

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E MANEJO DE RECURSOS
NATURAIS

DETECÇÃO DE MORTALIDADE DE GRANDES ÁRVORES EM PÉ NA
AMAZÔNIA SUL-OCIDENTAL BRASILEIRA: TESTE DE MÉTODO

Alex Pereira de Oliveira Silva

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Rio Branco, AC, Brasil
Julho de 2019

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E MANEJO DE RECURSOS
NATURAIS

DETECÇÃO DE MORTALIDADE DE GRANDES ÁRVORES EM PÉ NA
AMAZÔNIA SUL-OCIDENTAL BRASILEIRA: TESTE DE MÉTODO

Alex Pereira de Oliveira Silva

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais da Universidade Federal do Acre como requisito parcial à obtenção do título de Mestre.
Orientador: Prof. Dr. Irving Foster Brown.

Rio Branco, AC, Brasil
Julho de 2019

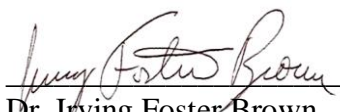
UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E MANEJO DE RECURSOS
NATURAIS

DETECÇÃO DE MORTALIDADE DE GRANDES ÁRVORES EM PÉ NA AMAZÔNIA
SUL-OCIDENTAL BRASILEIRA: TESTE DE MÉTODO

Alex Pereira de Oliveira Silva

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais da Universidade Federal do Acre como requisito parcial à obtenção do título de Mestre.

Aprovado em 31 de julho de 2019 pela banca examinadora:



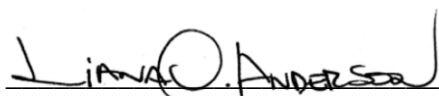
Dr. Irving Foster Brown

Universidade Federal do Acre, Professor, Centro de Ciências Biológicas e da Natureza
Orientador



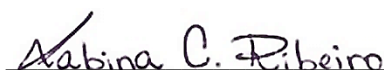
Dra. Karla da Silva Rocha

Universidade Federal do Acre, Professor, Centro de Filosofia e Ciências Humanas
Presidente



Dra. Liana Oighenstein Anderson

Pesquisador, Centro de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais - CEMADEN
Examinador externo



Dra. Sabina Cerruto Ribeiro

Universidade Federal do Acre, Professor, Centro de Ciências Biológicas e da Natureza
Examinador suplente

Rio Branco, AC, Brasil
31, agosto de 2019

- S586d Oliveira Silva, Alex Pereira, 1995 –
Detecção de mortalidade de grandes árvores em pé na Amazônia Sul –
Occidental brasileira: teste de método / Alex Pereira de Oliveira Silva; orientador:
Prof. Dr. Irving Foster Brown. – 2019.
40 f. : il. ; 30 cm.
- Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Acre, Programa de Pós-
Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, Rio Branco, 2019.
Inclui referências bibliográficas e anexos.
- 1.Sensoriamento remoto. 2. Mudanças climáticas. 3. Florestas tropicais. I.
Brown, Irving Foster (orientador). II. Título.
- CDD: 636.6
-

Bibliotecária: Irene de Lima Jorge CRB-11º/465

Referência bibliográfica

OLIVEIRA SILVA, A. P. (2019). Detecção de mortalidade de grandes árvores em pé na Amazônia sul-occidental brasileira: teste de método. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, Universidade Federal do Acre, Rio Branco – AC, 40 p.

Cessão de direitos

AUTOR: Alex Pereira de Oliveira Silva
GRAU: Mestre

Concedo à Universidade Federal do Acre – UFAC permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestá-las somente para propósitos acadêmicos e científicos. Reservo outros direitos de publicação, de forma que nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem minha autorização por escrito.



Alex Pereira de Oliveira Silva

Endereço eletrônico: alexpereiradeoliveirasilva@gmail.com

*À minha família e companheiros, o universo, assim como eu,
é grato pela existência de cada um de vocês, dedico.*

“Se você só usa martelo, tudo parece prego”.

(I. Foster Brown)

Agradecimentos

Agradeço primeiramente as pessoas mais importantes de todo o mundo, claro, minha família. A Vanilene Oliveira, minha *mãinha*, e a Yuri Oliveira, meu irmão, que muito me apoiaram a persistir na fase tão árdua em que consistiu o mestrado. Cada dia longe de vocês foi muito difícil.

A Dr. Eben Broadbent, que tão prestativamente foi meu “cavaleiro no cavalo branco”, me fornecendo os dados necessários à execução deste trabalho.

Ao Dr. Evandro Figueiredo e a Dra. Symone Melo pelo conhecimento, ferramentas e dados fornecidos para o meu treinamento.

Aos Drs. Willian Flores, Elsa Mendonza e Sonaíra Silva, por todo o conhecimento e discussões que levaram aos eixos que conduziram essa pesquisa.

Aos professores Dra. Karla Rocha, Dr. Marcos Silveira e Dr. Evandro Ferreira, por todas as contribuições valiosas durante a qualificação do projeto.

Aos meus tão valiosos amigos/irmãos (há quem diga que até amados): Maíra Silva, Roni Zumba, Ma. Luana Alencar, Angélica Maciel, Júlia Gomes e Sara Gomes. “*Cara, como eu adoro vocês*”.

A Ma. Mabel Baez, que também foi uma grande amiga e apoiadora.

Aos meus prezados colegas de turma, pelas lições aprendidas. Em especial a David Guimarães, Jônatas Lima e a Renata Teixeira por sempre estarem presentes. Também a Allana Alencar, Ronnilda Gonçalves e João Antônio Rodrigues, colegas que seguiram outros caminhos, mas que ainda guardo no coração.

A seu Manoel, seu Chico, dona Cleunice e a Richarlyly “*Cebola*” da Costa, pela recepção em campo e todo o cuidado durante a coleta de dados.

Aos professores do Programa, que muito contribuíram para a minha formação. Em especial, a professora Dra. Sabina Ribeiro, que cordialmente permitiu a minha participação em seu Grupo de Estudos em Manejo de Ecossistemas Florestais (Gemef).

Também a Mirza Costa, secretária do Programa, que muito me auxiliou.

Ao Parque Zoobotânico, pelo espaço tão acolhedor e por todo o âmbito familiar que me envolveu ao longo destes dois anos. Principalmente a Verônica Passos e a Harley Araújo, por todo o carinho desde o início.

Ao meu amado “país” Setem (Setor de Estudos do Uso da Terra e Mudanças Globais), um lugar agitado e nunca frio. E a principalmente seus maravilhosos habitantes: Quéren-Hapuque de Luna, Ma. Andréa Alechandre, Ma. Elaine Lopes, Mariane Pita e a Diogo Scallia, pessoas que tenho um carinho muito especial.

E por fim, as pessoas que mais acreditaram em mim, atuaram como minha segunda família e as quais jamais vou conseguir retribuir todo o investimento, oportunidades e cuidado despendido para que eu chegasse ao final. A Dra. Vera Reis, que com seus conselhos, sempre me impulsionou a seguir e ser mais forte. E ao professor Dr. Foster Brown, meu orientador, meu conselheiro e a minha maior inspiração profissional e humana, por me ensinar a errar, a acreditar e a cuidar de mim e daqueles que amo. Essas lições jamais serão esquecidas.

Sou eternamente grato a cada um de vocês.

In memoriam a cada uma das árvores mencionadas neste trabalho.

Sumário

Resumo	1
Abstract	2
Introdução.....	3
Material e Métodos	5
<i>Área de estudo</i>	5
<i>Coleta de dados</i>	7
<i>Clareiras como modelo</i>	7
<i>Classificação supervisionada de imagens</i>	9
<i>Validações em campo</i>	9
<i>Análise de dados</i>	11
Resultados	12
<i>Mapeamento da mortalidade de árvores</i>	12
<i>Classificação supervisionada</i>	14
Discussão.....	14
Referências Bibliográficas	18
Material suplementar.....	24
Apêndices	25

Detecção de mortalidade de grandes árvores em pé na Amazônia sul-ocidental brasileira: teste de método*

Oliveira Silva, Alex Pereira^{1,3} e Brown, Irving Foster^{1,2}

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, Universidade Federal do Acre (UFAC), Caixa postal 500, 69920-900, Rio Branco, AC, Brasil.

²*Woods Hole Research Center (WHRC)*.

³Autor para correspondência: alexpereiradeoliveirasilva@gmail.com

*Conforme normas do periódico *Forest Ecology and Management* (Apêndice 1)

Resumo

Para a Amazônia, as árvores de maior diâmetro (DAP > 30 cm) são as principais contribuintes na prestação de serviços ecossistêmicos e as mais vulneráveis às mudanças no clima e a impactos antrópicos. Quantificar os primeiros indícios de mudanças na floresta são necessários para a detecção de um possível colapso. Aqui, utilizando clareiras, que expressam os efeitos da mortalidade sobre a floresta, buscamos contribuir para a geração de uma técnica para quantificar mortalidade em escalas de dezenas de hectares, oferecendo alternativas ao monitoramento local. Testamos essa metodologia em 24,4 ha junto ao Seringal Porongaba da Reserva Extrativista Chico Mendes, no Acre, atrelando interpretação visual de imagens, classificação e validações em campo. Nossa abordagem voltada ao sensoriamento remoto, mostrou que a detecção da mortalidade por meio do uso de imagens de satélite de resolução espacial de 3 m é possível para árvores de diferentes diâmetros. Os erros percentuais gerados (comissões 10% e omissões 6%) são adequados para recomendação do método, embora a classificação de imagens não seja apropriada. Mostramos que a abordagem utilizada permite comparações com dados coletados em campo e sugere a ampliação das possibilidades de monitoramento em florestas tropicais.

Palavras-chave: Sensoriamento remoto, clareiras, mudanças climáticas, florestas tropicais, erros de comissão, erros de omissão.

Abstract

Detection of mortality of large standing trees in the Brazilian south-western Amazon: test method

For the Amazon, the larger diameter trees (DBH > 30 cm) are the main contributors to the provision of ecosystem services and the most vulnerable to climate change and anthropogenic impacts. Quantifying the first signs of changes in the forest is necessary to detect a possible collapse. Here, using canopy gaps, which express the effects of mortality on the forest, we seek to contribute to the generation of a technique to quantify mortality in dozens of hectares, offering alternatives to local monitoring. We tested this methodology in 24.4 ha at the Porongaba Seringal of the Reserva Extrativista Chico Mendes in Acre, linking visual interpretation of images, classification and field validations. Our approach to remote sensing has shown that the detection of mortality through the use of 3 m spatial resolution satellite images is possible for trees of different diameters. The percentage errors generated (10% commissions and 6% omissions) are adequate to recommend the method, although image classification is not appropriate. We show that the approach used allows comparisons with field data and suggests the expansion of monitoring possibilities in tropical forests.

Key words: Remote sensing, Gaps, climate change, tropical rainforests, commission errors, omission errors.

Introdução

As árvores compõem a maior parte da arquitetura das florestas, atuando em processos que determinam a manutenção da biodiversidade (Phillips et al., 2017, Zhao et al., 2017). No entanto, a ação de estressores ambientais naturais, como as secas severas, intensificada pelas atividades antrópicas tem feito as florestas persistirem sob condições diferentes daquelas que nortearam o seu aspecto evolutivo (Trumbore et al., 2015). Uma das respostas corriqueiras aos processos de mudança é o incremento nas taxas de morte das árvores (Anderegg et al., 2013).

A mortalidade, por conseguinte, é um componente fundamental para a dinâmica florestal e para o próprio funcionamento dos ecossistemas (Laurance et al., 1998, Coe et al., 2017). Aberturas no dossel marcam os efeitos da morte de árvores sobre a floresta, permitindo que mais água, luz e energia entrem através do substrato e que a sucessão secundária ocorra (Condit et al., 1995, Yamamoto, 2000, Slik, 2004, Wolf, 2005). Entretanto, para a Amazônia, principalmente para a região sul-ocidental, aumentos nos percentuais anuais de mortalidade de árvores vem sendo relatados desde os eventos de seca extrema que marcaram a década passada (Phillips et al., 2009, Asner e Alencar, 2010, Marengo et al., 2011, Xu et al., 2011, Sato et al., 2016). Em 2005 o sudoeste amazônico foi caracterizado como epicentro de seca extrema (precipitação < 100 ml mensais), com uma área de aproximadamente 1,9 milhões de km² impactada, o mesmo ocorreu em 2010, quando 3,0 milhões de km² foram afetadas pelo estresse hídrico (Lewis et al., 2011).

A mortalidade durante as secas está atrelada a uma série de processos ainda não completamente esclarecidos. No entanto, falhas hídricas são um dos principais contribuintes, juntamente ao comprometimento da fotossíntese por indução a “fome de carbono”, devido ao fechamento dos estômatos da planta durante o período de estresse (Sevanto et al., 2014, Rowland et al., 2015). Experimentos realizados na Amazônia tem buscado compreender melhor a ação de outros estressores, além das secas, na indução da mortalidade de árvores, na tentativa de definir estratégias de monitoramento frente ao futuro climático do bioma, determinado pela intensificação e pela frequência de eventos extremos e elevação da temperatura (Nepstad et al., 2007, Zeppel et al., 2011, Zhang et al., 2013, Sevanto et al., 2014, Zemp et al., 2017, Esquivel-Muelbert et al., 2018). Embora avançamos em nosso conhecimento acerca dos processos que conduzem a mortalidade de árvores, sobretudo no âmbito fisiológico, necessitamos orientar meios que permitam atrelar observações locais a escala de paisagem (Asner et al., 2012), especialmente diante da perspectiva de intensos

regimes de pressão antrópica sobre os ecossistemas florestais (Clark et al., 2004, Coe et al., 2017, Phillips et al., 2017).

A compreensão sobre o efeito de processos que induzem a mortalidade a nível de floresta é basicamente proveniente do monitoramento a longo prazo de parcelas permanentes (Malhi et al., 2002). Embora compreender mudanças na estrutura e na composição das florestas requeira abordagens em amplas escalas temporais (Phillips et al., 2008, Vedovato et al., 2016, Coe et al., 2017), para as espécies de grande porte, o tamanho geral de 1 ha das parcelas fornece apenas um recorte dos impactos (Asner et al., 2013). O principal aspecto atrelado a esse fator é o modo em que estão distribuídas estas espécies (Fauset et al., 2015). Entretanto, a baixa densidade populacional dessas árvores é compensada por suas funções ecossistêmicas (Heimann & Reichstein, 2008, Zhang et al., 2013, Selaya et al., 2017).

Para a Amazônia, a chave motora de funções como a estocagem de carbono, a ciclagem de água e a regulação climática através de *feedbacks* entre a atmosfera e a superfície, por exemplo, está fortemente centrada nas espécies de maior diâmetro (Franklin et al., 1987, Heimann & Reichstein, 2008, Zeppel et al., 2011, Zemp et al., 2017). Essas árvores normalmente são de ciclo de vida longo, o que leva a sua maior mortalidade (>1 % anual) operar como bioindicador ambiental (Laurance et al., 1998, Rossi et al., 2006, Zhao et al., 2017). Partindo do fato de que as árvores de grande porte são mais vulneráveis à indutores de morte por pressões fisiológicas, embora que sejam mais resistentes ao déficit hídrico (Condit et al., 1995, Choat et al., 2012, Saatchi et al., 2013, McDowell et al., 2018), estão mais vulneráveis ao aquecimento do ar (Brando, 2018).

Monitorar as grandes árvores demanda observações a nível de paisagem, do tipo “wall-to-wall” (extrapolação para grandes áreas). Até a última década, essa forma de monitoramento em ecossistemas florestais dependia principalmente de dados Landsat (Kennedy et al., 2014, Griffiths et al., 2018). Contudo, a formação de clareiras que expressa o padrão de mortalidade de árvores de forma individual não é perceptível, devido à baixa resolução espacial dos sensores. Com a dinâmica evolução do sensoriamento remoto aplicado às ciências ambientais, em especial a ampliação do uso de *drones* e de imagens de satélites de alta resolução espacial para fins de monitoramento, a aquisição de dados geográficos para acompanhamento das florestas foi ampliada em escala espacial e temporal (Broich et al., 2009, Houborg & McCabe, 2018). O aumento do poder de resolução dos sensores, permitiu o acesso a mais frações do dossel e a detecção de perturbações mais sutis nas copas das árvores, isso em uma escala de centenas de hectares, à uma resolução espacial de poucos metros (Clark et al., 2004, Asner et al., 2009, Immitzer et al., 2012). Essa evolução

proporcionou o acompanhamento de mudanças no dossel da floresta quase em tempo real e entender o efeito de estressores ambientais que comprometem a prestação de serviços ecossistêmicos pelas árvores.

Diante disso, necessitamos ser capazes de detectar indícios de mudanças com a nova geração de ferramentas disponíveis, auxiliando na tomada de medidas mitigatórias imediatas, frente ao possível colapso da floresta amazônica, na prestação de serviços ecossistêmicos e no clima regional amazônico, promovido em larga escala pela degradação florestal (Rowland et al., 2015, Wright et al., 2017, Lapola et al., 2018). Neste contexto, buscamos contribuir para a construção de estratégias de monitoramento, baseadas na detecção de mudanças promovidas pela morte de árvores. Portanto, neste estudo, seguimos dois objetivos: em primeiro, apresentar um método de detecção de mortalidade de árvores de grande porte, mortas em pé, a partir de clareiras, utilizando imagens de satélite de alta resolução espacial. Em segundo, testar a metodologia, comparando a inferência realizada por meio de análises visuais com um método de classificação supervisionada.

Material e Métodos

Área de estudo

Nosso estudo foi conduzido no Seringal Porongaba (10°45'S, 68°45'W) (Figura 1), situado na extremidade sul da Reserva Extrativista Chico Mendes. A maior reserva extrativista (~1.000.000 ha) em extensão territorial para a Amazônia sul-ocidental brasileira, se estendendo ao longo dos municípios de Assis Brasil, Brasiléia, Capixaba, Xapuri, Sena Madureira, Rio Branco e Plácido de Castro.

O Seringal Porongaba possui um território total de aproximadamente 7.200 hectares e situa-se a uma distância de cerca de 20 km do município de Brasiléia, abrangendo também o município de Epitaciolândia. O Seringal é base para duas parcelas permanentes de 1 ha cada (sigla de identificação: POR-01 e POR-02), pertencentes a Rede Amazônica de Inventários Florestais (RAINFOR), que monitoram constantemente a dinâmica de florestas tropicais no mundo todo (<http://www.geog.leeds.ac.uk/projects/rainfor/>, Malhi et al., 2002). Para este estudo, utilizamos a localização da POR-01 como referência para delimitação de uma parcela para validações de 24,4 ha.

A área também apresenta uma variada tipologia florestal (floresta aberta com bambu e floresta aberta com bambu e palmeiras), um dossel arbóreo com altura variando entre 25 e

35 m e um estoque de carbono estimado em ~ 200 t C por hectare (Brown et al., 1992). O período seco se estende de maio a setembro, com pluviometria mensal < 60 mm para os meses de junho, julho e agosto (Brasil, Ministério das Minas e Energia: Departamento Nacional da Produção Mineral, 1976). Devido ao desmatamento, a extração madeireira e ao fogo induzido, destinado a ampliação das fronteiras agrícolas, a área vem sofrendo com a conversão da cobertura florestal anualmente. Estes aspectos são ainda mais preocupantes para a área enquanto reserva, pois seguem os mesmos mecanismos citados por Nepstad et al. (2001) que tem afetado a capacidade de resistência das florestas da Amazônia às secas sazonais e aumentado a sua suscetibilidade ao fogo.

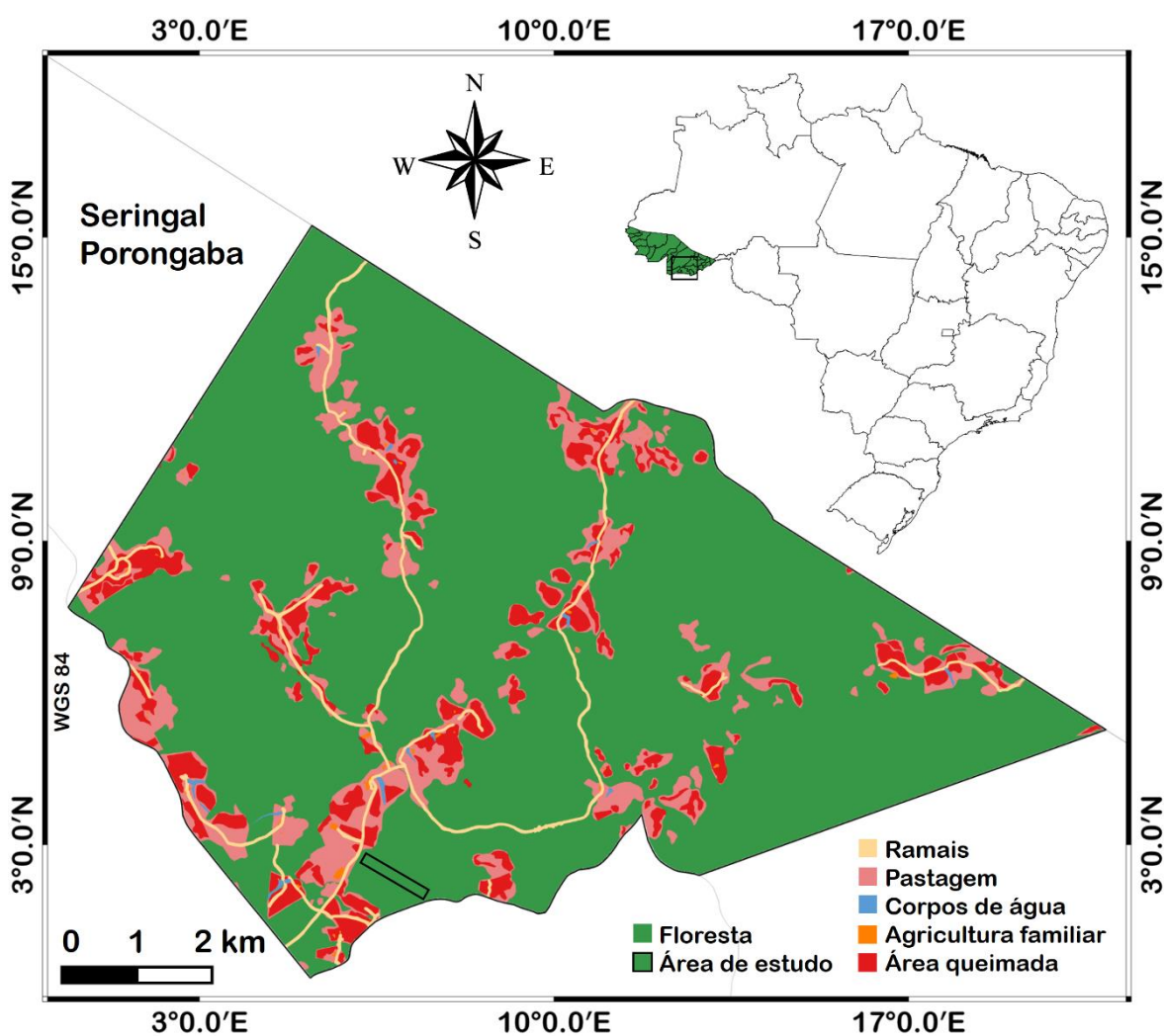


Figura 1: Localização da área de estudo. (a) Seringal Porongaba, na Reserva Extrativista Chico Mendes, estado do Acre, Brasil. (b) Área de validação.

Base de dados

Neste estudo, utilizamos dados de satélite *Planet* de alta resolução espacial (Tabela 1), com dimensões de *pixel* de 3m. Nosso objetivo foi detectar a morte de árvores de grande porte (aqui utilizamos aquelas com diâmetro > 30cm), com base em clareiras como preditoras para eventos de mortalidade. Os dados nos foram fornecidos de forma não comercial pelo Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação (*Spatial Ecology and Conservation Lab*) da Universidade da Florida. As imagens são provenientes de *Planetscope satellites*, pertencentes a empresa americana *Planet Labs* (<https://www.planet.com/>) fundada em 2010. A empresa é uma das pioneiras no comércio de dados provenientes de monitoramento global a partir de uma “constelação” de nano-satélites (~170 ativos), que contam com revisitas diárias e acesso a séries temporais (Planet Team, 2017).

Tabela 1: Atributos e características técnicas gerais dos satélites pertencentes a *Planet Labs*.

Atributo	Características
Resolução espacial	Multiespectral de 3 m
Bandas espectrais	Banda 1 Vermelho 590–670 nm Banda 2 Verde 500–590 nm Banda 3 Azul 455–515 nm Banda 4 Infravermelho próximo 780–860 nm
Número de satélites	~ 170
Imageamento	Cenas de 25 km x 25 km (625 km ² ou 62,500 ha)
Resolução temporal	Um dia
Altitude	475 km
Formato do arquivo	GeoTIFF

Planet Labs.

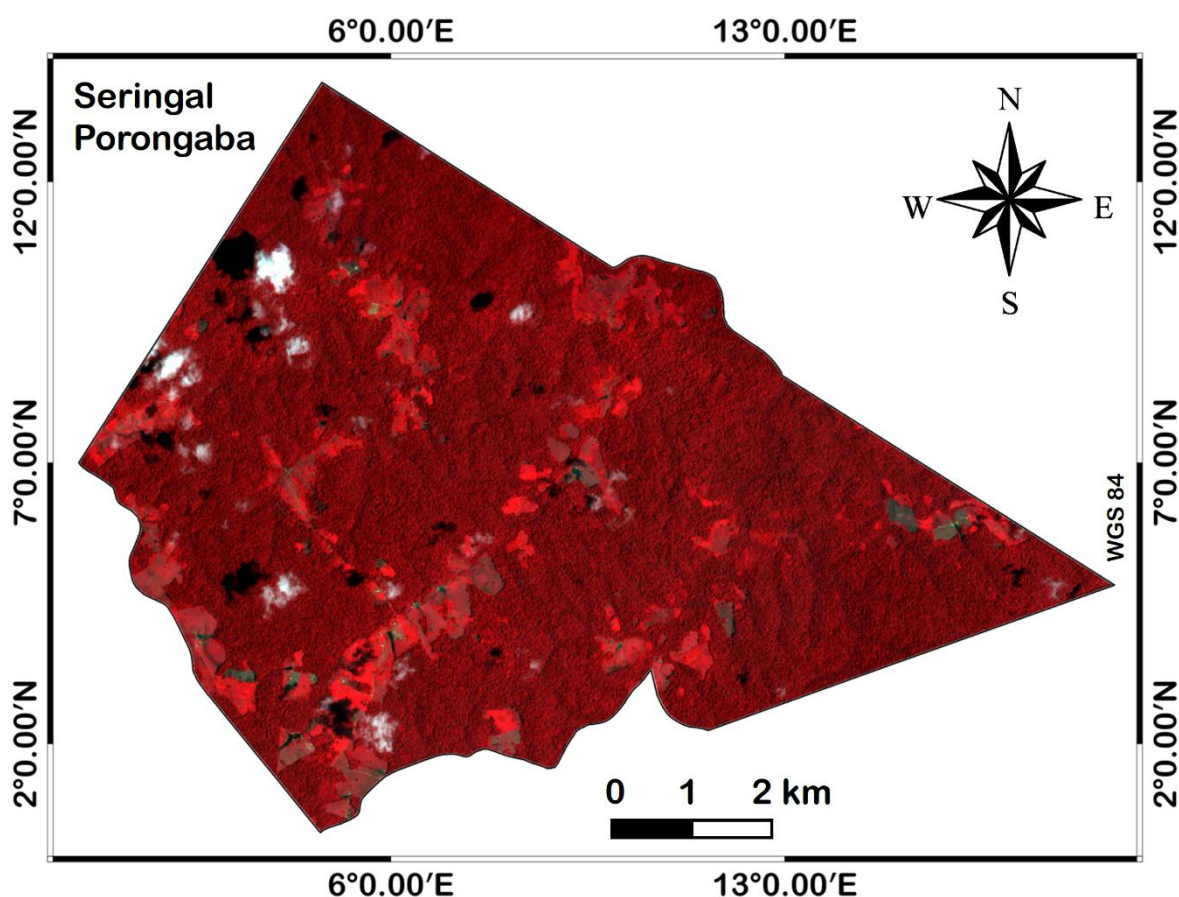
Os dados e os mapas produzidos seguiram o sistema de coordenadas UTM (*Universal Transversa de Mercator*), para a zona 19L e *Datum* WGS 84 (*World Geodetic System* de 1984). Usamos cenas para as datas de 21 de janeiro e 03 de março, ambas para o ano de 2018, correspondendo ao período sazonal chuvoso amazônico. Contrastamos os mesmos dados com uma cena de 18 de agosto do mesmo ano, período equivalente a estação seca.

Clareiras como modelo

O mapeamento de mortalidade de uma única árvore em meio ao dossel pode ser desafiador sob a perspectiva dos sensores remotos. Portanto, é comum a geração de

incertezas no processo de interpretação de imagens, sendo fundamental a validação da acurácia dos produtos do mapa, por meio de incursões em campo. Para a validação do método descrito, seguimos três etapas principais: I) Delimitamos nas cenas as áreas de floresta e detectamos as áreas de clareiras. II) Determinamos as áreas de validação dos produtos do mapeamento baseadas na logística de acesso ao local. III) Validamos as inferências comparando os dados em uma planilha.

Testamos diferentes composições coloridas de imagem para facilitar a interpretação dos dados e a delimitação das áreas florestadas. Buscamos selecionar a composição que permitisse a melhor detecção de pontos de clareira indicando mortalidade arbórea (Figura 2). Por fim, aplicamos a composição de bandas 4, 3 e 2, por melhor atender a finalidade deste trabalho.



Classificação supervisionada de imagens

Comparamos a eficiência entre a interpretação visual dos dados de satélite e uma classificação supervisionada de máxima verossimilhança (Maxver). O algoritmo usa o comprimento de onda de cada pixel para reunir em uma mesma classe, todos os *pixels* que apresentarem respostas espectrais similares. O produto final é uma imagem mais simplificada das condições de cobertura do solo.

Validações em campo

Utilizando o *software Google Earth*, estabelecemos previamente um transecto virtual de 1,3 km, no sentido borda-interior da floresta, baseado no transecto RAINFOR POR-01. Utilizando as coordenadas limites do transecto, estimamos mais duas linhas de 100 m cada, distantes do eixo principal, delimitando uma parcela virtual (1,3 km x 200 m) a partir dos vértices dos ângulos das coordenadas do transecto principal. Inicialmente, utilizamos uma área de 26,4 ha para realizar as interpretações visuais e as validações em campo, contudo, devido a presença de exploração de madeira na área, reduzimos o tamanho da parcela para 24,4 ha, para evitar a inclusão de clareiras formadas por árvores derrubadas.

Realizamos as validações em campo durante o período de 04 a 10 de setembro de 2018, após registrarmos as coordenadas das clareiras detectadas a partir da interpretação dos dados de satélite. Em campo, estabelecemos um transecto de 1,3 km conforme o transecto virtual previamente estabelecido, a 300 m da borda da floresta. Buscamos evitar áreas de borda, cujo dossel tende a ser mais esparsa, principalmente sob a perspectiva de uma área com teor de fragmentação, devido a maior frequência de mortalidade de árvores em pé nessas áreas (Laurance et al., 2000, Castro et al., 2013). O acesso ao transecto ocorreu através de trilhas de uma das parcelas permanentes (POR-01, 10°49'S, 68°46'W) da Rede Amazônica de Inventários Florestais (RAINFOR). Na área, registramos todas as árvores mortas em pé ou caídas e as aberturas no dossel caracterizadas ou não por eventos de mortalidade.

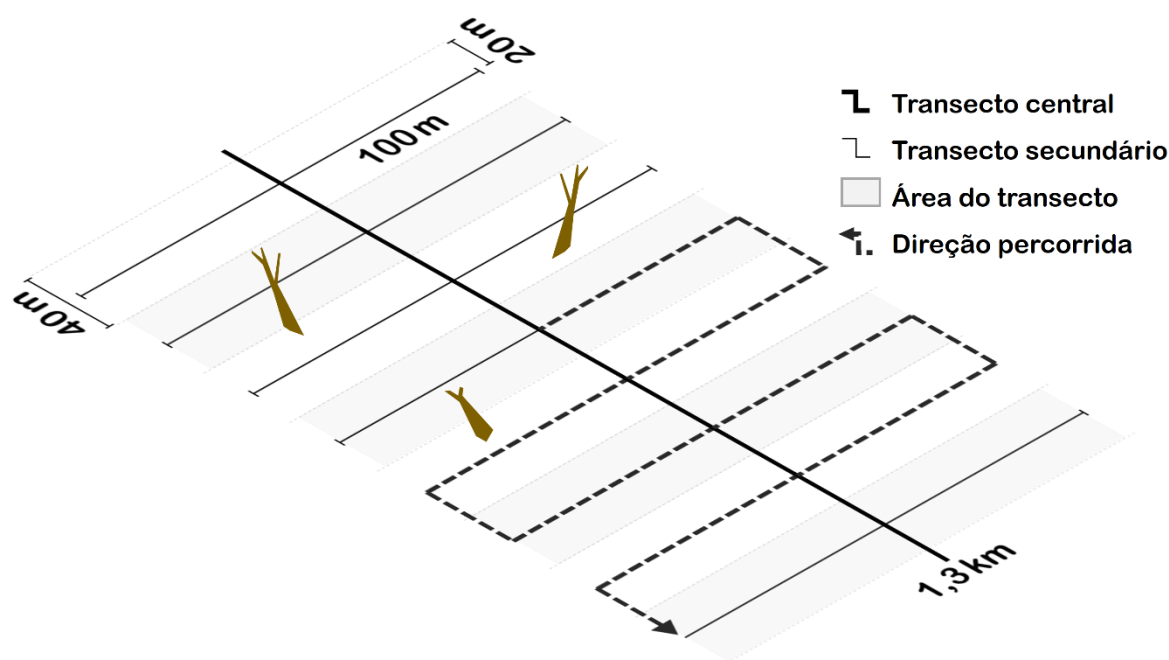


Figura 3: Transecto central estabelecido dentro da área de estudo e um esquema simplificado da metodologia de registro de mortalidade entre os transectos.

Neste estudo, assumimos como árvores mortas permanentemente aquelas com casca seca facilmente separada do alborno e sem folhas vivas ou câmbio vivo a uma altura de 1,30 m (Tritton & Siccama, 1990, Nepstad et al., 2007). As árvores mortas em pé foram classificadas de acordo com um dos três estágios de degradação da copa proposto por Mendoza (2017) e adaptado para este trabalho (Tabela 3). Utilizamos esses parâmetros de avaliação para incluir eventos recentes de mortalidade.

Tabela 3: Classificação do estado de degradação da copa.

Classe	Característica
A	Árvores que mantiveram ramos secundários agarrados a copa e a madeira ainda sólida.
B	Árvores que apresentaram os principais galhos e a madeira ainda em boas condições com casca iniciando o desprendimento.
C	Árvores com a copa mantendo vestígio dos principais galhos e a madeira em processo de deterioração.

Adaptado de Mendoza (2017).

O valor mínimo para classificação de árvores de grande porte foi um diâmetro a altura do peito (DAP) de ≥ 30 cm, conforme proposto por Clark et al. (2004). Aquelas possuindo DAP < 30 cm foram classificadas como de menor porte. Para as árvores caídas, inferimos o diâmetro quando possível, também a 1,30 m a partir da base da raiz.

Para a avaliação em campo, assumimos como clareiras, quaisquer aberturas abruptas no dossel da floresta que se estendem em direção ao solo até a uma altura mínima de 2 m acima do substrato (Brokaw, 1982). Estas clareiras podem ser ocasionadas pela queda de árvores, de galhos, de emaranhados de lianas ou sem motivo aparente, com limites definidos verticalmente (Denslow, 1980, Foster & Reiners, 1986, Hu et al., 2009). Adotamos como limite da clareira, o perímetro da abertura delimitado pela copa das árvores adjacentes (Foster & Reiners, 1986, Clinton et al., 1993).

Registramos as coordenadas em cada ponto checado utilizando um aparelho de Sistema de Posicionamento Geográfico, modelo *GPSMap Garmin 78s*. Para reduzir erros, em cada um dos registros, coletamos três pontos de coordenadas para seleção da mediana como meio de confirmação. Apenas uma mediana foi tomada para cada clareira, mesmo para aquelas com mais de uma árvore morta em seu raio. Posteriormente, utilizando o *software* QGIS 2.18, distribuimos os dados referentes às coordenadas de cada ponto validado para mapear a distribuição da mortalidade e das aberturas no dossel. Utilizamos o mesmo sistema de coordenadas e o mesmo *datum* usados no mapeamento, para realizar as validações, UTM e WGS 84 respectivamente.

Análise de dados

Para caracterizar a eficiência do mapeamento da mortalidade de árvores, utilizamos uma matriz de erro, também chamada matriz de confusão ou de contingência. Ela compara dados similares, mas provenientes de fontes distintas. Contudo, o produto gerado permite um panorama dos tipos de erro entre as duas procedências (Congalton, 1991). Essa medida gera um percentual a partir do número de casos incluídos corretamente para uma classe, comparando ao percentual do número total de casos para a classe. Esse valor determina a acurácia geral da classificação que em contraste com a validação em campo pode fornecer uma avaliação concisa dos dados (Story & Congalton, 1986).

Também obtivemos com a matriz os erros de omissão e comissão e a acurácia do produtor e do usuário, o foco do nosso estudo. Os erros de omissão ocorrem quando dados validados em campo não foram mapeados junto as imagens, enquanto os erros de inclusão são gerados quando árvores mortas mapeadas na imagem não foram encontradas no campo.

A segunda análise utilizada para quantificar a acurácia do mapeamento foi o índice de correlação de *Kappa*, para indicar o quanto da classificação converge para a aleatoriedade (Congalton, 1991). Por fim, realizamos uma classificação supervisionada utilizando o

algoritmo de máxima verossimilhança na detecção de clareiras e comparamos os resultados obtidos com as interpretações visuais das imagens de satélite.

Resultados

Mapeamento da mortalidade de árvores

Encontramos uma distribuição espacial aleatória para os eventos de mortalidade registrados nos ~24,4 ha de floresta no Seringal Porongaba (Figura 4).

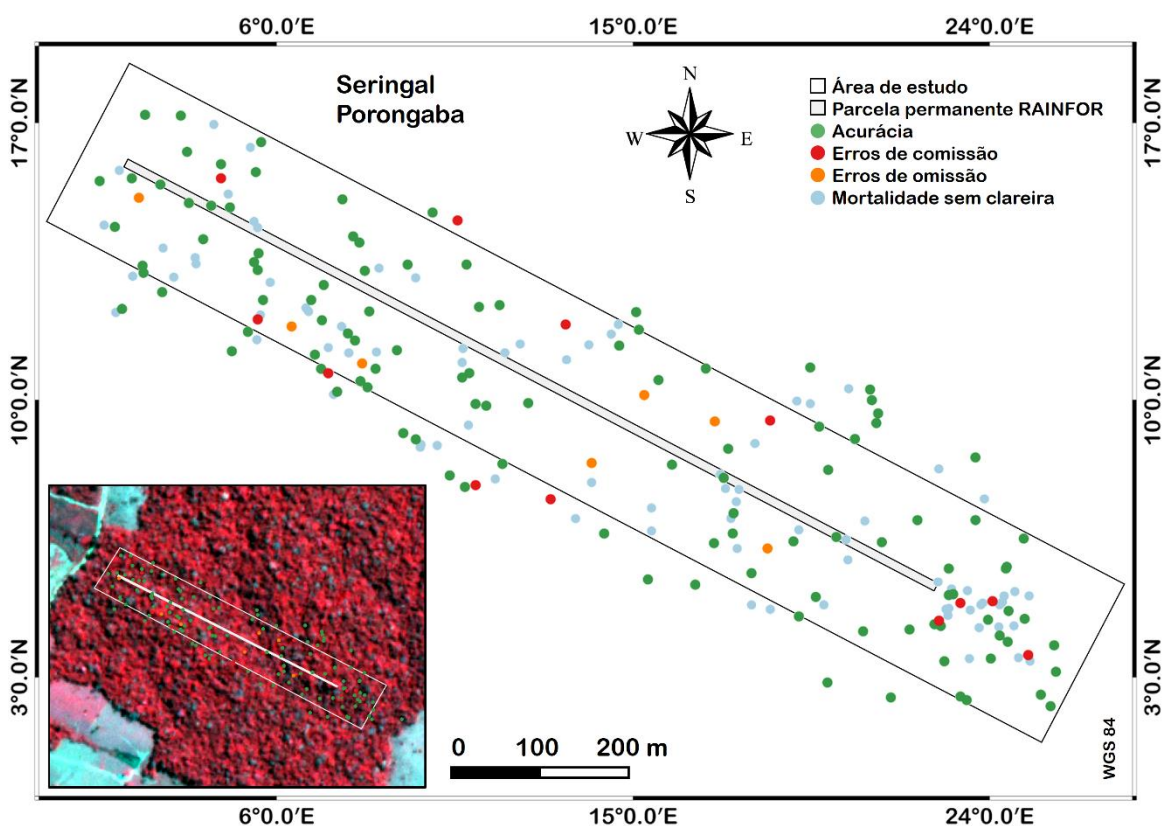


Figura 4: Distribuição dos erros de comissão e omissão registrados de acordo com o tipo de erro.

Na tabela 4, apresentam-se as medidas de acurácia a partir da matriz de erro. Nela foi possível caracterizarmos os erros de comissão e omissão para o mapeamento, a partir de cada um dos registros de mortalidade arbórea. A acurácia global e o Coeficiente de *Kappa* foram de 87% e 50%, respectivamente.

Tabela 4: Matriz de erro comparando o mapeamento da mortalidade em clareiras e suas validações em campo.

Mapeado	Referência			Total
	Clareira contendo árvores mortas	Clareira contendo árvores vivas	Clareiras sem árvores	
Clareira contendo árvores mortas	114	7	5	126
Clareira contendo árvores vivas	6	5	0	11
Clareiras sem árvores	1	0	7	8
Total	121	12	12	145

Classificação	Métricas de acurácia			
	Acurácia do usuário	Acurácia do produtor	Erros de comissão	Erros de omissão
Clareira contendo árvores mortas	90%	94%	10%	6%
Clareira contendo árvores vivas	45%	42%	55%	58%
Clareiras sem árvores	88%	58%	13%	42%

A frequência cumulativa de árvores por classes diamétricas para clareiras contendo eventos de mortalidade pode ser conferida na Figura 5.

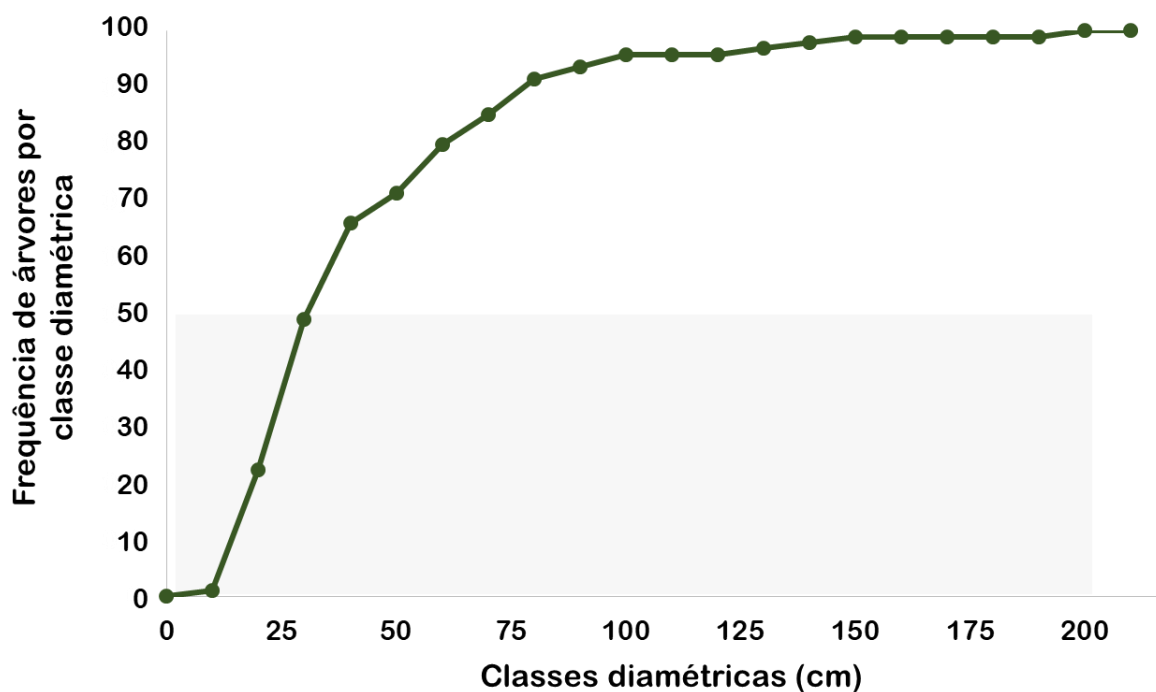


Figura 5: Frequência cumulativa de árvores detectadas por classe diamétrica nas áreas de clareira.

Classificação supervisionada

Para a classificação supervisionada de máxima verossimilhança, selecionamos 200 amostras de pixels para compor as classes Clareira e Floresta (Figura 6). Utilizamos entre 170 a 200 pixels para compor as demais classes do mapa. Notamos que as áreas de clareiras não apresentaram contraste suficiente para serem diferenciadas de outras classes, apesar de manterem assinaturas espectrais distinguíveis por interpretações visuais. Sequencialmente, incluímos mais 20 amostras para a classe Clareira e posteriormente mais 50, contudo, mais incertezas também foram agregadas à classificação.

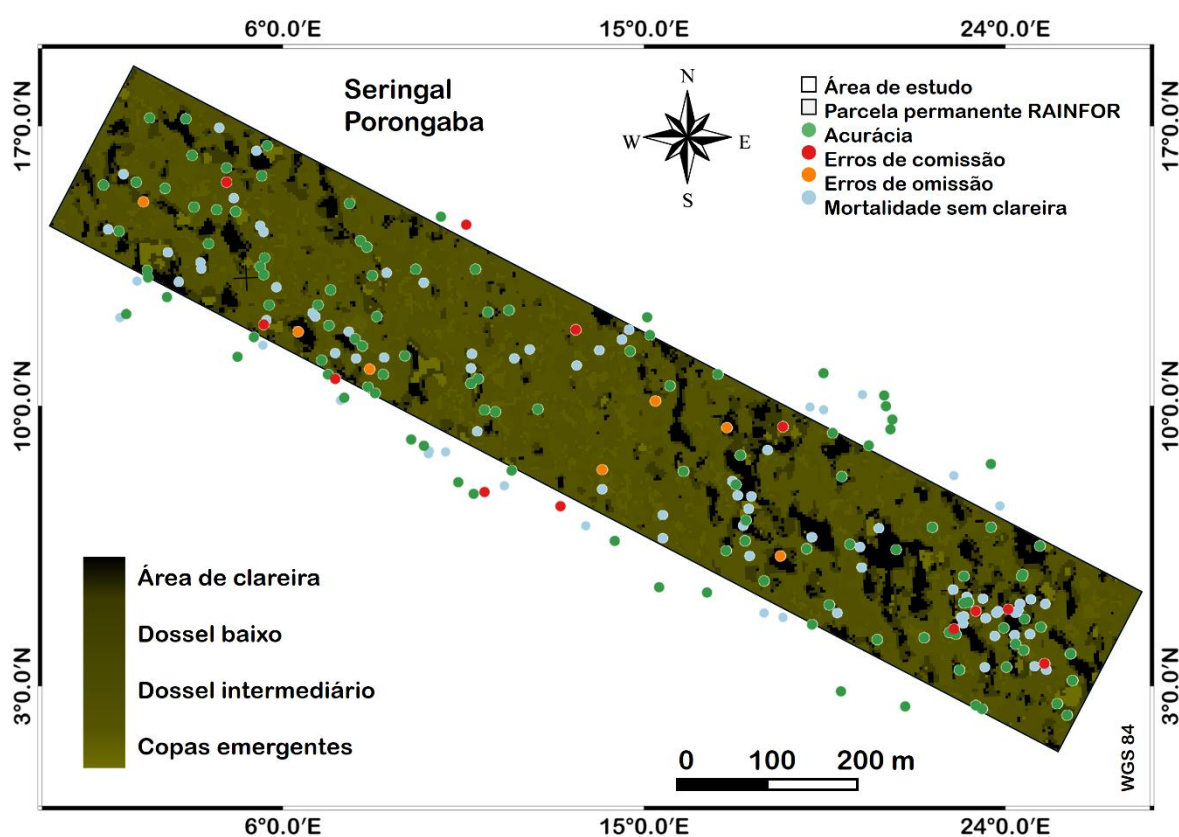


Figura 6: Classificação por máxima verossimilhança (Maxver) evidenciando a parcela utilizada para o mapeamento da mortalidade.

Discussão

As estimativas para os erros de comissão e de omissão foram de 10% e 6% respectivamente, o suficiente para recomendar o método. Se analisarmos mais a fundo, podemos observar que 94% das clareiras registradas no mapeamento mantiveram eventos de

mortalidade em seu interior. Contudo, quando checarmos em campo, elas mantiveram eventos de mortalidade quando validadas apenas em 90% das vezes. Obtivemos com o mapeamento total uma acurácia geral de 87%, com *Kappa* indicando uma concordância moderada de 50%. Em outras palavras, pode-se assumir uma concordância não aleatória entre os produtos do mapeamento como um todo e as validações em campo.

Os erros de omissão identificados foram gerados por clareiras não detectadas (aquelas de área < 20 m²) ou mortalidade sem evidências de abertura no dossel. Por outro lado, os erros de comissão equivalem a inclusão de clareiras não ocasionadas pela morte de árvores no registro de mortalidade. Um aspecto que pode ter favorecido a inclusão destes falsos-positivos nas inferências é a própria fitofisionomia da floresta. A predominância de palmeiras na área pode contribuir para a formação de um dossel mais esparsos e, portanto, menos contíguo.

Para a finalidade deste trabalho, mostramos que é possível a detecção não somente de grandes árvores, como também abaixo desse valor (50% das árvores detectadas possuíam DAP < 30 cm). Nossos resultados ainda revelam que existem diferenças entre a detecção de grandes árvores e a detecção de mortalidade. Embora nos concentramos nas árvores de maior diâmetro, avaliamos todos os tipos de morte como uma medida de comparação. O modo de morte foi o aspecto que levou a detecção de árvores de todos os tipos de diâmetro. Com a melhor detecção de clareiras formadas pela queda de árvores, devido seu aspecto de área maior. A contribuição do modo de morte e o estado de degradação da copa para a área de clareira podem ser observados na figura 7.

Um aspecto a ser considerado no monitoramento de grandes árvores é a sua distribuição menos frequente em relação às classes diamétricas menores. Essa condição dificulta trabalhos centrados nessas árvores devido a necessidade de amplas escalas espaciais. Uma maneira de conferir se o tamanho da área foi suficiente para as validações, é testar o efeito do tamanho das unidades amostrais sobre o erro normalizado da média de árvores mortas. Calculamos o erro padrão da média dividindo o desvio padrão da média de árvores mortas em pé com DAP > 30 cm, pela raiz do número de unidades amostrais. Na tabela 5, pode ser observado que o erro normalizado variou pouco entre as unidades amostrais de 6 a 8 ha até decair na unidade de 13 ha. A própria distribuição das árvores na área de estudo é responsável por esse resultado, com uma média de 1,38 árvores por ha. Para a floresta do Seringal Porongaba, observamos que uma área de 6 ha é suficiente para as estimativas.

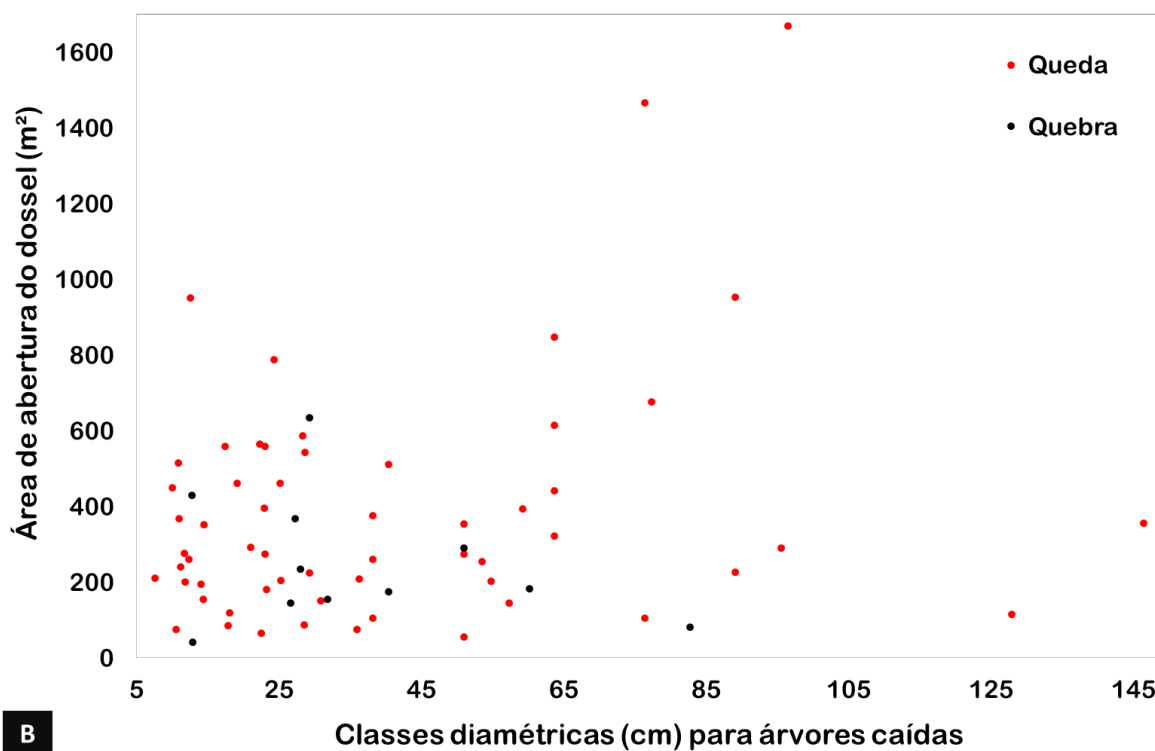
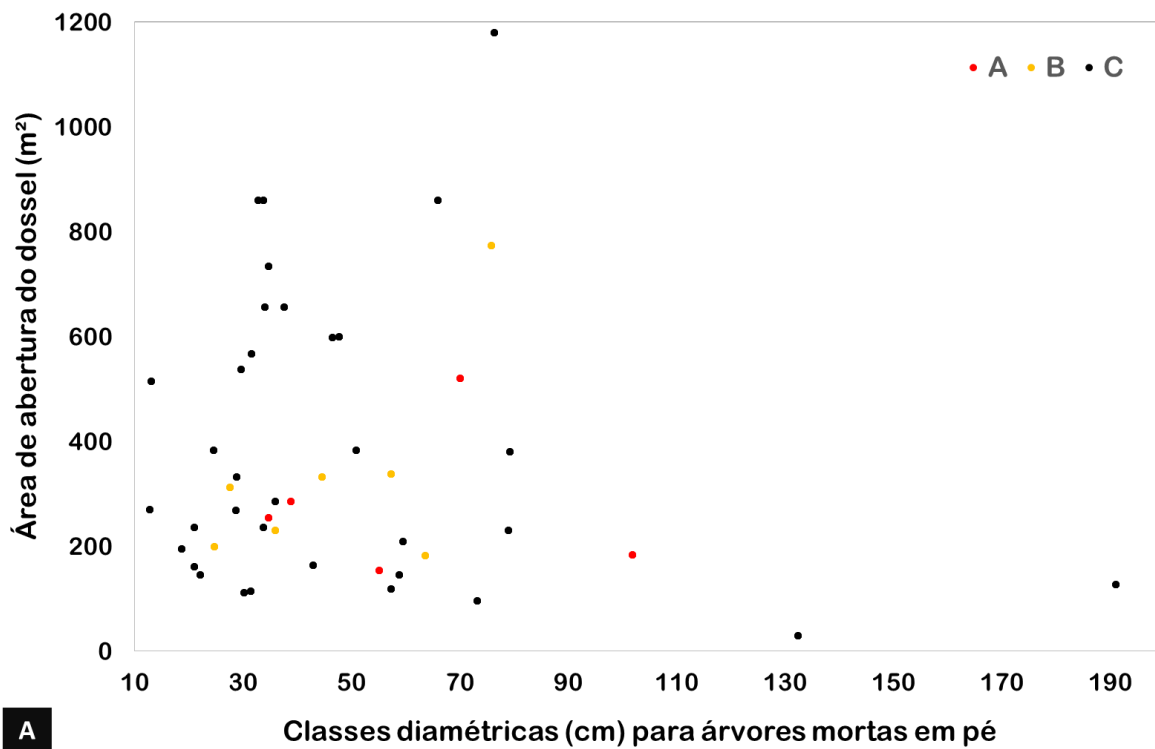


Figura 7: Contribuição do modo de morte e o estado de degradação da copa para a área de clareira. Em A, contribuição das árvores mortas em pé. Em B, contribuição das árvores caídas.

Tabela 5: Efeito do tamanho das unidades amostrais sobre o erro normalizado da média de árvores mortas em pé com DAP ≥ 30 cm para o Seringal Porongaba na Reserva Extrativista Chico Mendes.

Média de árvores por ha	Tamanho das unidades amostrais						
	1 ha	2 ha	3 ha	4 ha	6 ha	8 ha	12 ha
1,38							
Número de unidades em 24 ha	24	12	8	6	4	3	2
Desvio padrão normalizado de árvores mortas por ha	1,52	1,10	0,87	0,76	0,48	0,37	0,21
Erro normalizado de árvores mortas por ha	0,31	0,32	0,31	0,31	0,24	0,21	0,15
CV ¹ do erro normalizado (%)	23	23	22	23	17	15	11

¹ Coeficiente de variação.

Usamos esse argumento para mostrar algumas das dificuldades por trás do uso de parcelas permanentes para o monitoramento de árvores de grande porte. Tal aspecto leva em consideração que áreas muito pequenas limitam o número de amostras devido a distribuição natural de espécies de grandes diâmetros, sendo necessária a extrapolação para áreas maiores. Contudo, o aumento na amostragem requer recurso necessário para as validações, sendo a relação de custos entre ~20 horas de interpretação de imagens para os ~24,4 ha (26,4 ha inicialmente) analisados em contraste com as ~118 horas de avaliações em campo parece compensatória.

Embora o uso de sensoriamento remoto seja um meio viável de monitoramento de mudanças na cobertura florestal, ele ainda demanda usuários especializados (Asner et al., 2009). Deste modo, para avançarmos mais neste processo, buscamos utilizar o algoritmo de máxima verossimilhança para detecção automática de áreas de clareira. Contudo, os erros na análise não permitem essa forma de comparação. Dessa forma, recomendamos a realização de estudos que possam testar outros métodos de classificação para gerar um modelo de distinção automática de clareiras em meio ao dossel, que gere baixos percentuais de erro. Uma outra perspectiva poderia ser a ampliação da área de detecção, testando a influência da intensidade de análises visuais em relação a eficiência e o tempo de observações.

Nossos esforços constituem uma tentativa de monitorar a dinâmica florestal baseada na relação de custo-benefício entre a geração de dados a nível de paisagem e a manutenção de parcelas permanentes. Este é um aspecto que deve ser melhor explorado frente as mudanças na floresta promovidas pela alteração no clima (Sato et al., 2016). Sobretudo, uma vez que a abordagem do sensoriamento remoto permite estimativas acerca da dimensão espacial, tempo de duração e consequências dos impactos sobre a floresta, bem como, uma visão sob a sua capacidade de recuperação (Zhang et al., 2013). Frente ao cenário atual, o

refinamento de tecnologias que permitam potencialmente detectar mortalidade de árvores em uma escala de dezenas de hectares é fundamental para monitorar as florestas e abrir espaço para perspectivas futuras e novas aplicações (Hartmann et al., 2018).

Por fim, recomendamos para aperfeiçoar a este e a outros estudos, a ampliação da escala temporal de observação. Associado a avaliações temporais, o método discutido neste trabalho pode atuar como uma ferramenta para monitorar continuamente árvores de dossel em florestas similares. Embora as estimativas de erro sejam suficientes para atender a práticas de mapeamento de mortalidade arbórea, as conclusões neste estudo não podem ser determinantes. Nossas observações restritas ao período sazonal amazônico são suficientes, dado ao período de um ano em que as clareiras podem atuar como uma evidência de mortalidade para florestas tropicais. Do mesmo modo, estender o período de observações também pode permitir a avaliação da influência de dinâmicas como a do fogo e das secas sobre a espacialização da mortalidade em função do tempo.

Referências Bibliográficas

- Anderegg, W. R. L., J. M. Kane and L. D. L. Anderegg. 2013. Consequences of widespread tree mortality triggered by drought and temperature stress. *Nature Climate Change*. 3: 30–36. <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE1635>.
- Asner, G. P. and A. Alencar. 2010. Drought impacts on the Amazon forest: the remote sensing perspective. *New Phytologist*. 187: 569–578. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03310.x>.
- Asner, G. P., D. E. Knapp, A. Balaji and G. Páez-Acosta. 2009. Automated mapping of tropical deforestation and forest degradation: CLASlite. *Journal of Applied Remote Sensing*. 3: 1–24. <https://doi.org/10.1117/1.3223675>.
- Asner, G. P., J. K. Clark, J. Mascaro, G. A. Galindo-García, K. D. Chadwick, D. A. Navarrete-Encinales, G. Páez-Acosta, E. Cabrera-Montenegro, T. Kennedy-Bowdoin, Á. Duque, A. Balaji, P. Von Hildebrand, L. Maatoug, J. F. Phillips-Bernal, A. P. Yepes-Quintero, D. E. Knapp, M. C. García-Dávila, J. Jacobson And M. F. Ordóñez. 2012. High-resolution mapping of forest carbon stocks in the Colombian Amazon. *Biogeosciences*. 9: 2683–2696. <https://doi.org/10.5194/bg-9-2683-2012>,
- Asner, G. P., J. Mascaro, C. Anderson, D. E. Knapp, R. E. Martin, T. Kennedy-Bowdoin, M. V. Breugel, S. Davies, J. S. Hall, H. C. Muller-Landau, C. Potvin, W. Sousa, J. Wright and E. Bermingham. 2013. High-fidelity national carbon mapping for resource management and REDD+. *Carbon Balance and Management*. 8: 1–14. <https://doi.org/10.1186/1750-0680-8-7>.

- Brando, P. 2018. Tree height matters. *Nature Geoscience*. 11: 390–391. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0147-z>.
- Brasil, Ministério das Minas e Energia: Departamento Nacional da Produção Mineral. 1976. Projeto RADAM BRASIL. Folha SC. 19, Rio Branco; Geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra Dento Nac. da Produc.ao Mineral. Rio de Janeiro, Brasil: 464 pp., mapas e tabelas. Acesso em <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv24029.pdf>>.
- Broich, M., S. V. Stehman, M. C. Hansen, P. Potapov and Y. E. Shimabukuro. 2009. A comparison of sampling designs for estimating deforestation from Landsat imagery: A case study of the Brazilian Legal Amazon. *Remote Sensing of Environment*. 113: 2448–2454. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.07.011>.
- Brokaw, N. V. L. 1982. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. *Biotropica*. 14: 158–160. <https://doi.org/10.2307/2387750>.
- Brown, I. F., D. C. Nepstad, I. O. Pires, L. M. L. and A. S. Alechandre. 1992. Carbon storage and land-use in extractive reserves, Acre, Brazil. *Environmental Conservation*. 19: 307–315. <https://doi.org/10.1017/S0376892900031428>.
- Castro, W., C. I. Salimon, H. Medeiros, I. B. Silva and M. Silveira. 2013. Bamboo abundance, edge effects, and tree mortality in a forest fragment in southwestern Amazonia. *Scientia Forestalis*. 41: 159–164. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032013000200002>.
- Choat, B., S. Jansen, T. J. Brodribb, H. Cochard, S. Delzon, R. Bhaskar, S. J. Bucci, T. S. Feild, S. M. Gleason, U. G. Hacke, A. L. Jacobsen, F. Lens, H. Maherali, J. Martínez-Vilalta, S. Mayr, M. Mencuccini, P. J. Mitchell, A. Nardini, J. Pittermann, R. B. Pratt, J. S. Sperry, M. Westoby, I. J. Wright and A. E. Zanne. 2012. Global convergence in the vulnerability of forests to drought. *Nature*. 491: 752–755. <https://doi.org/10.1038/nature11688>.
- Clark, D. B., C. S. Castro, L. D. A. Alvarado and J. M. Read. 2004. Quantifying mortality of tropical rain forest trees using high-spatial-resolution satellite data. *Ecology Letters*. 7: 52–59. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1046/j.1461-0248.2003.00547.x>.
- Clinton, B. D., L. R. Boring and Swank, W. T. 1993. Canopy gap characteristics and drought influences in Oak forests of the Coweeta Basin. *Ecology*. 74: 1551–1558. <https://doi.org/10.2307/1940082>.
- Coe, M. T., P. M. Brando, L. A. Deegan, M. N. Macedo, C. Neill and D.V. Silvério. 2017. The forests of the Amazon and Cerrado moderate regional climate and are the key to the future. *Tropical Conservation Science*. 10: 1–6. <https://doi.org/10.1177/1940082917720671>.
- Condit, R., S. P. Hubbell and R. B. Foster. 1995. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. *Ecological Monographs*. 65: 419–439. <https://doi.org/10.2307/2963497>.

- Congalton, R. G. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*. 37: 35–46. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90048-B](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90048-B).
- Denslow, J. S. 1980. Gap partitioning among tropical rainforest trees. *Biotropica*. 12: 47–55. <https://doi.org/10.2307/2388156>.
- Esquivel-Muelbert, A., T. R. Baker, K. G. Dexter, S. L. Lewis, R. J. W. Brienen, T. R. Feldpausch, J. Lloyd, A. Monteagudo-Mendoza, L. Arroyo, E. Álvarez-Dávila, N. Higuchi, B. S. Marimon, B. Hur Marimon-Junior, M. Silveira, E. Vilanova, E. Gloor, Y. Malhi, J. Chave, J. Barlow, D. Bonal, N. D. Cardozo, T. Erwin, S. Fauset, B. Hérault, S. Laurance, L. Poorter, L. Qie, C. Stahl, M. J. P. Sullivan, H. ter Steege, V. A. Vos, P. A. Zuidema, E. Almeida, E. A. Oliveira, A. Andrade, S. A. Vieira, L. Aragão, A. Araujo-Murakami, E. Arets, G. A. Aymard, P. B. Camargo, J. G. Barroso, F. Bongers, R. Boot, J. L. Camargo, W. Castro, V. C. Moscoso, J. Comiskey, F. C. Valverde, A. C. L. Costa, J. del A. Pasquel, T. Di Fiore, L. F. Duque, F. Elias, J. Engel, G. F. Llampazo, D. Galbraith, R. H. Fernández, E. H. Coronado, W. Hubau, E. Jimenez-Rojas, A. J. N. Lima, R. K. Umetsu, W. Laurance, G. Lopez-Gonzalez, T. Lovejoy, O. A. M. Cruz, P. S. Morandi, D. Neill, P. N. Vargas, N. C. P. Camacho, A. P. Gutierrez, G. Pardo, J. Peacock, M. Peña-Claros, M. C. Peñuela-Mora, P. Petronelli, G. C. Pickavance, N. Pitman, A. Prieto, C. Quesada, H. Ramírez-Angulo, M. Réjou-Méchain, Z. R. Correa, A. Roopsind, A. Rudas, R. Salomão, N. Silva, J. S. Espejo, J. Singh, J. Stropp, J. Terborgh, R. Thomas, M. Toledo, A. Torres-Lezama, L. V. Gamarra, P. J. van de Meer, G. van der Heijden, P. van der Hout, R. V. Martinez, C. Vela, I. C. G. Vieira, O. L. Phillips. 2018. Compositional response of Amazon forests to climate change. *Global Change Biology*. 25: 39–56. <https://doi.org/10.1111/gcb.14413>.
- Fauset, S., M. O. Johnson, M. Gloor, T. R. Baker, A. Monteagudo M., R. J. W. Brienen, T. R. Feldpausch, G. Lopez-Gonzalez, Y. Malhi, H. Ter Steege, N. C. A. Pitman, C. Baraloto, J. Engel, P. Petronelli, A. Andrade, J. L. C. Camargo, S. G. W. Laurance, W. F. Laurance, J. Chave, E. Allie, P. N. Vargas, J. W. Terborgh, K. Ruokolainen, M. Silveira, G. A. Aymard C., L. Arroyo, D. Bonal, H. Ramirez-Angulo, A. Araujo-Murakami, D. Neill, B. Hérault, A. Dourdain, A. Torres-Lezama, B. S. Marimon, R. P. Salomão, J. A. Comiskey, M. Réjou-Méchain, M. Toledo, J. C. Licona, A. Alarcón, A. Prieto, A. Rudas, P. J. Van Der Meer, T. J. Killeen, B. Marimon-Junior, L. Poorter, R. G. A. Boot, B. Stergios, E. V. Torre, F. R. C. Costa, C. Levis, J. Schiatti, P. Souza, N. Groot, E. Arets, V. C. Moscoso, W. Castro, E. N. H. Coronado, M. Peña-Claros, C. Stahl, J. Barroso, J. Talbot, I. C. G. Vieira, G. Van Der Heijden, R. Thomas, V. A. Vos, E. C. Almeida, E. A. Davila, L. E. O. C. Aragão, T. L. Erwin, P. S. Morandi, E. A. Oliveira, M. B. X. Valadão, R. J. Zagt, P. Van Der Hout, P. A. Loayza, J. J. Pipoly, O. Wang, M. Alexiades, C. E. Cerón, I. Huamantupa-Chuquimaco, A. D. Fiore, J. Peacock, N. C. P. Camacho, R. K. Umetsu, P. B. Camargo, R. J. Burnham, R. Herrera, C. A. Quesada, J. Stropp, S. A. Vieira, M. Steininger, C. R. Rodríguez, Z. Restrepo, A. E. Muelbert, S. L. Lewis, G. C. Pickavance and O. L. Phillips. 2015. Hyperdominance in amazonian forest carbon cycling. *Nature Communications*. 6: 1–9. <https://doi.org/10.1038/ncomms7857>.

- Foster, J. R. and W. A. Reiners. 1986. Size distribution and expansion of canopy gaps in a northern Appalachian spruce-fir forest. *Vegetatio*. 68: 109–114. <https://doi.org/10.1007/BF00045062>.
- Franklin, J. F., H. H. Shugart and M. E. Harmon. 1987. Tree death as an ecological process: The causes, consequences, and variability of tree mortality. *BioScience*. 37: 550–556. <https://doi.org/10.2307/1310665>.
- Griffiths, P., B. Jakimow, P. Hostert. 2018. Reconstructing long term annual deforestation dynamics in Pará and Mato Grosso using the Landsat archive. *Remote Sensing of Environment*. 216: 497–513. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.07.010>.
- Hartmann, H., C. F. Moura, W. R. L. Anderegg, N. K. Ruehr, Y. Salmon, C. D. Allen, S. K. Arndt, D. D. Breshears, H. Davi, D. Galbraith, K. X. Ruthrof, J. Wunder, H. D. Adams, J. Bloemen, M. Cailleret, R. Cobb, A. Gessler, T. E. E. Grams, S. Jansen, M. Kautz, F. Lloret and M. O'Brien. Research frontiers for improving our understanding of drought-induced tree and forest mortality. *New Phytologist*. 218: 15–28. <https://doi.org/10.1111/nph.15048>.
- Heimann, M. and M. Reichstein. 2008. Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. *Nature*. 451: 289–292. <https://doi.org/10.1038/nature06591>.
- Houborg, R. and M. F. McCabe. 2018. A Cubesat enabled Spatio-Temporal Enhancement Method (CESTEM) utilizing Planet, Landsat and MODIS data. *Remote Sensing of Environment*. 209: 211–226. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.02.067>.
- Hu, L., Z. Gong, J. Li and J. Zhu. 2009. Estimation of canopy gap size and gap shape using a hemispherical photograph. *Trees – Structure and Function* 23: 1101–1108. <https://doi.org/10.1007/s00468-009-0353-9>.
- Immitzer M., C. Atzberger and T. Koukal. 2012. Tree species classification with random forest using very high spatial resolution 8-Band WorldView-2 satellite data. *Remote Sensing*. 4: 2661–2693. <https://doi.org/10.3390/rs4092661>.
- Kennedy, R. E., S. Andréfouët, W. B. Cohen, C. Gómez, P. Griffiths, M. Hais, S. P. Healey, E. H. Helmer, P. Hostert, M. B. Lyons, G. W. Meigs, D. Pflugmacher, S. R Phinn, S. L. Powell, P. Scarth, S. Sen, T. A. Schroeder, A. Schneider, R. Sonnenschein, J. E. Vogelmann, M. A. Wulder and Z. Zhu. 2014. Bringing an ecological view of change to Landsat-based remote sensing. <https://doi.org/10.1890/130066>.
- Lapola, D. M., P. Pinho, C. A. Quesada, B. B. N. Strassburg, A. Rammigf, B. Kruijtg, I. F. Brown, J. P. H. B. Ometto, A. Premevida, J. A. Marengo, W. Vergara, and C. A. Nobre. 2018. Limiting the high impacts of Amazon forest dieback with no-regrets science and policy action. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 45: 11671–11679. <https://doi.org/10.1073/pnas.1721770115>.
- Laurance, W. F., L. V. Ferreira, J. M. R. Merona and S. G. Laurance. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79: 2032–2040.

- Laurance, W. F., P. Delamônica, S. G. Laurance, H. L. Vasconcelos and T. E. Lovejoy. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*. 404: 836. <https://doi.org/10.1038/35009032>.
- Lewis, S. L., P. M. Brando, O. L. Phillips, G. M. F. Van Der Heijden and D. Nepstad. 2011. The 2010 Amazon drought. *Science*. 331: 554. <https://doi.org/10.1126/science.1200807>.
- Malhi, Y., O. L. Phillips, J. Lloyd, T. Baker, J. Wright, S. Almeida, L. Arroyo, T. Frederiksen, J. Grace, N. Higuchi, T. Killeen, W. F. Laurance, C. Leaña, S. Lewis, P. Meir, A. Monteagudo, D. Neill, P. N. Vargas, S. N. Panfil, S. Patiño, N. Pitman, C. A. Quesada, A. Rudas-L., R. Salomão, S. Saleska, N. Silva, M. Silveira, W. G. Sombroek, R. Valencia, R. Vásquez-Martínez, I. C. G. Vieira and B. Vinceti. 2002. An international network to monitor the structure, composition and dynamics of Amazonian forests (RAINFOR). *Journal of Vegetation Science*. 13: 439–450. <https://doi.org/10.5194/gmd-7-1251-2014>.
- Marengo, J. A., J. Tomasella, L. M. Alves and W. R. Soares. 2011. The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. *Geophysical Research Letters*. 38: 1–5. <https://doi.org/10.1029/2011GL047436>.
- Mcdowell, N., C. D. Allen, K. Anderson-Teixeira, P. Brando, R. Brien, J. Chambers, B. Christoffersen, S. Davies, C. Doughty, A. Duque, F. Espirito-Santo, R. Fisher, C. G. Fontes, D. Galbraith, D. Goodsman, C. Grossiord, H. Hartmann, J. Holm, D. J. Johnson, A. R. Kassim, M. Keller, C. Koven, L. Kueppers, T. Kumagai, Y. Malhi, S. M. McMahon, M. Mencuccini, P. Meir, P. Moorcroft, H. C. Muller-Landau, O. L. Phillips, T. Powell, C. A. Sierra, J. Sperry, J. Warren, C. Xu and X. Xu. 2018. Drivers and mechanisms of tree mortality in moist tropical forests. *New Phytologist*. 219: 1–19. <https://doi.org/10.1111/nph.15027>.
- Mendoza, E. R. H. 2017. Mortalidade de árvores e emissão de carbono em florestas tropicais associadas à seca extrema em 2010 na Amazônia sul ocidental. Tese de doutorado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Petrópolis, Manaus, Brasil.
- Nepstad, D. C., I. M. Tohver, D. Ray, P. Moutinho and G. Cardinot. 2007. Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an Amazon Forest. *Ecology*. 88: 2259–2269. <https://doi.org/10.1890/06-1046.1>.
- Nepstad, D., G. Carvalho, A. C. Barros, A. Alencar, J. P. Capobianco, J. Bishop, P. Moutinho, P. Lefebvre, U. L. Silva Jr. and E. Prins. 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. *Forest Ecology and Management* 154: 395–407. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00511-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00511-4).
- Phillips, O. L., L. E. O. C. Aragão, S. L. Lewis, J. B. Fisher, J. Lloyd, G. López-González, Y. Malhi, A. Monteagudo, J. Peacock, C. A. Quesada, G. Van Der Heijden, S. A., I. Amaral, L. Arroyo, G. Aymard, T. R. Baker, O. Bánki, L. Blanc, D. Bonal, P. Brando, J. Chave, Á. C. A. Oliveira, N. D. Cardozo, C. I. Czimczik, T. R. Feldpausch, M. A. Freitas, E. Gloor, N. Higuchi, E. Jiménez, G. Lloyd, P. Meir, C. Mendoza, A. Morel, D. A. Neill, D. Nepstad, S. Patiño, M. C. Peñuela, A. Prieto, F. Ramírez, M. Schwarz, J. Silva, M. Silveira, A. S. Thomas, H. T. Steege, J. Stropp, R. Vásquez, P.

- Zelazowski, E. A. Dávila, S. Andelman, A. Andrade, K. Chao, T. Erwin, A. Di Fiore, E. Honorio, H. Keeling, T. J. Killeen, W. F. Laurance, A. P. Cruz, N. C. A. Pitman, P. N. Vargas, H. Ramírez-Angulo, A. Rudas, R. Salamão, N. Silva, J. Terborgh And A. Torres-Lezama. 2009. Drought sensitivity of the Amazon Rainforest. *Science*. 323: 1344–1347. <https://doi.org/10.1126/science.1164033>.
- Phillips, O. L., R. J. W. Brienen and The RAINFOR Collaboration. 2017. Carbon uptake by mature Amazon forests has mitigated Amazon nations' carbon emissions. *Carbon Balance and Management*. 12: 1–9. <https://doi.org/10.1186/s13021-016-0069-2>.
- Phillips, O. L., S. L. Lewis, T. R. Baker, K. Chao and N. Higuchi. 2008. The changing Amazon Forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 363: 1819–1827. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.0033>.
- Planet Team. 2017. 8 for Life on Earth. San Francisco, CA. <https://api.planet.com>.
- Rowland, L., C. L. Da Costa, D. R. Galbraith, R. S. Oliveira, O. J. Binks, A. A. R. Oliveira, A. M. Pullen, C. E. Doughty, D. B. Metcalfe, S. S. Vasconcelos, L. V. Ferreira, Y. Malhi, J. Grace, M. Mencuccini and P. Meir. 2015. Death from drought in tropical forests is triggered by hydraulics not carbon starvation. *Nature*. 528: 119–122. <https://doi.org/10.1038/nature15539>.
- Saatchi, S., S. Asefi-Najafabady, Y. Malhi, L. E. O. C. Aragão, L. O. Anderson, R. B. Myneni and R. Nemani. 2013. Persistent effects of a severe drought on Amazonian forest canopy. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 110: 562–570. <https://doi.org/10.1073/pnas.1204651110>.
- Sato, L. Y., V. C. F. Gomes, Y. E. Shimabukuro, M. Keller, E. Arai, M. N. Dos-Santos, I. F. Brown And L. E. O. C. Aragão. 2016. Post-fire changes in forest biomass retrieved by airborne LiDAR in Amazonia. *Remote Sensing*. 8: 1–15. <https://doi.org/10.3390/rs8100839>.
- Sevanto, S., N. G. McDowell, L. Turin-Dickman, R. Pangle and W. T. Pockman. 2014. How do trees die? A test of the hydraulic failure and carbon starvation hypotheses. *Plant, Cell & Environment*. 37: 153–161. <https://doi.org/10.1111/pce.12141>.
- Slik, J. W. F. 2004. El Niño droughts and their effects on tree species composition and diversity in tropical rain forests. *Oecologia* 141: 114–120.
- Story, M. and G. Congalton. 1986. Accuracy assessment: a user's perspective. *Remote Sensing Brief*. 52: 397–399. 0099-1112/86/5203-397\$02.25/0.
- Tritton, L. M and T. G. Siccama. 1990. What proportion of standing trees in forests of the Northeast are dead? *Bulletin of the Torrey Botanical Club*. 117: 163–166. <https://doi.org/10.2307/2997055>.
- Trumbore, S., P. Brando and H. Hartmann. 2015. Forest health and global change. *Science*. 349: 814–818. <https://doi.org/10.1126/science.aac6759>.

- Vedovato, L. B., M. G. Fonseca, E. Arai, L. O. Anderson and L. E. O. C. Aragão. 2016. The extent of 2014 forest fragmentation in the Brazilian Amazon. *Regional Environmental Change*. 16: 2485–2490. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-1067-3>.
- Wolf, A. 2005. Fifty year record of change in tree spatial patterns within a mixed deciduous forest. *Forest Ecology and Management*. 215: 212–223. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.021>.
- Wright, J. S., R. Fu, J. R. Worden, S. Chakraborty, N. E. Clinton, C. Risi, Y. Sun and L. Yin. 2017. Rainforest-initiated wet season onset over the southern Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 32: 8481–8486. <https://doi.org/10.1073/pnas.1621516114>.
- Xu, L., A. Samanta, M. H. Costa, S. Ganguly, R. R. Nemani and R. B. Myneni. 2011. Widespread decline in greenness of Amazonian vegetation due to the 2010 drought. *Geophysical Research Letters*. 38: 1–4. <https://doi.org/10.1029/2011GL046824>.
- Yamamoto, S. I. 2000. Forest gap dynamics and tree regeneration. *Can. J. For. Res.* 5: 223–229.
- Zemp, D. C., C. Schleussner, H. M. J. Barbosa, M. Hirota, V. Montade, G. Sampaio, A. Staal, L. Wang-Erlandsson and A. Rammig. 2017. Self-amplified Amazon forest loss due to vegetation-atmosphere feedbacks. *Nature Communications*. 8: 1–10. <https://doi.org/10.1038/ncomms14681>.
- Zeppel, M. J., H. D. Adams and W. R. Anderegg. 2011. Mechanistic causes of tree drought mortality: recent results, unresolved questions and future research needs. *New Phytologist*. 192: 800–803. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03960.x>.
- Zhang, Y., C. Peng, W. Li, X. Fang, T. Zhang, Q. Zhu, H. Chen and P. Zhao. 2013. Monitoring and estimating drought-induced impacts on forest structure, growth, function, and ecosystem services using remote-sensing data: recent progress and future challenges. *Environmental Reviews*. 21: 103–115. <https://doi.org/10.1139/er-2013-0006>.
- Zhao W., X. Zhao, T. Zhou, D. Wu, B. Tang and H. Wei. 2017. Climatic factors driving vegetation declines in the 2005 and 2010 Amazon droughts. *PLOS ONE*. 12: 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175379>.

Apêndices

Apêndice 1: Informações do periódico selecionado para publicação.

Este trabalho foi redigido sob o modelo de artigo científico. Após avaliação final, o trabalho será submetido ao periódico *Forest Ecology and Management* (ISSN 0378–1127). Classificado como A1, junto ao sistema Qualis/CAPES em Biodiversidade e fator de impacto (2019) de 3.126. As normas para submissão podem ser acessadas em: <https://www.elsevier.com/journals/forest-ecology-and-management/0378-1127/guide-for-authors>.

Apêndice 2: Tabela de dados coletados.

Ponto	Latitude Mapeamento	Longitude Mapeamento	Latitude Campo	Longitude Campo	Área da clareira (m ²)	DAP ²	Degra. ³ da copa	Status Mapeamento	Status Campo	Estado de morte	Obs. ⁴
1	524555	8804035	524555	8804033	676	77,35		Morta	Morta	Queda	
2			524526	8803970					Morta	Queda	
3	524504	8803958	524505	8803959	156,04	31,83		Morta	Morta	Quebra	
4	524592	8804031	524595	8804032	225,02	29,28		Morta	Morta	Queda	
5	524547	8803937	524548	8803939	121,13			Viva	Morta	Queda	
6			524509	8803908		42,65			Morta	Queda	
7	524520	8803910	524521	8803906	208,43	36,29		Morta	Morta	Queda	
8	524538	8803962	524540	8803961	240,59	11,14		Morta	Morta	Queda	
9			524632	8804022						Natural	
10	524602	8803995	524602	8803991	105,08	76,39		Morta	Morta	Queda	
11	524567	8803955	524572	8803954	291,69	21,01		Morta	Morta	Queda	
12			524575	8803882		22,73			Morta	Queda	Sem Clareira
13	524551	8803862	524552	8803862	76	35,97		Morta	Morta	Queda	
14	524551	8803854	524553	8803854	145,28	58,89	C	Morta	Morta	Queda	
15			524541	8803850						Natural	
16	524532	8803818	524529	8803813	227,13			Morta	Morta	Queda	
17			524522	8803809					Morta	Queda	
18	524604	8803935	524604	8803933	430,33	12,76		Morta	Morta	Quebra	
19	524635	8803929	524629	8803930	115,32	127,96		Morta	Morta		
20	524635	8803929	524650	8803928	115,32			Morta	Morta	Queda	
21			524648	8803943					Morta	Queda	
22	524634	8803971	524640	8803961	859,59	32,79	C	Morta	Viva		
23	524634	8803971	524638	8803973	859,59	33,74	C	Morta	Indefinido		
24	524634	8803971	524640	8803977	859,59	65,89	C	Morta	Morta		
25			524673	8803996						Natural	
26	524574	8803828	524574	8803832	1749,59	22,85	C	Morta	Morta		
27			524587	8803849					Morta	Queda	Sem Clareira
28			524612	8803864		31,83	C		Indefinido		
29			524611	8803871					Morta	Queda	Sem Clareira
30	524614	8803891	524620	8803892	235,59			Morta	Morta	Queda	
31	524614	8803891	524628	8803893	235,59	33,74	C	Morta	Indefinido		
32	524555	8803815	524555	8803815	87,31			Natural		Natural	
33	524569	8803796	524569	8803792	179,48			Natural		Natural	

34	524684	8804004	524685	8804002	952,07	12,54		Morta	Morta	Queda	
35			524681	8803905		36,92	A		Indefinido		
36			524677	8803912					Morta	Queda	Sem Clareira
37	524677	8803962	524679	8803968	290,86	95,49		Morta	Morta	Queda	
38	524675	8803877	524682	8803876	150,16	30,88		Morta	Morta	Queda	
39	524678	8803856	524681	8803857	368,55	10,98		Morta	Morta	Queda	
40	524672	8803867	524677	8803876	210,26	7,61		Morta	Morta	Queda	
41	524779	8803934	524776	8803937	545,93			Morta	Morta	Queda	
42			524680	8803778						Natural	
43	524673	8803797	524681	8803801	537,55			Morta		Natural	
44			524684	8803806		23,52	C		Morta		
45	524682	8803829	524687	8803823	383,05	24,51	C	Morta	Morta		
46	524682	8803829	524702	8803819	383,05	50,93	C	Morta	Indefinido		
47			524695	8803843		28,36	A		Indefinido		
48	524654	8803770	524652	8803765	600,19	47,75	C	Morta	Morta		
49			524674	8803744						Natural	
50			524674	8803741		14,32	C		Morta		Sem Clareira
51			524670	8803737						Natural	
52			524655	8803742		58,89	C		Morta		
53	524673	8803797	524670	8803787	537,55	29,67	C	Morta	Morta		
54	524783	8803893	524788	8803895	655,6	37,56	C	Morta	Morta		
55	524783	8803893	524795	8803888	655,6	34,06	C	Morta	Morta		
56	524780	8803857	524783	8803854	95,98	73,21	C	Morta	Indefinido		
57			524735	8803814					Morta	Queda	
58			524738	8803810		25,85	B		Morta		
59	524721	8803788	524719	8803793	236,04	21,01	C	Viva	Morta		
60			524688	8803740		31,58	C		Morta		
61	524755	8803843	524755	8803840	199,62	24,64	B	Morta	Morta		
62	524742	8803825	524741	8803823	111,72	30,14	C	Morta	Morta		
63	524758	8803799	524753	8803800	145,62	22,06	C	Morta	Morta		
64	524872	8803926	524877	8803922	126,77	190,99	C	Morta	Morta		
65			524817	8803859		17,03			Morta	Queda	Sem clareira
66	524802	8803853	524801	8803856	276,71	11,68		Morta	Morta	Queda	
67			524775	8803793		83,72	C		Indefinido		
68	524789	8803776	524782	8803785	231,09	35,97	B	Morta	Morta		

69	524789	8803776	524790	8803777	231,09	78,94	C	Morta	Morta		
70			524783	8803763		19,13	C		Viva	Quebra	Sem clareira
71			524760	8803769		54,75	C		Morta		
72	524751	8803746	524752	8803745	285,82	35,97	C	Morta	Morta		
73	524751	8803746	524760	8803740	285,82	38,83	A	Morta	Viva		
74	524813	8803813	524806	8803810	312,54	27,60	B	Morta	Morta		
75	524745	8803769	524745	8803761	352,88	14,51		Morta	Morta	Queda	
76	524893	8803915	524905	8803913	184,21	101,86	A	Morta	Viva		
77	524881	8803864	524887	8803857	158,51			Natural		Natural	
78	524849	8803876	524855	8803873	362,73			Natural		Natural	
79			524858	8803848		29,95			Morta	Queda	
80	524845	8803862	524849	8803863	64,52	22,54		Morta	Morta		
81			524814	8803764		17,67			Morta	Queda/N	
82	524794	8803743	524798	8803751	559,08	17,41		Viva	Morta	o GAP	
83	524794	8803743	524813	8803745	559,08	23,01		Morta	Morta	Queda	
84	524792	8803732	524796	8803731	30,86			Morta	Morta	Queda	
85	524803	8803725	524804	8803724	42,33	12,83		Morta	Morta	Quebra	Quebra por lianas
86			524766	8803716					Morta	Queda	
87	524779	8803717	524770	8803719	368,32	27,31		Morta	Morta	Quebra	
88			524968	8803958		30,88			Morta	Queda	Quebra por lianas
89			524981	8803951		50,93			Morta	Queda	
90			524986	8803948		33,74	A		Viva		
91	524915	8803861	524915	8803863	76,19	10,57		Morta	Morta	Queda	
92	524835	8803755	524837	8803766	114,25	31,35	C	Morta	Morta		
93	524893	8803793	524891	8803787	309,52			Natural		Natural	
94	524936	8803858	524935	8803856	787,98			Natural		Natural	
95	524928	8803813	524929	8803815	85,26	17,89		Morta	Morta	Queda	
96	524945	8803816	524952	8803817	104,41	38,20		Morta	Morta	Queda	
97			524911	8803768		35,01			Morta	Queda	
98			524910	8803752		10,50			Morta	Queda	Sem clareira
99	524851	8803668	524844	8803672	395,49			Morta	Morta	Queda	
100	524851	8803668	525858	8803665	395,49	22,95		Morta	Morta	Queda	
101			525864	8803659		49,34			Morta	Queda	
102			525863	8803656		76,39	C		Morta		Sem clareira

103			524975	8803773		39,79			Morta	Queda	
104			524958	8803763					Morta		Sem clareira
105			524882	8803658		10,73	C		Morta		Sem clareira
106			524917	8803681					Morta	Queda	
107	524927	8803707	524929	8803692	461,21			Natural		Natural	
108	524927	8803707	524925	8803705	461,21	19,16		Morta	Morta	Queda	
109	524910	8803737	524910	8803735	29,73	132,42	C	Morta	Morta		
110	524917	8803731	524918	8803740	260,31	38,20		Morta	Morta	Queda	
111	525027	8803788	525026	8803795	154,71	55,07	A	Morta	Viva		
112	524984	8803705	524984	8803706	455,92			Morta	Morta	Queda	
113	524927	8803707	524937	8803703	461,21	25,15		Morta	Morta	Queda	
114			524906	8803583					Morta	Queda	
115	524908	8803607	524913	8803611	261,27	12,32		Morta	Morta	Queda	
	524894	8803626	524896	8803624	86,43	28,55		Morta	Morta	Queda	Quebra por lianas
116											
117	524922	8803612	524925	8803613	80,39			Morta		Natural	
118			525077	8803784		14,16			Morta	Queda	Sem clareira
119			525085	8803795					Morta	Queda	
120			525052	8803772		50,93			Morta	Queda	
121			525027	8803755		133,69	C		Morta		
122			524947	8803620					Morta		Sem clareira
123	524949	8803639	524955	8803637	195,64	14,01		Morta	Morta	Queda	
124			524924	8803581		33,42	C		Morta		Sem clareira
125	525106	8803808	525105	8803809	1276,92			Morta	Morta	Queda	
126	525104	8803785	525108	8803789	154,15	14,39		Morta	Morta	Queda	
127	525080	8803769	525086	8803771	564,31	22,28		Morta	Morta	Queda	
128	525004	8803600	525006	8803614	182,53	63,66	B	Viva	Viva		
129	525004	8803600	525009	8803597	182,53	60,16		Morta	Viva	Quebra	
130	525115	8803710	525114	8803715	118,11	57,30	C	Viva	Morta		
131	525137	8803730	525055	8803616	413,87			Morta	Morta	Queda	
132	525056	8803630	525130	8803732	80,74	82,76		Viva	Morta	Quebra	
133			525051	8803638		147,06			Viva	Quebra	Sem clareira
134			525037	8803575		60,48			Morta	Quebra	Sem clareira
135	525181	8803743	525183	8803745	848,01	63,66		Morta	Morta	Queda	
			525266	8803879					Morta	Queda	Presença de bambu
136											
137	525073	8803553	525069	8803558	204,68	25,31		Morta	Morta	Queda	
138	525204	8803720	525207	8803721	174,65	40,43	D	Morta	Morta	Quebra	

139	525190	8803677	525193	8803685	145,91	57,30		Natural	Morta	Queda	
140			525122	8803587					Morta	Queda	
141			525122	8803561		111,41	B		Viva		
142	525151	8803620	525145	8803636	1669,27	96,45		Morta	Morta	Queda	
143	525213	8803656	525208	8803654	235,54	28,01	D	Morta	Morta	Quebra	
			525199	8803625		95,49			Morta	Queda	Presença de bambu
144			525205	8803609		60,48			Morta	Queda	Presença de bambu
145											
146	525116	8803512	525118	8803506	189,32			Morta	Morta	Queda	
147	525209	8803626	525203	8803621	733,64	34,70	C	Morta	Morta		
148	525251	8803689	525255	8803686	380,85	79,26	C	Morta	Viva		
149			525285	8803708		63,66			Morta	Queda	Sem clareira
150			525300	8803705		58,89	C		Morta		Sem clareira
151	525305	8803740	525300	8803746	1465,99	76,39		Morta	Morta	Queda	
152	525247	8803643	525249	8803642	635,46	29,28		Viva	Viva	Quebra	
153			525238	8803660		53,48	C		Morta		
154			525220	8803608		47,11	C		Viva		
155			525217	8803594					Morta		Sem clareira
156			525211	8803575		89,13			Morta	Queda	
157	525219	8803561	525213	8803558	520,77	70,03	A	Morta	Morta		
158	525172	8803500	525171	8803500	254,57	53,48		Morta	Morta	Queda	
159	525217	8803583	525214	8803581	543,73	28,65		Morta	Morta	Queda	
160	525193	8803549	525192	8803547	567,52	31,61	C	Morta	Morta		
161			525343	8803722		21,96	C		Morta		Sem clareira
162			525218	8803541		25,46			Morta	Queda	
163	525230	8803514	525234	8803513	376,65	38,20		Morta	Morta	Queda	
164	525246	8803540	525252	8803541	511,9	40,43		Viva	Morta	Queda	
165	525312	8803682	525310	8803679	394,36	59,21		Morta	Morta	Queda	
166	525371	8803714	525367	8803721	181,5	23,20		Morta	Morta	Queda	
167	525371	8803714	525369	8803709	181,5			Morta	Morta	Quebra	
168	525373	8803692	525376	8803694	120,08	18,05		Morta	Morta	Queda	
169	525376	8803677	525374	8803683	274,57	50,93		Morta	Morta	Queda	
170	525349	8803668	525350	8803665	226,73	89,13		Morta	Morta	Queda	
171	525314	8803625	525320	8803630	55,86	50,93		Morta	Morta	Queda	
172			525287	8803562					Morta	Queda	
173			525234	8803477					Morta	Queda	Sem clareira
174			525255	8803472					Morta	Queda	Sem clareira

175	525280	8803546	525281	8803549	144,56	26,67		Morta	Morta	Quebra	
176			525342	8803528		12,61			Morta	Queda	Sem clareira
177	525327	8803554	525329	8803554	356,24	146,42		Morta	Morta	Queda	
			525340	8803551		50,93			Morta	Queda	Presença de bambu
178			525361	8803572					Morta	Queda	Presença de bambu
179											
180	525284	8803465	525287	8803464	598,61	46,47	C	Morta	Morta		
181			525315	8803477		21,87			Morta	Queda	
182	525312	8803490	525306	8803486	788,86	24,35		Morta	Morta	Queda	
	525413	8803575	525420	8803573	261,47			Morta	Morta	Queda	Presença de bambu
183											
184			525444	8803631		13,40	C	Morta	Viva		Sem clareira
185	525382	8803549	525380	8803548	321,76	63,66		Morta	Morta	Queda	
186	525349	8803488	525348	8803489	773,88	75,76	B	Viva	Viva		
187	525486	8803640	525485	8803644	617,83			Morta	Morta	Queda	
188	525355	8803448	525359	8803447	614,4	63,66		Morta	Morta	Queda	
189	525321	8803392	525319	8803389	586	28,33		Morta	Morta	Queda	
190	525419	8803540	525419	8803539	337,56	57,30	B	Viva	Viva		
191			525528	8803643		21,17			Morta	Queda	
192			525495	8803597		104,41			Morta	Queda	
193	525485	8803576	525485	8803573	200,25	11,78		Morta	Morta	Queda	
194			525443	8803503					Morta	Queda	
195	525463	8803483	525455	8803488	163,5			Morta	Morta	Queda	
196	525463	8803483	525460	8803489	163,5	42,97	C	Morta	Morta		
197			525458	8803495		17,67	C		Viva		
198	525443	8803455	525439	8803455	203,17			Morta	Morta	Queda	
199	525412	8803451	525411	8803449	953,27	89,13		Morta	Morta	Queda	
200	525458	8803521	525455	8803518	557,96			Morta	Morta	Queda	
201	525389	8803377	525390	8803372	449,22	10,03		Morta	Morta	Queda	
202	525520	8803517	525520	8803520	514,73	13,11	C	Morta	Morta		
203	525541	8803555	525539	8803552	252,93			Morta	Morta	Queda	
204	525541	8803594	525538	8803588	208,94	59,52	C	Viva	Viva		
205	525520	8803517	525519	8803518	514,73	10,89		Morta	Morta	Queda	
206			525476	8803493		10,44	C		Morta		Sem clareira
207			525493	8803479		73,21	C		Morta		
208			525491	8803477					Morta	Queda	
209			525479	8803471		13,05	C		Morta		Sem clareira

210	525466	8803479	525468	8803479	22,6			Morta		Natural	
211			525455	8803473		73,21	C		Morta		
212			525452	8803472						Natural	
213			525454	8803465		38,20			Morta	Queda	
214	525443	8803455	525444	8803459	203,17			Morta		Natural	
215	525443	8803455	525446	8803453	203,17	54,75		Morta	Morta	Queda	
216	525448	8803413	525450	8803413	161,54	21,04	C	Morta	Morta		
217			525478	8803416		89,13			Morta	Queda	Sem clareira
218	525503	8803416	525502	8803416	174,68			Morta	Morta	Queda	
219	525516	8803436	525512	8803442	331,73	44,56	B	Morta	Morta		
220	525516	8803436	525521	8803435	331,73	28,87	C	Morta	Morta		
221			525489	8803451					Morta	Queda	Presença de bambu
222	525497	8803454	525499	8803460	195,43	18,68	C	Morta	Morta		
223			525511	8803452					Morta	Queda	Sem clareira
224			525528	8803453		23,24	A		Morta		
225	525522	8803471	525522	8803470	269,43	12,73	C	Morta	Morta		
226			525512	8803477					Morta	Queda	Sem clareira
227	525500	8803482	525504	8803481	161,78			Morta		Natural	
228			525515	8803480		17,83	A		Viva		
229			525517	8803487		15,28	C		Morta		
230			525529	8803492					Morta	Queda	Sem clareira
231			525545	8803487		15,06	C		Viva		
232	525467	8803373	525468	8803373	354,41	50,93		Morta		Queda	
233	525475	8803367	525475	8803369	275,1	23,08		Morta	Morta		
234	525542	8803469	525540	8803461	1180,09	76,39	C	Morta	Morta		
235			525533	8803417		28,07	C		Morta		
236	525542	8803423	525544	8803420	267,97	28,68	C	Morta	Viva		
237			525546	8803413		13,75	C		Viva		Sem clareira
238	525572	8803430	525573	8803431	255,08	34,70	A	Morta	Morta		
239	525574	8803405	525575	8803401	290,34	50,93		Morta	Morta		
240	525561	8803376	525558	8803375	242,21			Morta	Morta	Queda	
241	525569	8803362	525569	8803362	442,31	63,66		Morta	Morta	Queda	
242	525690	8803361	525690	8803362	1587,61			Morta	Morta	Queda	