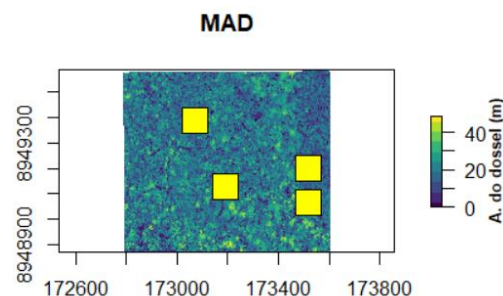


Figura 2. Exemplo de Modelo de Altura do Dossel (MAD) derivado da plataforma drone-lidar e grids de 100m x 100m (amarelo) nas interações do *bootstrapping*.

3. RESULTADOS

A altura média da floresta manejada utilizando a amostragem por *bootstrapping*, foi de 20,60m (desvio padrão \pm 1,77) e na floresta madura 22,19m (desvio padrão \pm 2,16). O teste *t* para os mesmos dados indicou que há diferença significativa na altura do dossel pelo MAD entre os dois tipos avaliados com diferença média de 1,59m (p-valor < 0,001; Tabela 1).

Área	Estát.	MAD (m)	λ
F. Manejada	média	20,60	1,88
	d. padrão	1,77	0,09
F. Madura	média	22,19	1,93
	d. padrão	2,16	0,10

Tabela 1. Estatísticas descritivas do *bootstrapping* para o MAD e o parâmetro λ da distribuição do tamanho de clareiras (n: 1.200; limiar: 10m; tam. de clareira: >1m²).

Ainda na Tabela 1, a média do parâmetro λ da função de potência, que é um indicador direto da distribuição e tamanho de clareiras, foi de 1,88 na floresta manejada (desvio padrão \pm 0,09) e de 1,93 na floresta madura (desvio padrão \pm 0,10) com diferença média de 0,05 (p-valor < 0,001).

Ao considerar a área total monitorada pelo sistema drone-lidar e área mínima de 10m² para identificação de clareiras, a floresta manejada e madura evidenciaram valores de λ (lambda) muito próximos entre si (tabela interna, Figura 3). Ainda, que a frequência de tamanho segue nitidamente uma distribuição de potência em ambas as situações, onde há maior concentração de clareiras menores e raras clareiras gigantes [10]. Entretanto, em termos proporcionais, o número de clareiras por unidade de área foi maior na floresta manejada com 15 clareiras/ha contra 10 clareiras/ha na floresta madura.

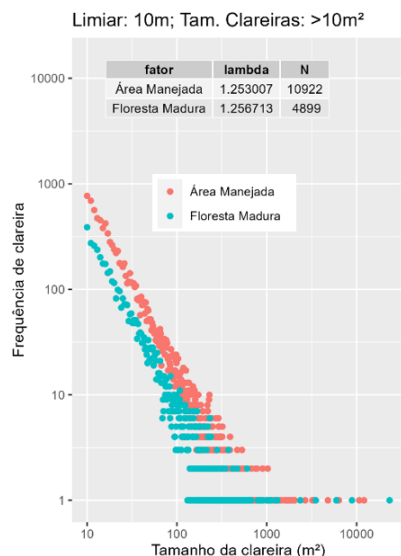


Figura 3. Distribuição da frequência de tamanho de clareiras em floresta manejada e madura. As informações do gráfico e da tabela interna consideram um limiar de 10m de altura e clareiras a partir de 10m², a partir da área total monitorada (sem bootstrapping). N é o total de clareiras.

No comportamento do parâmetro lambda (λ) nas diferentes alturas do dossel da floresta, observa-se que o formato da curva entre as duas áreas possui tendência similar, em que o ponto de menor valor deste parâmetro está em 12m de altura do dossel, bem como λ abaixo de 2 (Figura 4). Diante da dificuldade de mensuração das clareiras em campo e qual a altura do dossel que possa caracterizá-la, a análise da Figura 4 no intervalo das alturas entre 8m e 16m, que foram as alturas com os menores lambdas na floresta madura, nos informa que sua distribuição possui maiores áreas de clareiras nestes estratos, sendo que a área manejada possui o maior grau de perturbação.

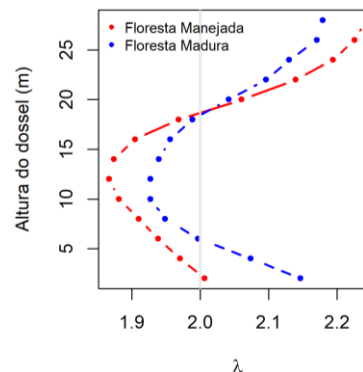


Figura 4. Comportamento do parâmetro λ em função dos dos diferentes limiares de altura do dossel. A linha vertical em cinza representa o referencial de perturbação.

Na análise do grau de ocupação das clareiras em termos percentuais, foi observado que a área de clareira segue um comportamento exponencial ascendente até o limiar estabelecido (*threshold* de 10m) e que naturalmente a floresta com histórico de MFS possui o maior percentual (11,73%) se comparada com a floresta madura (8,07%) no mesmo limiar (Figura 5).

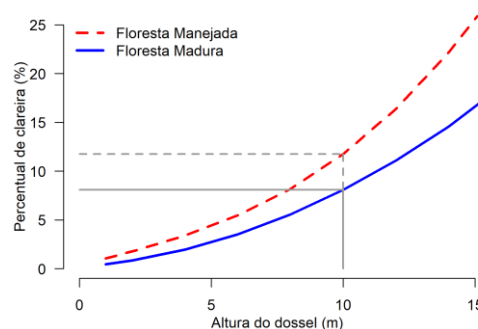


Figura 5. Percentual de presença de clareira em função da altura do dossel (limiares) nos dois tipos de floresta. As linhas em cinza representam os percentuais no limiar de 10m.

4. DISCUSSÃO

Avaliamos uma floresta com histórico de MFS e uma floresta madura utilizando variáveis derivadas do sistema drone-lidar, para obter atributos da floresta como indicadores do impacto em sua estrutura. Tanto na análise da estrutura vertical quanto das clareiras, houve diferença significativa quando comparamos com o monitoramento realizado em floresta madura. No entanto, é importante mencionar que a diferença média foi de 1,59m na estrutura do dossel. A avaliação da perda de árvores por eventos naturais e pelo corte seletivo de baixo impacto, no estado de Rondônia, calcula um decréscimo médio na estrutura do dossel de 23,5m e, em áreas sem intervenção, decréscimo médio de 5,9m [11]. Em outras localidades, como a Floresta de Tapajós no estado no Pará, o decréscimo médio na altura do dossel é de 11,7m pela queda natural das árvores [9].

Em florestas tropicais no Brasil têm-se observado que a frequência de aberturas no dossel segue uma função de potência, sendo o parâmetro usado como indicador de perturbações naturais ou não [7, 4]. O parâmetro indica que quando o $\lambda \geq 2$, a área está dominada por menores clareiras e, portanto, menos perturbada e; quando $\lambda < 2$ a área possui maiores clareiras devido a mortalidade ou surgimento de árvores emergentes [8]. Embora o parâmetro seja um indicador de perturbação na floresta, seu valor varia em função da escolha do limiar de altura do dossel e o tamanho mínimo que classifique a abertura do dossel como clareira. Por exemplo, em florestas amazônicas no Brasil têm-se tornado consensual a escolha de um limiar de 10m de altura, sendo variável o tamanho mínimo para identificação das clareiras, que pode ser de 10m² [7, 11] e 20m² [4]. Ao considerar a área mínima de 1m², na reserva florestal Adolfo Ducke o valor deste parâmetro é de 1,65 [7], abaixo do encontrado em florestas amazônicas peruanas com valores máximos de 1,83 [8]. Isto pode indicar que o valor médio de 1,88 na floresta com histórico de MFS é superior ao encontrado em outras realidades florestais da Amazônia Legal consideradas de alta diversidade biológica e equilíbrio em sua estrutura, embora possua diferença significativa.

Verificamos o grau de impacto utilizando apenas duas variáveis lidar, como a altura do dossel e presença de clareiras. No entanto, são limitantes em fornecer informações sobre a diversidade florística. Esta limitação pode ser contornada a partir de imagens de altíssima resolução em plataforma drone, no uso de classificadores com aprendizado de máquina, já aplicável para identificar árvores de castanheira (*Bertholletia excelsa*) [12] bem como no mapeamento de espécies de interesse ecológico para estratégias de recomposição da biodiversidade na Amazônia [13].

5. CONCLUSÕES

Foi possível obter indicadores do impacto do MFS a partir das métricas lidar utilizadas. As análises das duas variáveis apresentaram diferença significativa, tanto na estrutura vertical do dossel e de frequência de clareiras (λ) nos dois grupos avaliados.

6. AGRADECIMENTOS

À BRCarbon, equipe da Embratop e Gerflor.

7. REFERÊNCIAS

[1] G. P. Asner, D. E., Knapp, E. N. Broadbent, P. J. Oliveira, M. Keller, and J. N. Silva. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science*, 310, 480–482, 2005.

[2] M. Schulze, J. Grogan, E. Vidal. *O manejo florestal como estratégia de conservação e desenvolvimento socioeconômico na Amazônia: quanto separa os sistemas de exploração madeireira atuais do conceito de manejo florestal sustentável*. O manejo da

paisagem e a paisagem do manejo. Instituto Internacional de Educação do Brasil, Brasília, 2008.

[3] C. R. Reis, E. B. Gorgens, D. R. A. D. Almeida, C. H. S. Celes, J. Rosette, A. Lima, ... and L. C. E. Rodriguez. Qualifying the Information Detected from Airborne Laser Scanning to Support Tropical Forest Management Operational Planning, *Forests*, 12(12), 1724, 2021.

[4] C. R. Reis, T. D. Jackson, E. B. Gorgens, R. Dalagnol, T. Jucker, M. H. Nunes, ... and D. A. Coomes. Forest disturbance and growth processes are reflected in the geographic distribution of large canopy gaps across the Brazilian Amazon, *Journal of Ecology*, 00, 1–13, 2022.

[5] E. Vidal, T. A. West, and F. E. Putz. Recovery of biomass and merchantable timber volumes twenty years after conventional and reduced-impact logging in Amazonian Brazil, *Forest Ecology and Management*, 376, 1–8, 2016.

[6] C. A. Alvares, J. L. Stape, P. C. Sentelhas, J. D. M. Gonçalves, J. D. M., and G. Sparovek. Köppen's climate classification map for Brazil, *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711–728, 2013.

[7] C. A. Silva, R. Valbuena, M. Mohan, D. R. A., Almeida, E. N. Broadbent, W. S. W. M. Jaafar, D. de A. Papa, A. Cardil, and C. Klauber. ForestGapR: An r Package for forest gap analysis from canopy height models. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(8), 1347–1356, 2019.

[8] G. P. Asner, J. R. Kellner, T. Kennedy-Bowdoin, D. E. Knapp, C. Anderson, and R. E. Martin. Forest canopy gap distributions in the southern Peruvian Amazon, *PLoS one*, 8(4), e60875, 2013.

[9] V. Leitold, D. C. Morton, M. Longo, M. N. dos-Santos, M. Keller, and M. Scaranello. El Niño drought increased canopy turnover in Amazon forests, *New Phytologist*, 219(3), 959–971, 2018.

[10] F. D. Espírito-Santo, M. Gloor, M. Keller, Y. Malhi, S. Saatchi, b. Nelson, ... and O. L. Phillips. Size and frequency of natural forest disturbances and the Amazon Forest carbon balance, *Nature communications*, 5(1), 1–6, 2014.

[11] R. Dalagnol, O. L. Phillips, E. Gloor, L. S. Galvão, F. H. Wagner, C. J. Locks, and L. E. Aragão. Quantifying canopy tree loss and gap recovery in tropical forests under low-intensity logging using VHR satellite imagery and airborne LiDAR, *Remote sensing*, 11(7), 817, 2019.

[12] M. P. Ferreira, R. G. Lotte, F. V. D'Elia, C. Stamatopoulos, D. H. Kim, and A. R. Benjamin. Accurate mapping of Brazil nut trees (*Bertholletia excelsa*) in Amazonian forests using WorldView-3 satellite images and convolutional neural networks, *Ecological Informatics*, 63, 101302, 2021.

[13] H. F. P. Veras, M. P. Ferreira, E. M. da Cunha Neto, E. O. Figueiredo, A. P. Dalla Corte, and C. R. Sanquetta. Fusing multi-season UAS images with convolutional neural networks to map tree species in Amazonian forests, *Ecological Informatics*, 71, 101815, 2022