

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

**USO DE AERONAVE REMOTAMENTE PILOTADA NO ESTUDO DA
DINÂMICA DE CLAREIRAS NATURAIS**

ANTONIO JOSÉ OLIVEIRA MACÊDO

VITÓRIA DA CONQUISTA
BAHIA - BRASIL
NOVEMBRO – 2020

ANTONIO JOSÉ OLIVEIRA MACÊDO

**USO DE AERONAVE REMOTAMENTE PILOTADA NO ESTUDO DA
DINÂMICA DE CLAREIRAS NATURAIS**

Dissertação apresentada à
Universidade Estadual do Sudoeste da
Bahia, como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Ciências Florestais, para a obtenção
do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Alessandro de Paula (UESB)

Coorientador: Prof. Dr. Odair Lacerda Lemos (UESB)

VITÓRIA DA CONQUISTA
BAHIA - BRASIL
NOVEMBRO – 2020

M119u Macêdo, Antônio José Oliveira.
Uso de aeronave remotamente pilotada no estudo da dinâmica de clareiras naturais. / Antônio José Oliveira Macêdo, 2020.
64f.
Orientador (a): Dr. Alessandro de Paula.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais, Vitória da Conquista, 2020.
Inclui referências. 59 - 64.
1. Florística. 2. Regeneração – Ecossistema florestal. 3. Classificação de imagens - Geotecnologia. I. Paula, Alessandro de. II. Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais. III. T.

CDD: 634.9

Antônio José Oliveira Macedo

**ESTUDO DE DINÂMICA DE CLAREIRA POR FITOSSOCIOLOGIA E
POR MODELO DIGITAL DE VEGETAÇÃO**

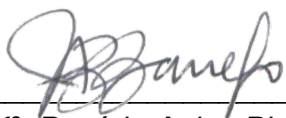
Dissertação apresentada à Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Mestre.

Aprovada em 13 de novembro de 2020.

Comissão Examinadora:



Prof. Felizardo Adenilson Rocha, (D.Sc.; Engenharia Agrícola) – IFBA



Profª. Patrícia Anjos Bittencourt Barreto-Garcia (D.Sc.; Produção Vegetal) – UESB



Prof. Odair Lacerda Lemos, (D.Sc.; Sistema de Produção) – UESB (coorientador)



Prof. Alessandro de Paula (D.Sc.; Ecologia e Recursos Naturais) – UESB
Orientador

Aos meus pais e à minha família.
Eles são o meu bem mais precioso.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, por me proporcionarem sempre a melhor educação que tiveram ao alcance. Sem eles, eu jamais chegaria aonde eu cheguei.

À minha família em geral, família é família!

Aos meus avós, tios, primos e irmãos, que, de alguma forma, durante determinado período da minha vida, compartilharam seu conhecimento, ou me ajudaram na minha educação.

À Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, pelo apoio para a realização deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Alessandro de Paula, pela orientação, pelo ensinamento científico e de vida compartilhado, compreensão, apoio, confiança, e pelos momentos de descontração.

Ao Prof. Dr. Odair Lacerda Lemos, pela orientação, ensinamento científico, compreensão, apoio, confiança, e por ser esta pessoa que transborda conhecimento.

Aos amigos do laboratório de Ecologia e Proteção Florestal, e Geotecnologias aplicada, por me ajudarem na execução deste trabalho. Nunca me esquecerei de vocês.

Aos amigos da turma, pelas boas conversas e cafés.

Aos meus amigos que fiz durante a minha estadia na Bahia, sempre vou guardar com carinho todos os bons momentos que me proporcionaram e aos que me ajudaram em algum momento na execução do trabalho.

Aos meus amigos de longa data, que, mesmo distantes, sempre se fizeram presentes, e, quando presentes, sempre ajudaram a tornar a minha vida mais leve.

À querida Fabricia, que é uma mulher guerreira e que sempre se fez disponível para nos ajudar.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia – FAPESB, pela concessão de bolsa de estudo.

Enfim, a todos que, de alguma forma, passaram pelo meu caminho ao longo desses 27 anos de vida terrena. Muito obrigado!

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1. Dinâmica de Clareira	4
2.2. Aeronave Remotamente Pilotada (ARP)	5
2.3. Fonte de dados.....	7
2.4. Classificação supervisionada	8
2.5. Aerofotogrametria e a dinâmica de clareiras.....	9
3. CAPÍTULOS.....	12
CAPÍTULO 1: DINÂMICA DE CLAREIRAS NATURAIS EM UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL	12
1. INTRODUÇÃO	15
2. MATERIAL E MÉTODOS	17
2.1. Área de Estudo	17
2.2. Levantamento	18
2.3. Análise de dados	20
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	21
4. CONCLUSÕES.....	35
5. REFERÊNCIAS.....	36
CAPITULO 2: USO DE MODELO DIGITAL DE VEGETAÇÃO NO ESTUDO DA DINÂMICA DE CLAREIRAS..	40
1. INTRODUÇÃO	42
2. MATERIAL E MÉTODOS	44
2.1. Área de estudo	44
2.2. Aquisição e processamento dos dados.....	45
2.2.1. Obtenção dos dados.....	45
2.2.2. Pós-processamento.....	46
2.2.3. Ortomosaico.....	46
2.2.4. Classificação supervisionada	46
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
4. CONCLUSÕES.....	55
5. REFERÊNCIAS.....	56
4. CONCLUSÕES GERAIS	58
5. REFERÊNCIAS GERAIS	59

RESUMO

MACÊDO, Antonio José Oliveira Macêdo, M.Sc., Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Novembro de 2020. **Uso de aeronave remotamente pilotada no estudo da dinâmica de clareiras naturais.** Orientador: Alessandro de Paula. Coorientadora: Odair Lacerda Lemos.

A formação de clareiras naturais é imprescindível para compreender a dinâmica de regeneração de um ecossistema florestal. Entender o padrão de colonização de clareiras e de indivíduos dentro das clareiras é determinante para boas práticas de conservação e manejo. O Estudo analisou em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual três tipos de clareiras de classes de tamanhos diferentes: até 25 m², entre 25 m² e 100 m² e maior do que 100 m². Cada classe de clareira foi composta por três clareiras. Em todas as nove clareiras foram distribuídas cinco parcelas (1 m x 1 m), quatro nas extremidades e uma no centro. Foram realizados cinco levantamentos em todas as clareiras durante um ano. No total, nove clareiras compuseram o levantamento. Para saber se as variáveis ambientais se correlacionam com o número de indivíduos e por espécies foi realizada a correlação de Pearson (r). Bem como o número de indivíduos por espécie, o tamanho das clareiras e a posição das parcelas nas clareiras foram submetidos à Análise Multivariada de Componentes Principais (ACP). Com softwares específicos, o presente trabalho objetivou analisar a dinâmica espacial da cobertura vegetal de um fragmento florestal (41 ha) no intervalo temporal de um ano, em junho de 2019 e março de 2020. As imagens foram captadas por um ARP Phantom 4 *Professional* e processadas para geração de ortomosaicos. O método de classificação supervisionada com o algoritmo da Máxima Verossimilhança (MAXVER) possibilitou especializar a vegetação e as clareiras durante o período analisado por meio de mapas temáticos gerados pelo classificador, sendo divididas em quatro classes (clareira, estrada de terra, vegetação e vegetação rasteira). Em campo, ao todo, 155 morfoespécies foram amostradas, sendo 48 espécies. Do total, 46,6% são secundárias iniciais, 27,1% pioneiras, 27,1% secundárias iniciais e 4,2%

clímax. A família Fabaceae apresentou a maior riqueza. O gênero *Machaerium* apresentou o maior número de espécies. O fragmento foi considerado em estágio de sucessão secundária. A análise ACP mostrou que a colonização de indivíduos para clareiras até 100 m² é similar. As espécies *Machaerium Brasiliense* e *Machaerium hirtum* foram mais bem relacionadas às parcelas da extremidade das clareiras pequenas e médias. Em clareiras grandes, a espécie mais bem relacionada foi a *Amaioua Guianensis*, com correlação nas parcelas do centro dessas clareiras. Os resultados encontrados mostraram que a classificação dos mapas gerados em 2019 e 2020 indicaram acurácia global de 85,04% e 88,53%, respectivamente. O índice Kappa apresentou valores de 0,78 (muito bom) para 2019 e 0,83 (excelente) para 2020. Os resultados mostraram que a área ocupada por clareiras diminuiu de 8,45 ha para 5,53 ha em 9 meses. Levando em consideração as análises estatísticas, a área das clareiras teve redução devido à caducifolia das espécies deste tipo florestal, além de erros associados a sombras geradas pelo modelo, galhos e assinaturas espectrais variadas por causa da riqueza de espécies.

Palavras-chave: florística, regeneração, classificação de imagens, geotecnologias.

ABSTRACT

MACÊDO, Antonio José Oliveira Macêdo, M.Sc., State University of Southwest Bahia, November 2020. **Use of remotely piloted aircraft to study the dynamics of natural gaps.** Adviser: Alessandro de Paula. Co-Adviser: Odair Lacerda Lemos

The formation of natural gaps is essential to understand the dynamics of regeneration of a forest ecosystem. Understanding the pattern of colonization of natural gaps and individuals within gaps is crucial for good conservation and management practices. The Study analyzed in a fragment of Tropical Semideciduous Forest three types of gaps of different size classes: up to 25 m², between 25 m² and 100 m² and greater than 100 m². Each gaps class was composed of three gaps. In all nine gaps, five plots (1 m x 1 m) were distributed, four at the ends and one in the center. Five surveys were carried out in all gaps during one year. In total, nine gaps made up the survey. To determine if the environmental variables are correlated to the number of individuals and species was performed by the Pearson correlation (r). As well as, the number of individuals per species, the size of the gaps and the position of the plots in the gaps, were submitted to Multivariate Principal Component Analysis (PCA). With specific software, the present work aimed to analyze the spatial dynamics of the vegetation cover of a forest fragment (41 ha) in the time interval of one year, in June 2019 and March 2020. The images were captured by an ARP Phantom 4 Professional and processed for the generation of orthomotics. The supervised classification method with the Maximum Likelihood algorithm (MAXVER) made it possible to specialize vegetation and gaps during the period analyzed through thematic maps generated by the classifier, being divided into four classes (gaps, road, vegetation and undergrowth). In the field, a total of 155 morpho-species were sampled, of which 48 were species. Of the total, 46.6% are primary secondary, 27.1% pioneer, 27.1% initial secondary and 4.2% climax. The Fabaceae family showed the greatest wealth. The Machaerium genus had the largest number of species. The fragment was considered to be in a

secondary succession stage. The ACP analysis showed that the colonization of individuals for gaps up to 100 m² is similar. The species *Machaerium Brasiliense* and *Machaerium hirtum* were better related to the plots at the end of small and medium gaps. In large gaps, the best related species was *Amaioua Guianensis*, with correlation in the central plots of these gaps. The results found showed that the classification of the maps generated in 2019 and 2020, indicated global accuracy of 85.04% and 88.53%, respectively. The Kappa index, presented values of 0.78 (very good) for 2019 and 0.83 (excellent) for 2020. The results showed that the area occupied by clearings decreased from 8.45 ha to 5.53 ha in 9 months. Taking into account the statistical analysis, the area of clearings may have been reduced due to the deciduous nature of species of this forest type, in addition to errors associated with shadows generated by the model, branches and varied spectral signatures due to the richness of species.

Keywords: floristics, regeneration, image classification, geotechnologies.

1. INTRODUÇÃO GERAL

A ação antrópica sobre as florestas tem se tornado cada vez maior devido à demanda de áreas para atividades econômicas que desmatam e queimam as florestas, convertendo-as em fragmentos florestais. A fragmentação é uma das ameaças que limitam a capacidade de regeneração da floresta, pois torna a dispersão de sementes menos eficiente, afetando o fluxo gênico e consequentemente a biodiversidade e a riqueza de espécies. Apesar do aumento dessas ações nas últimas décadas, os estudos para compreender as causas das mudanças recentes no que tange à dinâmica de florestas tropicais são incipientes e não abrangem todas as repostas para as ações antrópicas, permanecendo incertas as suas reações diante de tais mudanças (ZUIDEMA et al., 2013).

Quando ocorre a abertura de uma clareira natural, modifica-se a diversidade de espécies do local, pois, a partir da queda das árvores que ocupam o dossel da floresta, criam-se sítios de regeneração de espécies em diferentes estágios sucessionais. As características da estrutura das clareiras, como forma, origem e idade, geram condições ambientais singulares, permitindo um padrão de colonização vegetal conforme condições específicas. A incidência de luz solar pode favorecer a colonização de determinado grupo ecológico, assim como a área da clareira influencia o sucesso do estabelecimento de outro (BROWN, 1993). A abertura de clareiras é um mecanismo na estrutura das comunidades, principalmente a respeito da coexistência de espécies (TABARELLI e MANTOVANI, 1997). Tais mudanças refletem, por exemplo, nos parâmetros fitossociológicos das espécies e na contribuição das famílias em cada estágio sucessional, buscando um estágio mais persistente e equilibrado (MIRANDA, 2009).

A abertura de clareiras dá oportunidades para espécies pioneiras e secundárias colonizarem a área com maior abundância no começo do ciclo da abertura da clareira, com o passar do tempo as condições microclimáticas favorecem espécies tolerantes à sombra. Entender o movimento das espécies é importante para o entendimento da dinâmica e estrutura desses habitats. Dependendo do tamanho da clareira, podem ocorrer mudanças nas condições microclimáticas que influenciam a composição,

riqueza e forma como as espécies colonizam a área (ORIAN, 1982; DENSLOW & HARTSHORN, 1994; DENSLOW, 1980; WHITMORE, 1989).

O estudo da dinâmica de clareira visa compreender o comportamento de espécies recém-introduzidas na área das clareiras por meio da regeneração natural, por meio da coleta de caracteres morfológicos dos indivíduos amostrados nas parcelas, distribuídas dentro da clareira. Caracterizar precisamente o comportamento da dinâmica dos indivíduos regenerantes trará um impacto direto sobre a percepção dos processos ecológicos. Compreender qual espécie se adapta melhor a cada tipo de clareira conduzirá a práticas de manejo e recuperação eficiente e de qualidade, possibilitando estratégias mais elaboradas (SOUZA & BATISTA, 2004; VAPEKOMMA et al., 2008).

Os métodos tradicionais comumente usados para compreender e caracterizar clareiras são representados por Brokaw (1982a) e Runkle (1981, 1982) e tratam sobre delimitação e medição individual de clareiras. Estudos posteriores de Green (1996) e Lima (2005) apresentaram adaptações que tentam aprimorar o método de campo para diferentes fisionomias florestais. Outra forma de medir individualmente clareiras é proposto por Whitmore et al. (1993), com o uso de fotografias, utilizando lente hemisférica voltadas para o dossel. Os métodos usuais necessitam que as análises sejam feitas *in loco*, a medição do tamanho das clareiras manual, dessa forma demandam tempo e trabalho em equipe, aumentando custos e tempo na hora do deslocamento na floresta para realização da análise das clareiras.

Os estudos de sensoriamento remoto permitem novas formas de visualização de rochas, água e florestas e sua evolução durante períodos. Por meio de técnicas variadas, estudos indicam a possibilidade de analisar clareiras remotamente (WHITE et al., 2018; BAGARAM et al., 2018; ZEILEWSKA-BUTTNER et al., 2016; BANU et al., 2017; GETZIN et al., 2014). Esta forma de análise é um atrativo com possibilidade de recobrir grandes áreas e analisar várias clareiras rapidamente, além de observar a formação, fechamento e evolução das clareiras de uma forma totalmente diferente da análise tradicional.

Um das técnicas utilizadas nos estudos ambientais é a classificação supervisionada. Com um planejamento correto dentro das condições específicas é possível gerar um produto de qualidade. Ainda existem barreiras a serem avançadas,

pois as imagens captadas da distribuição vertical da vegetação podem sofrer variações espectrais com a presença de nuvens, e pela influência da altura das árvores no dossel adjacente inferior. Esse fato não ocorre com dados obtidos por meio de dados LiDAR, pois este sensor utiliza laser capaz de penetrar o dossel, tratando-se de um sensor remoto ativo.

Na busca por novas tecnologias para o setor florestal, a fim de tornar a análise de clareiras mais rápida e econômica, o presente trabalho utilizou a dinâmica de clareiras na forma clássica e por meio da classificação supervisionada para analisar a os indivíduos regenerantes e os padrões temporais e espaciais em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, localizado no *campus* de Vitória da Conquista, da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB).

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Dinâmica de Clareira

Em florestas tropicais, as clareiras são responsáveis pela regeneração e constituem um recurso complexo capaz de gerar condições favoráveis para o estabelecimento de árvores, ajudando a contribuir para a diversidade florística (BROKAW, 1982a; DENSLOW, 1980; DENSLOW e HARTSORN, 1994; TABARELLI & MANTOVANI, 1997). Para ocorrer a abertura de uma clareira, fatores abióticos e bióticos podem agir de forma simultânea ou isolada, como queda de um indivíduo arbóreo, ventos, doenças, mudança climática, incêndio florestal, composição e distribuição arbórea, causando variação no tamanho, frequência espacial e temporal das clareiras (DENSLOW, 1980; SCHLIEMANN e BOCKHEIM, 2011; UHL et al., 1988).

Considerada um mecanismo de manutenção da diversidade das espécies em florestas tropicais (HARTSHORN, 1980; TERBORGH, 1992), a regeneração na clareira, segundo Brokaw (1985a), advém de plantas já estabelecidas antes da abertura do dossel, sementes que chegam depois ou antes da formação da clareira e crescimento das árvores adjacentes. Este último fator ocorre em todas as clareiras, mas, em clareiras pequenas, dependendo das características da espécie, pode levar ao fechamento completo.

A radiação que incide sobre o chão da floresta quando ocorre abertura no dossel é proporcional ao tamanho da clareira (BRONWN, 1993). A intensidade de luz recebida também depende do tamanho, forma, declividade do terreno, altura da floresta madura que circunda e detritos gerados após a queda de árvores, influenciando diretamente a composição das espécies de regeneração de clareira (BROKAW, 1985a).

A diferença de tamanho entre clareiras em relação à quantidade de radiação recebida pode gerar um microclima diferente, afetando diversos fatores, como biodiversidade, ciclagem de nutrientes, dinâmica da vegetação, matéria orgânica no

solo, além da temperatura e umidade no solo (BROWN, 1993; MUSCOLO et al., 2014). Relacioná-los com a distribuição e frequência destas pode ser uma base útil para a comparação de ecossistemas (DENSLOW, 1987).

A dinâmica de clareira promove o surgimento de plântulas que necessitam de alta exigência de luz para seu crescimento e estabelecimento em florestas maduras (PATRICK et al., 2012; BROWN, 1993). Com o aumento substancial da radiação ocorre o aumento da temperatura do solo, o que pode levar à morte de plântulas mais tolerantes à sombra.

A regeneração do componente arbóreo na fase de clareira começa com crescimento de plântulas ou com indivíduos que já estavam sob o dossel antes da formação da clareira (BROKAW, 1985b). O desenvolvimento é influenciado por fatores como distribuição temporal, radiação, temperatura e umidade (BROWN, 1993). Embora plântulas de espécies pioneiras sejam encontradas em qualquer local, nas clareiras elas se estabelecem, preferencialmente, na região de solo revolvido pelos desenraizamentos das árvores, pois apresentam, em geral, sementes pequenas, das quais surgem radículas incapazes de penetrar na camada de serapilheira (TABARELLI & MONTAVANI, 1999).

Uma forma de expressar a evolução da floresta e a dinâmica seria a partir da taxa de renovação da floresta (BROKAW, 1982a), que serve como base para estudos que visam investigar o funcionamento e a manutenção da diversidade de espécies dentro das clareiras. Como exemplo, pode-se citar o trabalho de Saldarriaga & Uhl (1991), que estimaram que são necessários de 140 a 200 anos para que a floresta tropical de terra firme, estabelecida em áreas de cultivo abandonadas, apresente valores de biomassa similares aos da floresta madura na Amazônia venezuelana.

2.2. Aeronave Remotamente Pilotada (ARP)

O desenvolvimento de sistemas e plataformas de ARPs foi motivado a partir de aplicações militares, tendo como principais objetivos a inspeção não tripulada, vigilância, reconhecimento e mapeamento de áreas inimigas. Há três décadas a geomática já realizava suas primeiras experiências, mas, recentemente, a plataforma

se tornou comum para aquisição de dados (NEX & REMONDINO, 2013). Os avanços na área levaram ao surgimento de equipamentos de baixo custo, melhoria dos programas de SIG e câmeras digitais, que, juntos, geram produtos com resolução e precisão em nível de centímetros (COLOMINA & MOLINA, 2014).

O ARP é designado para uma aeronave que opera sem piloto a bordo. De acordo com o seu tamanho, peso, resistência, alcance e altura de voo, os ARPs podem ser divididos em três grupos: táticos, estratégico e os de tarefas especiais (REMONDINO et al., 2011). Podem ser equipados com asas fixas e multirrotor, variando de acordo com a sua forma. Aeronaves de asa fixa podem ter voos longos devido à eficiência energética que as suas asas possuem. Aeronaves multirrotor são mais ineficientes, tendo como característica um tempo de voo mais curto e decolagem e aterrissagem vertical (LEE & CHOI, 2015).

O levantamento com ARP visa facilitar a aquisição de dados em escalas espaciais e temporais que ainda são inalcançáveis com o sensoriamento remoto tradicional (STÖCKER et al., 2017), constituindo-se de um conjunto de operações com o objetivo principal de obter imagens aéreas de um determinado local, por meio de uma câmera acoplada, sendo necessários o registo e a análise dos dados obtidos (HUNG et al., 2018). Para gerar um resultado de qualidade, o planejamento inclui voo, aquisição de imagens, calibração da câmera, orientação da imagem e o processamento de dados, que, juntos, podem resultar em modelos digitais (terreno e superfície), ortofotos e nuvem de pontos (CROMMELINCK et al., 2016).

Cada vez mais a ARP é usada para finalidades variadas, como arqueologia, classificação de culturas, identificação de pessoas, erosão do solo, exploração madeireira, monitoramento ambiental, monitoramento de incêndio florestal, entre outros (COWLEY et al., 2017; HALL et al., 2018; FYSH & BINDEMANN, 2018; d'OLEIRE-OLTMANN et al., 2012; SAMIAPPAN et al., 2017; FENG et al., 2018; BACANI, 2016), demonstrando assim o seu potencial tanto para a aérea florestal quanto demais aéreas.

2.3. Fonte de dados

A fase de aquisição dos dados precisa ser feita com qualidade, respeitando todas as diretrizes dos equipamentos que são utilizados para a coleta precisa dos dados, a coleta errada dos dados acarreta falhas no processamento. É possível adquirir os dados com métodos diretos, como receptores GNSS e estação total, e métodos indiretos, a partir de técnicas de sensoriamento remoto (FELICÍSIMO, 1994).

Os métodos indiretos são mais comuns, sendo o uso de imagens aéreas na produção de mapas topográficos correspondente a 85% do total de mapas produzidos. As fotos aéreas podem ser captadas por estereopares, câmeras digitais e sensores ativos (LIDAR e RADAR), a bordo de aeronaves, satélites ou ARPs (LI et al., 2005).

Entre as tecnologias Sistema Global de Navegação por Satélite (GNSS), Land Surface Temperature (LST), Land Surface Analysis (LSA) e pós-sinalização (ARP), a que demonstrou melhor desempenho para gerar um MDT quando confrontada com critérios como segurança, custo, produtividade, tempo de coleta, foi a pós-sinalização, seguida por LST e, por último, a tecnologia GNSS. Este resultado demonstra que técnicas realizadas por levantamentos indiretos, mesmo sem o contato físico da superfície com o equipamento, são capazes de gerar informações com qualidade e, ao mesmo tempo, ter ganho de produtividade (RIBEIRO JÚNIOR & VIEIRA, 2013).

Imagens de satélites não conseguem retratar com qualidade pequenas áreas e possuem problemas com a interferência de nuvens, captar fotografias a bordo de aeronaves é oneroso e sensores ativos têm custo mais elevado e uso restrito por pessoas capacitadas em relação às câmeras digitais. É inegável o avanço das câmeras digitais nos últimos anos, além de atrair pessoas que gostam de registrar momentos especiais, houve aumento do interesse no campo das pesquisas, pois associado com as técnicas de computação de imagem, é capaz de gerar modelos digitais com acurácia (GEHRKE, et al., 2010; HAALA et al., 2009).

A fotogrametria utiliza imagens digitais que são formadas por uma matriz bidimensional (linha e coluna) de elementos chamados *pixels*, o tamanho do lado do *pixel* em centímetros será o valor do GSD (*Ground Sample Distance*) (MIKHAIL et al., 2001). O GSD projeta o tamanho do *pixel* sobre o terreno, ou seja, se o valor do GSD

for de 20cm/pixel, cada *pixel* equivale a 20 centímetros de distância no mundo real. Imagens de satélites chegam a ter resolução espacial de 30 metros, o que torna impossível analisar pequenas lavouras e florestas.

Câmeras digitais, ARP, programas fotogramétricos e coordenadas precisas de altimetria são capazes de gerar modelos digitais com acurácia, confiabilidade e de forma prática por qualquer pessoa com um treinamento básico para manusear essas ferramentas. As análises a partir dos modelos permitem explorar cálculos de volumes, áreas, desenhar perfis e secções transversais, gerar mapas de declividade, gerar fatiamentos nos intervalos desejados e perspectivas tridimensionais (HUNG et al., 2018).

2.4. Classificação supervisionada

A classificação automática de imagens multiespectrais de sensoriamento remoto é um método amplamente utilizado em estudos de mapeamento e avaliação das mudanças ocorridas no uso e ocupação do solo (KAVZOGLU & VIEIRA, 1998; HORNING et al., 2010).

As classes de amostras criadas para a classificação das características do meio físico podem ser associadas a diferentes formas de cobertura das terras, como florestas, pastagens, áreas urbanas, corpos d'água, culturas agrícolas, assentamentos, etc., tornando o processo de reconhecimento e mapeamento de características da superfície do planejamento menos subjetivo. O resultado desse processo é um mapa temático em que os *pixels* classificados são representados por símbolos ou cores (NOVO, 2008). Os métodos de classificação podem ainda ser divididos em supervisionados e não supervisionados.

A classificação supervisionada é feita por um analista, ao qual é fornecido um conjunto de amostras de treinamento para cada classe que deve ser diferenciada na imagem. As amostras de treinamentos são polígonos da imagem que melhor representam as classes escolhidas. Elas devem ser determinadas pelo analista que, por sua vez, deve possuir um conhecimento prévio das classes e da área de estudo (RICHARDS, 1986; NOVO, 1992).

Segundo Richards (1986), para que a classificação seja bem-sucedida é imprescindível uma boa seleção das amostras de treinamento. As amostras devem ser homogêneas e representativas de toda a variação possível dentro da classe. A classificação supervisionada é a técnica mais utilizada para análises quantitativas de dados de imagens de sensoriamento remoto, sendo necessário que o analista tenha conhecimento da área a ser classificada (RICHARDS, 1986). Já a classificação não supervisionada não requer dados de treinamento e é feita automaticamente pelo algoritmo de classificação.

Entre os métodos de classificação supervisionada, um dos mais utilizados é o de máxima verossimilhança (MAXVER). O algoritmo de classificação supervisionada MAXVER é um algoritmo paramétrico, o qual segue o pressuposto que os níveis de cinza de uma amostra de *pixels* de cada classe seguem uma distribuição normal (LEITE & ROSA, 2012).

Este classificador avalia as probabilidades que um determinado *pixel* tem de fazer parte das classes identificadas e classifica de acordo com a maior probabilidade de pertencer a uma classe. Para a classificação é necessário que o analista conheça a área de estudo, pois é necessário que as classes selecionadas estejam de acordo com as diferentes formas de cobertura do solo (JENSEN, 2009).

TAN et al. 2009 acrescentam que MAXVER é um classificador paramétrico, baseado no teorema de Bayes. Parâmetros complementares são capazes de ser extraídos e atestam a eficiência e a deficiência da classificação, como a exatidão do usuário, global e do produtor (SANTOS et al., 2019).

2.5. Aerofotogrametria e a dinâmica de clareiras

A aerofotogrametria está crescendo e surge como uma alternativa em face da varredura aérea com LiDAR para caracterização tridimensional da floresta. A partir de fotografias aéreas digitais é possível captar informações estruturais da floresta, por meio de um fluxo de trabalho fotogramétrico, com a criação de nuvem de pontos baseadas em imagens geradas, usando algoritmos, dependendo dos parâmetros de aquisição de imagem e do grau de sobreposição de imagem (WHITE et al., 2018).

Nas últimas décadas, a geomática vivenciou uma transformação por meio do desenvolvimento de GPS diferencial, estações totais, varredura a laser terrestre e aerotransportado e a fotogrametria (BRASINGTON et al, 2000; FULLER et al., 2003; NOTEBAERT et al., 2009; BRASINGTON & SMART, 2003), juntas, revolucionaram a qualidade dos dados, melhorando a qualidade espacial, resolução e acurácia dos produtos gerados (WESTBOY et al., 2012).

Nos anos 1980 foi identificado o potencial de uso do LiDAR para a detecção de clareiras naturais em diversos tipos de floresta (NELSON et al., 1984). Permitindo caracterizar variações no tamanho das clareiras e frequência (ASNER et al., 2013) e quantificar mudanças em série temporal (VEPAKOMMA et al., 2008; WHITE et al., 2018).

A classificação supervisionada é comumente usada em estudos de uso e ocupação do solo por meio de imagens de satélites (KOGO & KOECH, 2019; SILVA & DOURADO, 2016; REX et al, 2018; SANTOS et al., 2019), contudo, classificações a partir de ARP começam a ser exploradas (CÂNDIDO & FILHO, 2015). Imagens aéreas a partir de ARPs são capazes de gerar mapas temáticos com elevado grau de detalhe e sem ter interferências das nuvens, como acontece com imagens de satélite, mostrando o avanço na captação de imagens.

White et al. (2018) também mapearam pequenas aberturas de clareiras e constataram que a fotogrametria aérea pode ser menos eficaz do que o LiDAR. No entanto, ainda não é conhecida toda a capacidade da fotogrametria aérea, sendo necessário realizar mais comparações entre as duas técnicas. Pois o LiDAR utiliza-se de pulsos laser para penetrar as aberturas no dossel da floresta, enquanto a fotografia digital caracteriza apenas a parte externa do dossel por meio de algoritmos de correspondência de imagens interpolados.

Com a fotogrametria digital, os modelos digitais gerados podem ser descaracterizados se forem obstruídos por outras árvores ou pela sombra causada por nuvens ou árvores adjacentes, afetando a captura da clareira pela nuvem de pontos da imagem, não sendo informada quando o modelo de elevação for gerado (ST-ONGE et al., 2014).

O interesse em nuvens de pontos baseadas em imagens continua a crescer por causa do avanço tecnológico das imagens digitais. Estudos recentes que detectam clareiras naturais a partir de imagens aéreas digitais são novos e demonstram grande capacidade do uso dos modelos digitais para este objetivo, podemos citar os estudos de Nyamgeroh et al. (2018), Zeilewska-Buttner et al. (2017) e Bagaram et al. (2018). Portanto, dada a capacidade de explorar essas imagens para gerar uma caracterização da estrutura tridimensional da vegetação é inegável o grande interesse para se aprofundar neste assunto.

3. CAPÍTULOS

CAPÍTULO 1: DINÂMICA DE CLAREIRAS NATURAIS EM UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL

RESUMO

A formação de clareiras naturais é fundamental para a regeneração natural de uma floresta tropical. Entender como as espécies colonizam a sua área e se comportam ao longo do tempo é crucial para boas práticas de manejo e conservação. O presente trabalho analisou três tamanhos de clareiras naturais, até 25 m², entre 25 e 100 m² e maior de 100 m², em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual. Foram amostradas três clareiras em cada classe, sendo realizados cinco levantamentos durante um ano. Em todas as clareiras foram distribuídas cinco parcelas (1 m x 1 m), sendo quatro nas extremidades e uma no centro. No levantamento foram incluídos todos os indivíduos de 0,5 até 1,0 m de altura (classe C1) e de 1,0 m de altura e DAP < 2,0 cm (classe C2). A correlação de Pearson (r) foi realizada entre o número de indivíduos, de espécies e variáveis ambientais. De forma complementar, o número de indivíduos por espécie, o tamanho das clareiras e a posição das parcelas nas clareiras foram submetidos à Análise Multivariada de Componentes Principais (ACP). Ao todo 155 morfoespécies foram amostradas, sendo 48 espécies. Do total, 46,6% são secundárias iniciais, 27,1% pioneiras, 27,1% secundárias iniciais e 4,2% clímax. O fragmento foi considerado em estágio de sucessão secundária. A precipitação influenciou a abundância dos indivíduos ao longo do período estudado. A ACP mostrou que a colonização de indivíduos é similar para clareiras até 100 m². As espécies *Machaerium brasiliense* e *Machaerium hirtum* apresentaram uma maior relação com as parcelas localizadas nas extremidades das clareiras pequenas e médias, o que demonstrou uma melhor performance na cicatrização de clareiras de até 100 m². *Amaioua guianensis* teve uma maior correlação com as parcelas ao centro das clareiras grandes, o que demonstra uma aptidão para colonização em áreas acima de 100 m².

Palavras-chave: Regeneração; variáveis ambientais; sucessão, espécies.

ABSTRACT

The natural gaps formation is essential for the natural regeneration of a tropical forest. Understanding how species colonize your area and behave over time is crucial for good management and conservation practices. The present work analyzed three sizes of natural gaps, up to 25 m², between 25 and 100 m² and greater than 100 m², in a fragment of Seasonal Semideciduous Forest. Each gaps class was composed of three gaps. Five surveys were carried out in all gaps during one year. In all nine gaps, five plots (1 m x 1 m) were distributed, four at the ends and one in the center. All individuals from 0.5 to 1.0 m (class C1) and 1.0 m and DBH <2.0 cm (class C2) were sampled. Pearson's correlation (r) was performed between the number of individuals, species and environmental variables. In a complementary way, the number of individuals per species, the gap size and the position of the plots in gaps, were submitted to Multivariate Principal Component Analysis (PCA). A total of 155 morpho-species were sampled, of which 48 were species. Of the total, 46.6% are initial secondary, 27.1% pioneer, 27.1% initial secondary and 4.2% climax. In all, 155 morpho-species were sampled, of which 48 were species. Of the total, 46.6% are initial secondary, 27.12% pioneer, 27.12% initial secondary and 4.15% climax. The fragment was considered to be in the secondary succession stage. Precipitation influenced the abundance of individuals over the period studied. PCA shown that colonization of individuals is similar for gaps up to 100 m². The species *Machaerium brasiliense* and *Machaerium hirtum* showed a greater relationship with the plots located at the border of small and medium clearings, which demonstrated a better performance in the healing of gaps of up to 100 m². *Amaioua guianensis* had a higher correlation with the plots in the center of the large gaps, which demonstrates an aptitude for colonization in areas above 100 m².

Keywords: regeneration; environmental variables; succession, species.

1. INTRODUÇÃO

A estrutura de uma clareira, como forma, origem, idade e tamanho, cria condições específicas, permitindo que, no ambiente onde está situada, ocorram padrões particulares de colonização de espécies (BROKAW, 1982a; 1985a, DENSLOW, 1988). Os padrões de colonização criam comunidades de diferentes estruturas, que favorecem a coexistência de espécies em estágios de sucessão diferente. Entender o comportamento das espécies, observando o crescimento e a mudança na composição florística ajuda no entendimento da dinâmica e estrutura (DENSLOW, 1980, 1985; BEGON et al., 1990; HUBBELL & FOSTER, 1986).

A formação de clareiras é resultado final de distúrbios em florestas e acontece após a queda de árvores, galhos, tronco quebrado, árvores desenraizadas ou mortas em pé, criando aberturas no dossel da floresta. Com a abertura de uma nova clareira ocorrem variações ambientais como a alteração da radiação solar que chega ao piso da floresta, alterações na temperatura do ar e do solo, na disponibilidade de água, quantidade de nutrientes e serrapilheira para as plantas que estão em regeneração.

As condições particulares de cada clareira são influenciadas pela relação entre o tamanho das clareiras, variáveis ambientais e características do solo, que afetam diretamente a regeneração dos indivíduos. Dessa forma, cada clareira tem um padrão intrínseco para a manutenção das espécies. Pode ocorrer por meio de uma sequência temporal composta pelas fases clareira, edificação e madura (WHITMORE, 1989; WHITMORE, 1990). Também pode ser pela regeneração dos indivíduos via sementes, por meio de plântulas ou jovens preestabelecidos, ou por meio de rebrota de indivíduos sobreviventes (BROKAW, 1985a; HUBBELL & FOSTER, 1986). Cada clareira pode ter forma e tamanho variados, que afetam a colonização dos indivíduos, por isso é importante classificar os tamanhos de clareiras e associá-los a variáveis ambientais para compreender o padrão de colonização das espécies.

Outro fator que influencia a dinâmica das clareiras é a categoria sucessional das espécies, de acordo com a fase que ocupam no ciclo de formação da floresta. Por exemplo, espécies pioneiras colonizam áreas abertas, degradadas, onde a incidência luminosa é alta. Sendo assim, espécies pioneiras tendem a ocupar clareiras maiores e o centro das clareiras, pois, nesses lugares, a luminosidade é maior do que em

clareiras menores. As bordas da clareira são definidas como zona transicional entre a clareira e o interior da mata (POPMA et al., 1988), logo, a região da borda pode ser importante para a regeneração de espécies tolerantes à sombra, como é o caso de secundárias e clímax.

Estudos sobre dinâmica de clareiras em Floresta Estacional Semidecidual são incipientes e antigos. É necessário implementar avaliações dos indivíduos regenerantes durante longos períodos e não apenas estudos fitossociológicos (BRAGA e tal., 2011) e de regeneração (GARCIA et al., 2011; VENTUROLI et al., 2012). Diante do exposto, é importante acompanhar o desenvolvimento da comunidade em clareiras para compreender o comportamento dos indivíduos jovens e os fatores que interferem na sua composição e estrutura para compreender a dinâmica desse tipo de fisionomia.

Dada a importância da dinâmica de clareiras e a complexidade de fatores que influenciam o padrão de colonização dos indivíduos, o presente estudo teve por objetivo avaliar a dinâmica das clareiras, relacionando com variáveis ambientais, a fim de identificar a preferência das espécies por tamanho de clareira e por zonas dentro das diferentes classes de clareiras.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

O estudo foi realizado em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual situado nas coordenadas geográficas: $-14^{\circ} 52' 46''$ de latitude Sul e $-40^{\circ} 47' 34''$ de longitude Oeste, localizado no município de Vitória da Conquista, região sudoeste do Estado da Bahia, Brasil. O fragmento possui uma área total de 70,18 ha, localizado no *campus* da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB) (Figura 1).

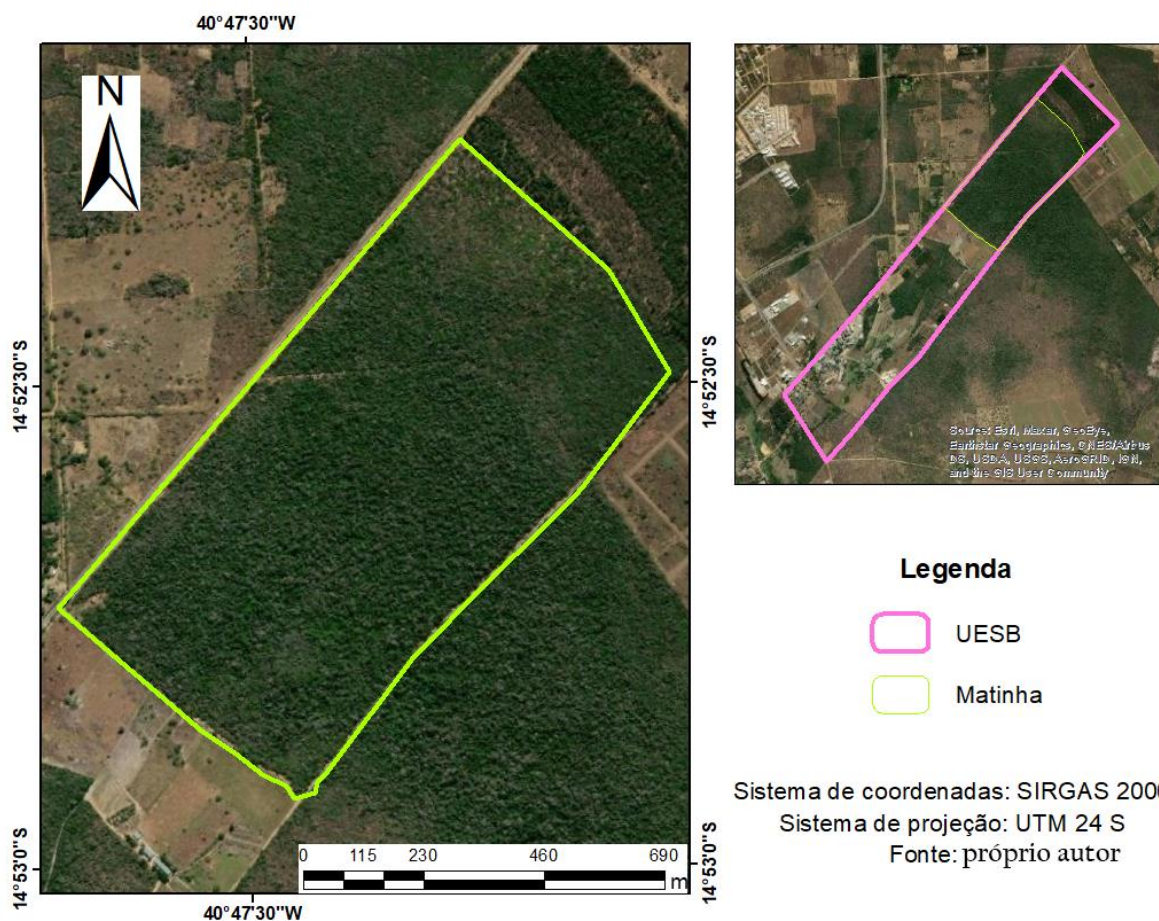


Figura 1 – Localização da área de estudo, situada no *campus* de Vitória da Conquista da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Brasil.

O clima, conforme a classificação de Köppen, é do tipo Cwb (tropical de altitude), com temperatura média anual de $25^{\circ} C$ e precipitação média anual de 850 mm. A região apresenta relevo plano e levemente ondulado e altitude média de 840

m. O solo da área experimental foi classificado como Latossolo Amarelo Distrófico, com textura franco argilo-arenosa (BARBOSA et al., 2017; CARDOSO et al., 2013).

2.2. Levantamento

A delimitação da área da clareira para a realização da amostragem seguiu a definição de Brokaw (1982a), em que o tamanho foi atribuído a partir da área mais externa da folhagem adjacente à abertura formada no dossel, projetado verticalmente até o solo (Figura 2).

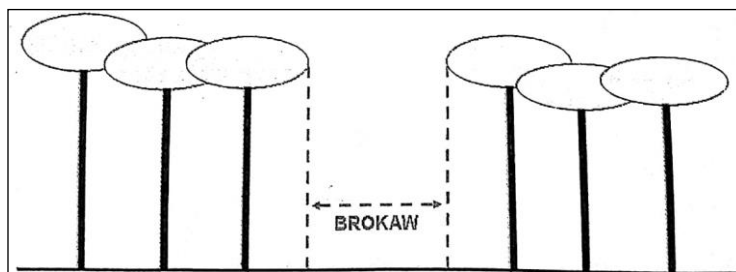


Figura 2 – Delimitação da área de uma clareira proposto por Brokaw (1982a).

Foram analisadas nove clareiras entre dezembro de 2018 e dezembro de 2019. No primeiro levantamento, as coordenadas de cada clareira foram obtidas com GPS, o que permitiu analisar a mesma área ao longo dos meses seguintes. Durante o período foram realizados cinco levantamentos (dezembro de 2018, março de 2019, junho de 2019, outubro de 2019 e dezembro de 2019), clareiras foram divididas em três classes de tamanhos diferentes: três pequenas (P) até 25 m², três médias (M) entre 25 e 100 m² e três grandes (G) acima de 100 m².

Dentro de cada clareira distribuiu-se cinco parcelas (1 m x 1 m), sendo que a parcela 1 ficou localizada na extremidade da clareira no sentido voltado para o norte, a parcela 2 para o leste, parcela 3 para o sul, parcela 4 para o sentido oeste e a parcela 5 no centro da clareira (Figura 3).

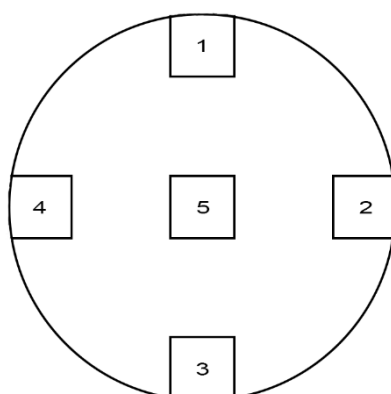


Figura 3 – Disposição das parcelas dentro de uma clareira.

Os indivíduos foram classificados em duas classes conforme o protocolo de medições de parcelas permanentes da Rede de Manejo Florestal da Caatinga (RMFC, 2005): C1 – para indivíduos com altura de 0,5 até 1,0 m e C2 – altura acima de 1,0 m e DAP < 2,0 cm.

Foram utilizados os dados meteorológicos mensais do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) da estação de Vitória da Conquista, BA (Código: 83344), que fica localizada dentro do *campus da UESB*, próximo da área de estudo. Dados sobre a precipitação total (mm), temperatura máxima média (°C) e umidade relativa média de 15 meses, de outubro de 2018 a dezembro de 2019, também foram coletados. Para identificar se existe relação entre os parâmetros meteorológicos e a colonização e mortalidade dos indivíduos e espécies, foi utilizada a correlação de Pearson.

A composição florística limitou-se aos indivíduos amostrados. Para a determinação da composição florística foi utilizado o sistema de classificação APG IV (2016). O material fértil coletado foi incorporado à coleção do herbário da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (HUESBVC). A identificação foi realizada com auxílio de especialistas do Laboratório de Ecologia e Proteção Florestal da UESB.

Os grupos ecológicos utilizados foram os propostos por Gandolfi et al. (1995): pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias, clímax e sem caracterização.

2.3. Análise de dados

Para a análise estatística foi realizada a verificação de premissas paramétricas, sendo observada normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e a homogeneidade (teste de Levene). Ao se constatar dados paramétricos, estes foram submetidos à análise de variância (ANOVA). Quando a ANOVA mostrou resultado significativo no teste F ($p < 5\%$), foram realizadas comparações das médias pelo teste de Tukey a 5% de significância. Também foi feita a correlação de Pearson (r) entre o número de indivíduos, de espécies e variáveis ambientais. De forma complementar, o número de indivíduos por espécie, o tamanho das clareiras e a posição das parcelas nas clareiras foram submetidos à Análise Multivariada de Componentes Principais (ACP) (TER BRAAK, 1986). As análises foram realizadas por meio do programa estatístico Past 4.02 (HAMMER et al., 2001).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram amostradas 155 morfoespécies, sendo 48 espécies distribuídas em 39 gêneros e 20 famílias (Tabela 1). Dentre os táxons não identificados, têm-se dois em nível de família (Bignoniaceae 1 e Sapindaceae 1) e 107 indeterminados. O elevado número de táxons indeterminados se deveu ao forte veranico observado entre os meses de setembro (começo da primavera) e dezembro (Tabela 2), o que provocou queda das folhas, impedindo a identificação das morfoespécies. Nenhuma espécie coletada está inserida na Lista Oficial Das Espécies da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção.

Tabela 1. Composição florística das clareiras naturais amostradas em Floresta Estacional Semidecidual localizada no *campus* de Vitória da Conquista da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (GE = grupo ecológico , P = pioneira, SI = secundária inicial, ST = secundária tardia, IN = Indetermnada), (P = clareira tamanho p, M = clareira tamanho m, G = clareira tamanho g e T = total).

Família	Espécies	GE	P	M	G	T
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	SI		3	1	4
	<i>Spondias dulcis</i> Parkinson	ST	1			1
	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	SI			1	1
Apocynaceae	<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart. & Zucc.	P	3			3
	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	P		1	5	6
Bignoniaceae	Bignoniaceae 1	IN	1		1	2
	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	ST	2			2
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S. Mill.	ST		1		1
	<i>Cordia oncocalyx</i> Allemão	SI			1	1
Celastraceae	<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	P		2		2
	<i>Maytenus distichophylla</i> Mart.	SI		2	2	4
Chrysobalanaceae	<i>Licania kunthiana</i> Hook.f.	C		1		1
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	P	1		3	4
	<i>Erythroxylum polygonoides</i> Mart.	P	1	4	1	6
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	P	1			1
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	SI	7			7
	<i>Pleradenophora membranifolia</i> (Müll. Arg.) Esser & A. L. Melo	ST			1	1
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	ST	1	6		7
Fabaceae	<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	SI	14	1	3	18
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	P		1		1
	<i>Chloroleucon foliolosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	P	4	4	3	11

Família	Espécies	GE	P	M	G	T
	<i>Dalbergia decipularis</i> Rizzini & A.Mattos	SI	1			1
	<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	P	5	7	3	15
	<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	ST	1			1
	<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	P	58	19	23	100
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	SI	33	29	7	69
	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	SI	41	10	8	59
	<i>Machaerium fulvovenosum</i> H.C.Lima	ST	4		2	6
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	P	1			1
	<i>Plathymentia reticulata</i> Benth.	SI	8	2		10
	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	SI			3	3
	<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	C	6	3	3	12
	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	SI			1	1
	<i>Senegalia piauiensis</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	SI		1		1
Indeterminada	Indet	IN	22	52	33	107
Lythraceae	<i>Physocalymma scaberrimum</i> Pohl	ST	1			1
Malvaceae	<i>Helicteres eichleri</i> K.Schum	P	2	11	3	16
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	ST	2	2	2	6
Myrtaceae	<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Willd.	ST	11	13		24
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	SI	4		4	8
Peraceae	<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers Benth.	ex ST		3		3
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	ST	7	17	1	25
Rubiaceae	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	P	21	6	36	63
	<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	SI	1			1
	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.	P	6	3	4	13
	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	SI		1		1
Rutaceae	<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	ST	2			2
	<i>Metrodorea mollis</i> Taub.	SI	24	16	9	49
Salicaceae	<i>Casearia guianensis</i> (Aubl.) Urb.	SI			1	1
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	SI		1	1	2
	Sapindaceae 1	IN		1	4	5
Total Geral			297	223	170	690

Tabela 2. Dados meteorológicos do Instituto Nacional de Meteorologia localizado no *campus* de Vitória da Conquista da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia.

Mês	Precipitação total (mm)	Temperatura Máxima média (°C)	Umidade Relativa média (%)
10/2018	43,4	28,4	74,5
11/2018	158,3	26,4	89,0
12/2018	140,7	27,3	86,9
01/2019	8,3	29,4	79,8
02/2019	100,1	31,6	78,6
03/2019	66,2	29,5	81,0
04/2019	99,2	27,8	87,7
05/2019	11,5	26,7	86,8
06/2019	39,0	24,1	86,5
07/2019	24,9	23,8	84,0
08/2019	30,2	23,6	85,5
09/2019	10,9	27,0	79,5
10/2019	26,9	28,5	75,8
11/2019	23,1	30,3	74,3
12/2019	19,1	30,3	73,4

A família Fabaceae apresentou a maior riqueza, com 16 espécies, seguida por Euphorbiaceae e Rubiaceae com quatro cada. Nos trabalhos realizados em Floresta Estacional Semidecidual como o de Higuchi et al. (2006), Braga et al. (2011) e Garcia et al. (2011), a família Fabaceae é comumente descrita como a mais importante. Este fato ocorre porque em clareiras recém-formadas é constatado um aumento na disponibilidade de fósforo e nitrogênio no solo (DENSLOW et al., 1998) pela queda e decomposição dos indivíduos arbóreos. Esse fato beneficia essa família, pois suas espécies são conhecidas pela capacidade de fixar nitrogênio, o que auxilia na regeneração de solos pobres ou degradados, sendo indicadora de áreas de florestas secundárias. As espécies da família Fabaceae amostradas no levantamento são na maioria pioneiras e secundárias iniciais, ou seja, são espécies heliófilas. Essa característica e a grande disponibilidade de nitrogênio no solo beneficiam a colonização da clareira por espécies dessa família.

Constatou-se que, das 48 espécies identificadas (Tabela 1), 41,6% foram classificadas em secundárias iniciais, 27,12% pioneiras, 27,12% para secundária tardia e apenas 4,16% foram classificadas como clímax. Quando as espécies foram relacionadas com o tamanho das clareiras, apresentaram valores muito semelhantes, 32 para P e 29 em M e G. Apenas uma espécie, entre as 14 comuns para todas as

clareiras, foi classificada como clímax. As espécies presentes em todos os levantamentos e tamanhos de clareiras foram cinco. Estas espécies mais generalistas se enquadram apenas em dois grupos ecológicos, pioneira e secundária inicial. Tabarelli & Mantovani (1997), em trabalho realizado nas clareiras de duas áreas de Mata Atlântica, observaram que as espécies intolerantes à sombra foram pouco frequentes.

Entre as 11 espécies exclusivas da clareira P, não houve nenhuma caracterizada como clímax (Tabela 1). As sete espécies exclusivas da clareira M abrangem todos os grupos ecológicos. As seis espécies que ocorrem exclusivamente nas clareiras G foram classificadas em secundária inicial e tardia (Tabela 1). Espécies pioneiras e secundárias possuem maior tolerância à luz, por isso são espécies mais generalistas que compõem todas as fases sucessionais, sendo mais abundantes em florestas perturbadas (WHITMORE, 1989; BUDOWSKI, 1965).

De acordo com a composição do grupo ecológico de um fragmento, é possível compreender em qual estágio sucessional este se encontra. No estudo de Vale (2008), a maior abundância de secundárias tardias no sub-bosque, fez com que o fragmento fosse considerado em estágio maduro de sucessão. Silva et al. (2003) em uma Floresta Estacional Semidecidual Submontana tiveram 63% das espécies caracterizadas como secundárias iniciais e 27% de secundárias tardias e consideraram a área em estágio médio de sucessão secundária, em desenvolvimento para um estágio maduro. Logo o fragmento estudado pode ser considerado em estágio avançado de sucessão secundária.

A ausência de espécies clímax pode informar que o fragmento florestal está estagnado por não possuir propágulos desse grupo ecológico (ALMEIDA, 2016). Esta ausência é causada pela distância entre fragmentos do mesmo tipo de floresta, acarretado pelo grau de interferência antrópica na região. A maior distância dificulta o trabalho do dispersor natural da semente que precisa de deslocamento cada vez maior para encontrar o seu habitat. Em casos mais severos a fragmentação leva à extinção desses animais. Os fragmentos também diminuem o número de indivíduos desse grupo, o que dificulta a manutenção de determinada espécie, a ausência de dispersores naturais, e a fragmentação da floresta compromete a população das espécies desse grupo ecológico. Sem esse fluxo gênico, a população pode sofrer

problemas de endogamia, determinando uma falha genética por causa da menor variabilidade genética (MARTINS, 2008). As espécies clímax geralmente são raras e representam um pequeno número de indivíduos por área, logo, grandes áreas são necessárias para manter uma base genética que garanta a perpetuação da espécie.

Em relação ao número de espécie por levantamento, pode-se observar uma redução, iniciando em dezembro de 2018, com 41 espécies, e finalizando com apenas 10, em dezembro de 2019. O mesmo fato foi observado para o número de indivíduos, com uma redução de 55% (Tabela 3). No estudo de Jardim et al. (2007), a mortalidade de uma espécie chegou a 63% em 16 meses de observação. Apenas sete espécies (*Amaioua guianensis*, *Eugenia ligustrina*, *Machaerium acutifolium*, *Machaerium brasiliense*, *Machaerium hirtum*, *Maprounea guianensis* e *Metrodorea mollis*) foram encontradas em todos os levantamentos. A alta mortalidade das espécies pode ser atribuída às suas características, já que cada uma detém um tipo de resposta específica a abertura do dossel. As espécies capazes de compor todos os tamanhos e se manter ao longo do tempo são generalistas e possuem grande capacidade de adaptação em ambientes alterados.

Tabela 3. Composição florística e número de indivíduos por levantamento realizado na Floresta Estacional Semidecidual localizada no *campus* de Vitória da Conquista da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia.

Espécies	Dez/18	Jun/19	Mar/19	Out/19	Dez/19	Total
<i>Albizia polycephala</i>	2	14	1	1		18
<i>Allophylus edulis</i>	2					2
<i>Amaioua guianensis</i>	8	19	10	18	8	63
<i>Amaioua intermedia</i>		1				1
<i>Aspidosperma pyriforme</i>	3					3
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	1		3		2	6
<i>Astronium graveolens</i>		2	2			4
<i>Bauhinia forficata</i>	1					1
Bignoniaceae 1		1	1			2
<i>Casearia guianensis</i>	1					1
<i>Chloroleucon foliolosum</i>	4	1	3	3		11
<i>Cordia americana</i>		1				1
<i>Cordia oncocalyx</i>	1					1
<i>Coutarea hexandra</i>	8		3	1	1	13
<i>Croton floribundus</i>		1				1
<i>Dalbergia decipularis</i>	1					1

Espécies	Dez/18	Jun/19	Mar/19	Out/19	Dez/19	Total
<i>Dalbergia miscolobium</i>	2	11	2			15
<i>Dialium guianense</i>			1			1
<i>Erythroxylum daphnites</i>	2		2			4
<i>Erythroxylum polygonoides</i>	5		1			6
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	2					2
<i>Eugenia ligustrina</i>	6	6	5	4	3	24
<i>Guapira opposita</i>	6		2			8
<i>Handroanthus impetiginosus</i>		1	1			2
<i>Helicteres eichleri</i>	10	2	4			16
Indeterminadas	12	17	4	33	41	107
<i>Licania kunthiana</i>	1					1
<i>Machaerium acutifolium</i>	32	16	30	9	13	100
<i>Machaerium brasiliense</i>	16	5	20	17	11	69
<i>Machaerium hirtum</i>	23	7	19	4	6	59
<i>Machaerium fulvovenosum</i>	1		5			6
<i>Maprounea guianensis</i>	1	2	2	1	1	7
<i>Maytenus gonoclada</i>		2				2
<i>Maytenus distichophylla</i>	2		1		1	4
<i>Metrodorea mollis</i>	8	11	12	8	10	49
<i>Parapiptadenia rigida</i>	1					1
<i>Physocalymma scaberrimum</i>	1					1
<i>Plathymenia reticulata</i>	10					10
<i>Platypodium elegans</i>	1		1	1		3
<i>Pleradenophora membranifolia</i>	1					1
<i>Pogonophora schomburgkiana</i>	3					3
<i>Prunus myrtifolia</i>	9	7	5	4		25
<i>Pseudopiptadenia contorta</i>	4	2	4	2		12
<i>Pterocarpus rohrii</i>	1					1
<i>Randia armata</i>	1					1
Sapindaceae 1	5					5
<i>Sapium glandulosum</i>	5	1	1			7
<i>Senegalia piauihensis</i>	1					1
<i>Spondias dulcis</i>	1					1
<i>Tapirira obtusa</i>	1					1
<i>Trichilia elegans</i>	6					6
Total	212	130	145	106	97	690

Houve correlação positiva entre a precipitação média e o número de indivíduos ($r = 0,992$) e número de espécies ($r = 0,996$), sendo que ambas apresentaram significância ($p < 0,5$), o que expressou a influência da precipitação na mudança do número de indivíduos. Não houve correlação para temperatura máxima média e

umidade relativa média com o número de indivíduos e número de espécies (Tabela 4).

Tabela 4. Coeficiente de correlação de Pearson (r) entre a o número de indivíduos, de espécies e variáveis ambientais em um levantamento realizado em Floresta Estacional Semidecidual localizada no *campus* de Vitória da Conquista da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, onde Prec = precipitação (mm), TM = temperatura máxima média (°C), UR = umidade relativa média (%).

Correlação	Prec		TM		UR	
	r	p valor	r	p valor	r	p valor
Número de indivíduos	0,992	0,001	-0,273	0,657	0,782	0,118
Número de espécies	0,996	0,003	-0,294	0,631	0,811	0,096

A grande influência da precipitação (Tabela 2) pode ser observada pelo aumento no número de indivíduos sem folha encontrados a partir do mês de setembro, início do veranico (Tabela 3), este fato refletiu no grande número de táxons indeterminados. Essas condições adversas afetam a disponibilidade hídrica e os processos fisiológicos das plantas (CAMPOS, 1970; FRITTS, 1976).

Fatores como temperatura e água já alteram o crescimento das plantas, mas, nas clareiras, são formados diferentes microambientes, que também mudam a disponibilidade de recursos e da manutenção. Essas mudanças causadas pelos fatores externos e internos nas clareiras em florestas estacionais podem favorecer ou prejudicar espécies. A queda foliar é um fator de manutenção da espécie que é usado pela planta para tentar manter o indivíduo vivo, corroborando diferenças na regeneração natural de cada clareira (LIMA, 2005). Dependendo da severidade do ambiente e do tipo de espécie, os indivíduos mais abundantes, tanto de pioneiras quanto secundárias, é natural que ocorra um elevado número de indivíduos mortos em pé.

As clareiras de tamanho P tiveram o maior número de indivíduos (297), seguidas pelo tamanho M (223) e G (170). O maior número de indivíduos em clareiras menores corresponde a um ambiente mais adaptado a espécies de diferentes fases sucessionais, pois acredita-se que, em clareiras, existam regiões com diferentes graus de sombreamento, maior nas bordas e menor no centro, o que favorece grupos ecológicos distintos. A colonização de espécies nas clareiras pequenas e médias é

mais abundante do que nas clareiras grandes. Martins (1999) também encontrou esta mesma característica de maior abundância nas clareiras menores em comparação com as grandes. Nas clareiras grandes ocorre uma mudança abrupta das características microclimáticas, maior insolação, evapotranspiração, temperatura, etc. Com isso aumenta a mortalidade de espécies tardias, privilegiando, em um segundo momento, as iniciais (LEE, 1987).

A classe C2 apresentou o maior número de indivíduos em relação à classe C1 em todos os meses e para todos os tipos de clareiras. Em relação ao número de indivíduos por levantamento, todos tiveram perdas no número de indivíduos acima de 40%, sendo que no tamanho P houve uma queda de 49,3% entre dezembro de 2018 e dezembro de 2019; no tamanho M a perda foi de 44,15%; e, considerando o tamanho G, a perda foi de 43%. Ao avaliar o número de indivíduos por tamanho de clareira e por levantamento, constatou-se que existe diferença estatística somente para a classe de tamanho C1 entre as clareiras P (111 indivíduos) e G (49) ($p = 0,04334$, $\alpha = 5\%$). (Tabela 5).

A classe C2 apresenta indivíduos que estão há mais tempo na clareira, já passaram da fase de plântula e estão mais adaptados às mudanças do microclima, a competições com outros indivíduos e por isso conseguiram prevalecer ao longo do período observado. Diferentemente dos indivíduos jovens, que sofrem muita competição intraespecífica e com outras espécies por espaço e na busca por nutrientes e acabam tendo um alto índice de mortalidade. Sobre a mortalidade das espécies, há relação entre o tamanho das clareiras e a dependência dos fatores climáticos para a colonização de pioneiras e clímax. No estudo de Jardim et al. (2007), as clareiras grandes apresentaram maior mortalidade do que em outras clareiras. Em clareiras de tamanho grande, a incidência de luz sobre a regeneração natural ocorre durante a maior parte do dia e com maior intensidade, já que inexistem barreiras que bloqueiam os raios solares que chegam à superfície do solo.

Tabela 5. Número de indivíduos por classe de clareira amostrados em levantamento realizado em Floresta Estacional Semidecidual localizado no *campus* de Vitória da Conquista da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, sendo: CC = classe de clareira, P = pequena (com até 25 m²), M = média (entre 25 e 100 m²), G = grande (acima de 100 m²), Parc = parcela, C1 = indivíduos com altura de 0,5 até 1,0 m e C2 = indivíduos com altura acima de 1,0 m e DAP < 2,0 cm.

CC	Parc	Dez/18			Mar/19			Jun/19			Out/19			Dez/19		
		C1	C2	Total	C1	C2	Total	C1	C2	Total	C1	C2	Total	C1	C2	Total
P	1	9	7	16	12	8	20	6	10	16	9	6	15	2	9	11
	2	6	8	14	6	7	13		7	7	1	6	7	2	5	7
	3	2	13	15	6	7	13	5	8	13	6	7	13	3	4	7
	4	9	12	21	3	11	14	5	7	12		8	8		8	8
	5	4	7	11	7	8	15	3	6	9	4	3	7	1	4	5
Total		30	47	77	34	41	75	19	38	57	20	30	50	8	30	38
M	1	7	7	14	1	6	7	5	1	6	2	2	4	4	2	6
	2	6	15	21	3	8	11	4	6	10	1	4	5	2	3	5
	3	3	12	15	1	3	4	1	8	9	2	8	10		8	8
	4	3	13	16	3	7	10	2	7	9	1	2	3	2	7	9
	5	3	8	11		10	10	3	4	7		7	7	2	4	6
Total		22	55	77	8	34	42	15	26	41	6	23	29	10	24	34
G	1	2	8	10	1	4	5	1	8	9	2	5	7	3	5	8
	2	1	12	13		3	3	1	6	7	1	2	3	1	5	6
	3	6	9	15	2	2	4	3	4	7	2	4	6	3	1	4
	4	2	10	12	2	5	7	3	2	5	1	6	7	1	5	6
	5	3	5	8	5	4	9	2	2	4	1	3	4		1	1
Total		14	44	58	10	18	28	10	22	32	7	20	27	8	17	25
Total Geral		66	146	212	52	93	145	44	86	130	33	73	106	26	71	97

Quando submetida à ACP, a relação entre espécies e o tamanho das clareiras explicaram 92,6% da variação por meio de dois componentes (75,87% primeiro eixo e 16,67% segundo eixo). O posicionamento das clareiras mostrou aproximação entre P e M, que ficaram posicionadas no quadrante inferior direito, e separação de G (no quadrante superior direito) (Figura 4). A espécie *Chloroleucon foliolosum* (Chlfol) apresentou maior relação com as clareiras G e *Coutarea hexandra* (Couthex) e *Dalbergia miscolobium* (Dalmis) com clareiras P.

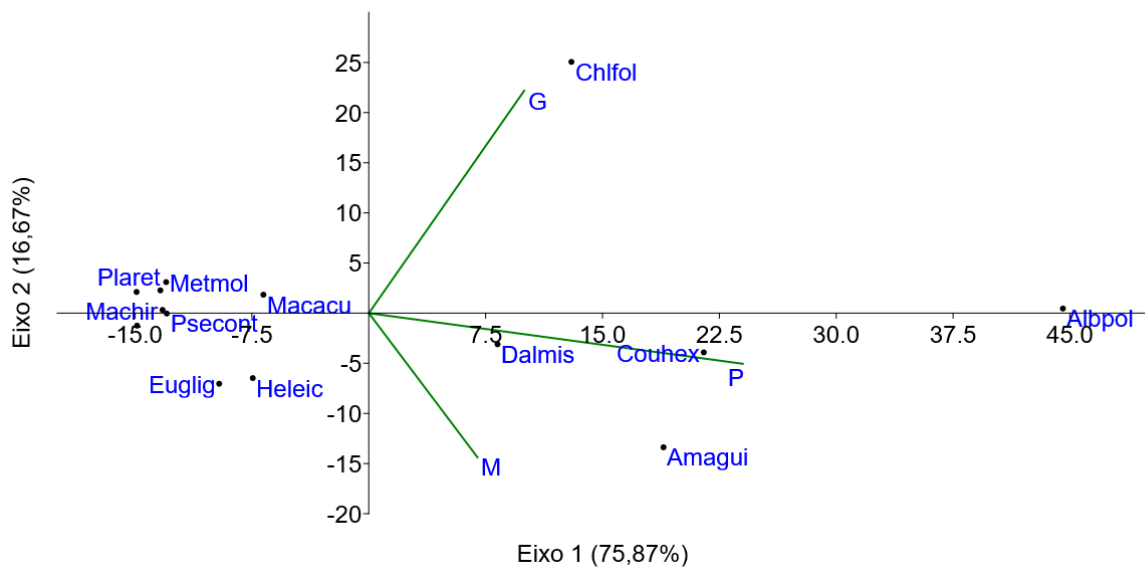


Figura 4 – Análise de Componentes Principais relacionando o número de indivíduos por espécies e o tamanho das clareiras em levantamento realizado em Floresta Estacional Semidecidual Montana localizado no *campus* de Vitória da Conquista da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, sendo: P = clareira pequena; M = clareira média; G = clareira grande; Albpol - *Albizia polycephala* (Benth.) & Killip ex Record; Amagui - *Amaioua guianensis* Aubl.; Chlfol - *Chloroleucon foliolosum* (Benth.) G.P.Lewis; Couhex - *Coutarea hexandra* (Jacq.) K.Schum; Dalmis - *Dalbergia miscolobium* Benth; Euglig - *Eugenia ligustrina* (Sw.) Willd.; Heleic - *Helicteres eichleri* K.Schum; Macacu - *Machaerium acutifolium* Vogel; Macbra - *Machaerium brasiliense* Vogel; Machir - *Machaerium hirtum* (Vell.) Stellfeld; Metmol - *Metrodorea mollis* Taub.; Plaret - *Plathymenia reticulata* Benth.; Prumyr - *Prunus myrtifolia* (L.) Urb.; Psecont - *Pseudopiptadenia contorta* (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima.

As condições de ambiente das clareiras P e M, segundo a ACP, são similares, ou seja, as duas classes de tamanho poderiam ser uma única classe, ou seja, clareiras de até 100m² em uma Floresta Estacional Semidecidual possuem as mesmas condições para a colonização de indivíduos. Na literatura é encontrada diversas classes de tamanho, Jardim et al. (2007) classificaram clareiras pequenas, com área entre 200 e 400 m²; médias, entre 401 e 600 m²; e grandes, maiores que 600 m², Brokaw (1985a) considera clareiras pequenas inferiores a 150 m². Observa-se que não há um consenso entre o tamanho das clareiras, talvez cada tipo de floresta tenha a sua condição específica em relação à abertura do dossel. Apesar de que, em florestas tropicais, não sejam comuns clareiras maiores que 200m², a predominância de clareiras menores é consequência de a floresta estar em um processo de sucessão

secundário, com altura média de árvores entre 15 e 20 m, assim quando indivíduos arbóreos caem não conseguem abrir grandes clareiras (TABARELLI, 1994).

Não apenas o tamanho da abertura do dossel e o aumento da luminosidade expressam o padrão de colonização dos indivíduos, mas, sim, a disponibilidade de água e de nutrientes do solo é fator que deve ser levado em consideração na hora de analisar a colonização e crescimento das plantas nos ambientes de clareiras (COOMES & GRUBB, 2000). Estudar a relação nutricional do solo com as espécies é importante, pois, no período inicial da abertura de clareiras, ocorre um aumento significativo de nutrientes, por essa razão são necessários estudos complementares que consigam abranger todas as variáveis que influenciam o crescimento e colonização de indivíduos em clareiras.

Alguns autores observaram que o grupo das pioneiras foram mais abundantes em clareiras maiores que 150m² (BROKAW, 1982b), 200 a 300m² (HARTSHORN, 1980) ou 1.000m² (WHITMORE, 1982). No fragmento estudado, houve maior número de espécies secundárias do que pioneiras, entretanto, segundo a ACP, as espécies que melhor foram relacionadas com todos as classes de clareiras foram pioneiras, contrapondo a Gómez-Pompa & Vázquez-Yanes (1981) que dizem que, para espécies pioneiras se estabelecerem, as clareiras necessitam ser suficientemente grandes. Gandolfi (1991) ressalta que, em Florestas Estacionais Semidecíduais no estado de São Paulo, a luminosidade no sub-bosque pode ser maior do que em Floresta Tropical Úmida, em decorrência da menor continuidade da copa das árvores e da semidecuidade, que permitem a maior passagem de luz pelas copas até o sub-bosque, explicando a maior abundância e condições ideais de espécies pioneiras e secundárias em clareiras naturais. O que explicaria o motivo do grupo das pioneiras estar relacionado com todos os tamanhos de clareiras.

A regeneração de espécies pioneiras em diferentes tamanhos clareiras vai de acordo com resultados de Connell & Slatver (1977) e Tabarelli & Matovani (1997) de que este grupo ecológico pode regenerar tanto em clareiras grandes quanto em clareiras pequenas, desde que o distúrbio não seja severo. Neste caso, clareiras consideradas grandes podem funcionar ecologicamente como pequenas, diminuindo a heterogeneidade ambiental.

Também foi realizada a ACP para a frequência das espécies em relação à posição das parcelas nas clareiras pequenas, explicando 85,84% da variação dos dois componentes (59,79% no primeiro eixo e 26,05% no segundo eixo) (Figura 5). Percebe-se que *Machaerium brasiliense* (Macbra) e *Machaerium hirtum* (Machir) estão mais associadas às parcelas localizadas na extremidade das clareiras pequenas e médias. Padrão diferente apresentou *Amaioua guianensis* (Amagui) com uma relação mais forte com as parcelas que ficaram no centro das clareiras grandes.

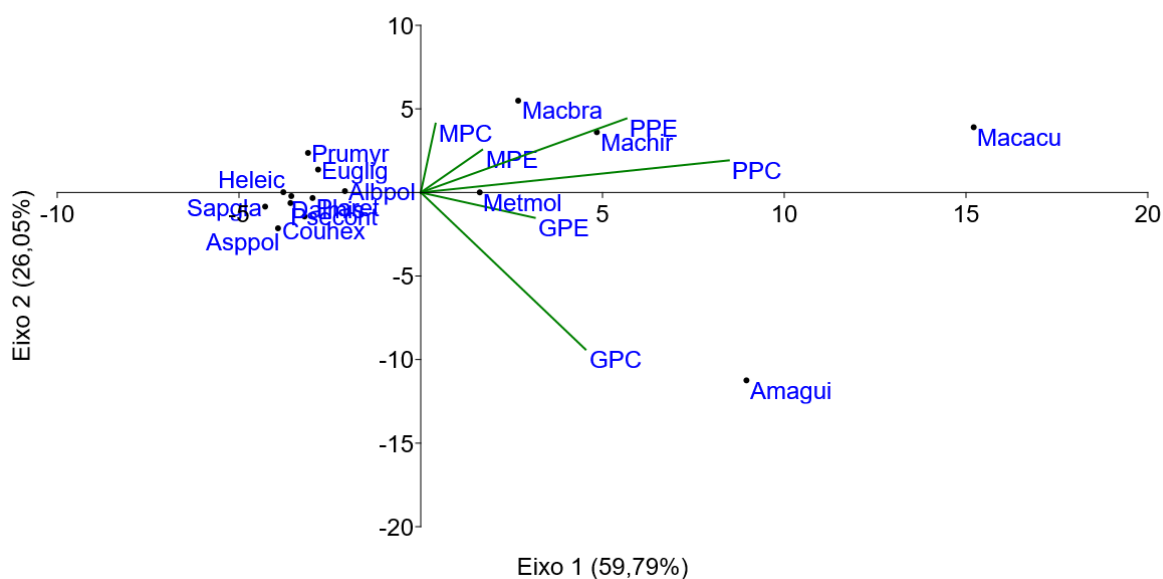


Figura 5 – Análise de Componentes Principais relacionando o número de indivíduos por espécies e a posição das parcelas nas clareiras (centro e extremidade) em levantamento realizado em Floresta Estacional Semidecidual Montana localizado no *campus* de Vitória da Conquista da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, sendo: PPE = parcelas na extremidade de clareira pequena; PPC = parcela central de clareira pequena; MPE = parcelas na extremidade de clareira média; PPC = parcela central de clareira média; GPE = parcelas na extremidade de clareira grande; GPC = parcela central de clareira grande; Albpol - *Albizia polycephala* (Benth.) & Killip ex Record; Amagui - *Amaioua guianensis* Aubl.; Chlfol - *Chloroleucon foliolosum* (Benth.) G.P.Lewis; Couhex - *Coutarea hexandra* (Jacq.) K.Schum; Dalmis - *Dalbergia miscolobium* Benth; Euglig - *Eugenia ligustrina* (Sw.) Willd.; Heleic - *Helicteres eichleri* K.Schum; Macacu - *Machaerium acutifolium* Vogel; Macbra - *Machaerium brasiliense* Vogel; Machir - *Machaerium hirtum* (Vell.) Stellfeld; Metmol - *Metrodorea mollis* Taub.; Plaret - *Plathymeria reticulata* Benth.; Prumyr - *Prunus myrtifolia* (L.) Urb.; Psecont - *Pseudopiptadenia contorta* (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima.

Clareiras naturais não são homogêneas, apresentando subzonas no seu interior, essa diferença de zonas dentro das clareiras deve ser considerada na hora de avaliar a composição e o desenvolvimento das espécies (GEORGE & BAZZAZ, 1999; DALLING & HUBBELL, 2002). Não se trata apenas de clareira e “não clareira”, porque espécies não respondem apenas a essa diferença, mas, sim, a um espectro de variações ambientais que extrapola a credence de dois ambientes opostos e a disponibilidade luminosa (MONTGOMERY & CHAZDON, 2002; BROWN, 1993; CARVALHO et al., 2000).

É notório na literatura que inúmeras metodologias aplicadas para compreender a estrutura, regeneração e as inter-relações dos indivíduos, embasado por estudos antigos que não se preocuparam em estudar a influência das clareiras sobre as populações de plantas e inclusive ser direcionadas para conhecer o comportamento das espécies em diferentes zonas de clareiras (LIMA, 2005). Com a ACP relacionando o número de indivíduos por espécies com a posição das parcelas nas clareiras buscou-se acrescentar mais informações nessa lacuna e corroborar o entendimento da colonização de espécies por zonas em clareiras.

Quando divididas por zonas, pode ser observado, na figura cinco, que ocorreu uma maior correlação entre as zonas da extremidade e centro das clareiras P e M. Essa diferença é vista também pela colonização das espécies. Neste caso, as espécies do gênero *Machaerium*, apesar de consideradas espécies heliófilas (PASTORINI et al., 2016), não tiveram problema em colonizar a extremidade das parcelas das clareiras pequenas e médias. A espécie *Amaioua guinanensis* agrupou-se ao centro das clareiras grandes, entretanto, segundo Arantes & Schiavini (2011), esta espécie é característica de sub-bosque e tolerante à sombra. Percebe-se que o resultado das espécies por zona não está de acordo com o que é exposto na literatura, que indica que espécies intolerantes à sombra deveriam ocupar o centro das clareiras, ou que clareiras maiores e tolerantes à sombra ficariam à borda das clareiras.

Dessa forma, os resultados corroboram outros estudos que mostram que clareiras naturais são colonizadas por indivíduos que germinam em condições independentes do tamanho e de suas características intrínsecas (LIMA, 2005), sem encontrar relação entre o tamanho das clareiras e a abundância de espécies. A colonização das clareiras naturais, provavelmente, reflete a intensidade dos distúrbios

nas clareiras, a amplitude de nicho amplo de regeneração das espécies, a composição florística das áreas que circundam as clareiras e das condições fisiográficas. Estes fatores dificultam estabelecer relações entre o tamanho das clareiras e os padrões de colonização (MARTINS & RODRIGUES, 2002; TABARELLI & MANTOVANII, 1997).

4. CONCLUSÕES

- A família Fabaceae apresenta o maior número de espécies;
- O fragmento está em estágio avançado de sucessão secundária, mas estagnado pela ausência de espécies clímax;
- A precipitação influencia a morte dos indivíduos regenerantes durante o período de seco;
- Para uma Floresta Estacional Semidecidual, as clareiras possuem o mesmo padrão de colonização até 100 m²;
- *Machaerium brasiliensis* e *Machaerium hirtum* preferem colonizar a borda de clareiras até 100 m²;
- *Amaioua guianensis* está associada ao centro das clareiras maiores que 100 m²;

5. REFERÊNCIAS

ALMEIDA, D. S. Alguns princípios de sucessão natural aplicados ao processo de recuperação. In: ALMEIDA, D. S. (Eds.). **Recuperação ambiental da Mata Atlântica**. Ilhéus: Editus, 2006, p. 49-75.

APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, 2016, 181, 1-20.

ARANTES, C. A.; SCHIAVINI, I. Estrutura e dinâmica da população de *Amaioua guianensis* Aubl. (Rubiaceae) em fragmento urbano de floresta estacional semidecidual – Uberlândia, Minas Gerais. **Bioscience Journal**, v. 27, n. 2, p. 312-321, 2011.

BARBOSA, V.; BARRETO-GARCIA, P.; GAMA-RODRIGUES, E.; PAULA, A. Biomassa, carbono e nitrogênio na serapilheira acumulada de florestas plantadas e nativa. **Floresta e Ambiente**, v. 24, 2017.

BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. **Ecology: individuals, populations and communities**. Oxford, 1990.

BRAGA, A. J. T.; BORGES, E. E. L.; MARTINS, S. V. Florística e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta estacional semidecidual secundária em Viçosa, MG. *Revista Árvore*, v. 35, n. 3, p. 493-503, 2011.

BROKAW, N. V. L. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. **Biotropica**, v. 14, n. 2, p. 158-160, 1982a.

BROKAW, N. V. L. Tree falls: frequency, time, and consequences. In: LEIGHT JR., E.G.; RAND, A. S.; WINDSOW, A. S. (Eds.). **The ecology of a tropical forest: seasonal rhythms and long-term changes**, Washington: Smith. Inst. Press, 1982b, p. 101-108.

BROKAW, N. V. L. Treefalls, regrowth, and community structure in tropical forest. In: PICKETT S. T. A.; WHITE, P. S. (Eds.). **The ecology of natural disturbances and patch dynamics**. San Diego: Academic press, 1985a, p. 53-59.

BROKAW, N. V. L. Gap-phase regeneration in a tropical forest. **Ecological Society of America**, v.66, n. 3, p. 682-687, 1985b.

BROWN, N. The implications of climate and gap microclimate for seedling growth conditions in a Bornean lowland rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, p. 153-158, 1993.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v. 15, n. 1, p. 40-45, 1965.

CAMPOS, J. C. C. Principais fatores do meio que afetam o crescimento das árvores. **Revista Floresta**, v. 2, n. 3, p. 45-52, 1970.

CARDOSO, A. D.; VIANA, A. E. S.; BARBOSA, R. P.; TEIXEIRA, P. R. G.; CARDOSO JÚNIOR, N. S.; FOGAÇA, J. J. N. L. Levantamento fitossociológico de plantas daninhas na cultura da mandioca em Vitória da Conquista, Bahia. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 5, p. 1130-1140, 2013.

CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, v. 111, n. 982, p. 1119-1144, 1977.

COOMES, D. A.; GRUBB, P. J. Impacts of root competition in forests and woodlands: a theoretical framework and review of experiments. **Ecological Monographs**, v. 70, n. 2, p. 171-207, 2000.

DALLING, J. W.; HUBBELL, S. P. Seed size, growth rate and gap microsites conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. **Journal of Ecology**, v. 90, p. 557-569, 2002.

DENSLOW, J. S. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica**, v. 12, n. 2, p. 47-55, 1980.

DENSLOW, J. S. Disturbance-mediated coexistence of species. **Academic press**, 1985.

DENSLOW, J. S. Tropical rain forest gaps and tree species diversity. **Ecology and Systematics**, v. 18, p. 431-451, 1988.

DENSLOW, J. S.; ELLISON, A. M.; SANFORD, R. E. Treefall gap size effects on above- and below-ground processes in a tropical wet forest. **Journal of Ecology**, v. 86, p. 597-609, 1998.

FRITTS, H.C. Tree rings and climate. **Academic Press**, p. 567, 1976.

GANDOLFI, S. **Estudo florístico e fitossociológico de uma floresta na área do aeroporto internacional de São Paulo, Município de Guarulhos, SP**. Campinas: UNICAMP, 1991, 232p. Dissertação – Universidade Estadual de Campinas.

GANDOLFI, S.; FILHO, H.; BEZERRA C. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma Floresta Mesófila Semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.

GARCIA, C. C.; REIS, M. G. F.; REIS, G. G.; PEZZOPANE, J. E. M.; LOPES, H. N. S.; RAMOS, D. C. Regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de floresta estacional semidecidual montana, no domínio da mata atlântica, em Viçosa, MG. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 4, 2011.

GEORGE, L. O.; BAZZAZ, F. A. 1999. The fern understory as an ecological filter: emergence and establishment of canopy-tree seedlings. **Ecology**, v. 80, p. 833-845, 1999.

GÓMEZ-POMPA, A. G.; VÁZQUEZ-YANES, C. N. Successional studies of a rain forest in Mexico. In: WEST, D. C.; SCHUGART, H. H.; BOTKIN, D. B. (Eds.). **Forest concepts and application**. New York, Springer-Verlag, 1981, p. 247-266.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. Past: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, 2001.

HARTSHORN, G. S. Neotropical forest dynamics. **Biotropica**, v. 12, n. 1, p. 22-30, 1980.

HIGUCHI, P.; REIS, M. G. F.; REIS, G. G.; PINHEIRO, A. L.; SILVA, C. T.; OLIVEIRA, C. H. Composição florística da regeneração natural de espécies arbóreas ao longo de oito anos em um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 30, n. 6, p. 893-904, 2006.

HUBBEL, S. P.; FOSTER, R. B. Canopy gaps and the dynamics of a neotropical forest. In: CRAWLEY, M. J. (Eds.). **Plant Ecology**, Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1986.

JARDIM, F. C. S.; SERRÃO, D. R.; NEMER, T. C. Efeito de diferentes tamanhos de clareiras, sobre o crescimento e a mortalidade de espécies arbóreas, em Moju-PA. **Acta Amazonica**, v. 37, n. 1, p. 37-48, 2007.

LEE, D. W. The spectral distribution of radiation in two neotropical rainforests. **Biotropica**, v. 19, p. 161-166, 1987.

LIMA, R. A. F. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 4, p. 651-610, 2005.

MARTINS, S. V. **Aspectos da dinâmica de clareiras em uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP**. São Paulo: USP, 1999. Tese de Doutorado - Universidade de São Paulo.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 163, p. 51-62, 2002.

MARTINS, K.; SANTOS, J. D. S.; GAIOTTO, F. A.; MORENO, M. A.; KAGEYAMA, P. Y. Estrutura genética populacional de *Copaifera langsdorffii* Desf. (Leguminosae - Caesalpinioideae) em fragmentos florestais no Pontal do Paranapanema, SP, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, n. 1, p. 61-69, 2008.

MONTGOMERY, R. A.; CHAZDON, R. L. Light gradient partitioning by tropical tree seedlings in the absence of canopy gaps. **Oecologia**, v. 131, p. 165-174, 2002.

PASTORINI, L.H; ROMAGNOLO, M. B.; BARBEIRO, C.; GUERREIRO, R. G. O.; COSTA, P. M.; SERT, M. A.; SOUZA, L. A. Germinação e crescimento inicial de

Machaerium brasiliense Vogel (Fabaceae) em casa de vegetação. **Revista Floresta**, v. 46, n. 1, p. 83, 2016.

POPMA, J., BONGERS, F., MARTÍNEZ-RAMOS, M. & VENEKLAAS, E. Pioneer species distribution in treefall gaps in Neotropical rain forest, a gap definition and its consequences. **Journal of Tropical Ecology**, v. 4, p. 77-88, 1988.

RMFC [REDE DE MANEJO FLORESTAL DA CAATINGA]. **Rede de manejo florestal da Caatinga: protocolo de medições de parcelas permanentes**. Recife: Associação Plantas do Nordeste, p. 21, 2005.

SILVA, A. F.; OLIVEIRA, R. V.; SANTOS, N. R. L.; DE PAULA, A. Composição florística e grupos ecológicos das espécies de um trecho de floresta semidecídua submontana da fazenda São Geraldo, Viçosa – MG. **Revista Árvore**, v. 27, n.3, p. 311-319, 2003.

TABARELLI, M. **Clareiras naturais e a dinâmica sucessional de um trecho de floresta secundária na Serra da Cantareira, SP**. São Paulo: USP, 1994. Dissertação – Universidade de São Paulo.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Colonização de clareiras naturais na floresta atlântica no sudeste do Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 20, n. 1, 1997.

TER BRAAK, C. J. F. Canonical correspondance analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**, v. 67, n. 5, p. 1167-1179, 1986.

VALE, V.S. 2008. **Padrões e processos ecológicos do componente arbóreo em uma área de Floresta Estacional Semidecidual (Araguari, MG)**. Uberlândia-MG: UFU, 2008, 91p. Dissertação - Universidade Federal de Uberlândia.

VENTUROLI, F.; FRANCO, A. C.; FAGG, C. W.; FELFILI, J. M. Regime de luz em uma floresta estacional semidecídua sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. **Revista Árvore**, v. 36, n. 6, p. 1135-1144, 2012.

WHITMORE, T. C., 1982, On pattern and process in forests, pp. 45-59. In: E. J. Newman (ed.), *The plant community as a working mechanism*, Blackwell Scientific, Oxford

WHITMORE, T.C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, v. 70 p. 536-538, 1989.

CAPÍTULO 2: USO DE MODELO DIGITAL DE VEGETAÇÃO NO ESTUDO DA DINÂMICA DE CLAREIRAS

RESUMO

A abertura de clareiras naturais é importante para o sentido dinâmico do ecossistema florestal. Os métodos de análise tradicionais atuam dentro da floresta, necessitando conhecimento da área e tempo para determinação precisa. As aeronaves remotamente pilotadas (ARP) e câmeras não métricas estão sendo amplamente difundidas para obtenção de dados, devido à capacidade de recobrir grandes áreas com um baixo custo operacional. Neste trabalho, foram utilizadas as técnicas de classificação supervisionada em imagens áreas digitais de alta resolução obtidas por aeronave remotamente pilotada (ARP), empregando softwares de geoprocessamento e sistema de informações geográficas (SIG). As fotografias foram ajustadas em junho de 2019 e março de 2020, em uma área de Floresta Estacional Semidecidual, posteriormente foram georreferenciadas para uma classificação. Como forma de comprovar a eficiência da classificação para analisar as clareiras de validação realizada por meio do índice kappa e exatidão global. Os resultados da classificação mostraram-se eficientes e passivos de utilização no entendimento da dinâmica de clareiras, todavia estudos tradicionais podem atuar como complemento dos resultados para uma análise mais robusta.

Palavra-chave: Análise temporal; regeneração; formação de clareiras.

ABSTRACT

The opening of natural gaps is important for the dynamic of the forest ecosystem. Traditional analysis methods work inside the forest, requiring knowledge of the area and time for accurate determination. The remotely piloted aircraft (ARP) and non-metric cameras, are being widely used to obtain data, due to the ability to cover large areas with a low operating cost. In this work, we used the supervised classification techniques in high resolution digital area images obtained by remotely piloted aircraft (ARP), using geoprocessing software and geographic information system (GIS). The photographs were adjusted in June 2019 and March 2020, in an area of Seasonal Semideciduous Forest, and were subsequently georeferenced for classification. As a way of proving the efficiency of the classification to analyze the validation gaps carried out by means of the kappa index and global accuracy. The classification results proved to be efficient and passive to use in understanding the dynamics of gaps, however traditional studies can complement the results for a more robust analysis.

Keyword: Temporal analysis; regeneration; gap formation.

1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais são formadas por manchas em diferentes estágios de sucessão criadas por distúrbios naturais, como a queda ou morte de árvores (BROKAW, 1982). A primeira fase após a abertura do dossel por causa dos distúrbios é a fase clareira (WHITMORE, 1975). Com a abertura de uma nova clareira ocorrem variações no ar, na radiação solar, temperatura, água e nutrientes. Cada nova clareira possui uma condição particular para a regeneração dos indivíduos, tornando-as um importante ator na manutenção das espécies. Entender os padrões de colonização, surgimento e desenvolvimento de clareiras fornece conhecimento para compreender a dinâmica de clareiras (WHITMORE, 1989; WHITMORE, 1990).

Com o avanço das tecnológicas na área do Sensoriamento Remoto, foi possível o desenvolvimento e lançamento de satélites com sensores a bordo capazes de registrar cenas em diferentes resoluções espaciais, espectral, radiométrica e temporal. Estes sensores, capazes de registrar dados dos recursos naturais e do meio ambiente terrestre em escalas detalhadas e regionais, são até hoje utilizados por diferentes países no gerenciamento dos seus recursos e como parte do sistema de monitoramento ambiental.

Os sensores que até então só eram usados em grandes aeronaves e satélites passaram a ser utilizados em Aeronaves Remotamente Pilotadas (ARPs), capazes de gerar resoluções espaciais centimétricas com fácil acesso e riqueza de detalhes do solo e de áreas específicas, como fazendas, sítios e lavouras. As ARPs têm suas trajetórias controladas pelo orientador ou por sistemas de navegação por satélite (GNSS), as imagens captadas são analisadas e processadas em *softwares* que possibilitam gerar produtos cartográficos, como ortofotos, nuvens de pontos, mapas temáticos e modelos digitais de superfície e terreno (HUNG et al, 2018).

Os produtos gerados a partir da alta resolução espacial e temporal são capazes de contribuir para obtenção de informações em campo, caracterização de problemas e geração de cartas temáticas com exímio nível de detalhe. Nos anos 1980, com o uso do sensor LiDAR, foi identificado seu potencial para detecção de clareiras em diferentes tipologias florestais (NELSON et al., 1984), por meio de modelos digitais

Getzin et al. (2014) segmentaram as clareiras manualmente, Banu et al. (2017) e Bagaram et al. (2018) utilizaram algoritmos distintos que buscaram quantificar os padrões de clareiras em florestas. A classificação supervisionada é comumente usada em estudos de uso e ocupação do solo por meio de imagens de satélites (KOGO & KOECH, 2019; SILVA & DOURADO, 2016; REX et al, 2018; SANTOS et al., 2019), contudo, classificações a partir de ARP começam a ser exploradas (CÂNDIDO et al., 2015).

Dessa forma, buscou-se, a partir da classificação supervisionada, utilizando o algoritmo de máxima verossimilhança (MAXVER), identificar padrões temporais e espaciais da dinâmica de clareiras em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, em dois períodos distintos (junho de 2019 e março de 2020), localizado no *campus* de Vitoria da Conquista, da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB).

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O trabalho foi realizado em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, de 41 ha, no município de Vitória da Conquista, região sudoeste da Bahia, situado na $-14^{\circ} 52' 46''$ de latitude Sul e $-40^{\circ} 47' 34''$ de longitude Oeste. A área total do fragmento conhecido como Matinha possui 41 ha, situa-se no *campus* da UESB (Figura 1). A área do *campus* é 5,41 vezes maior do que o fragmento estudado.

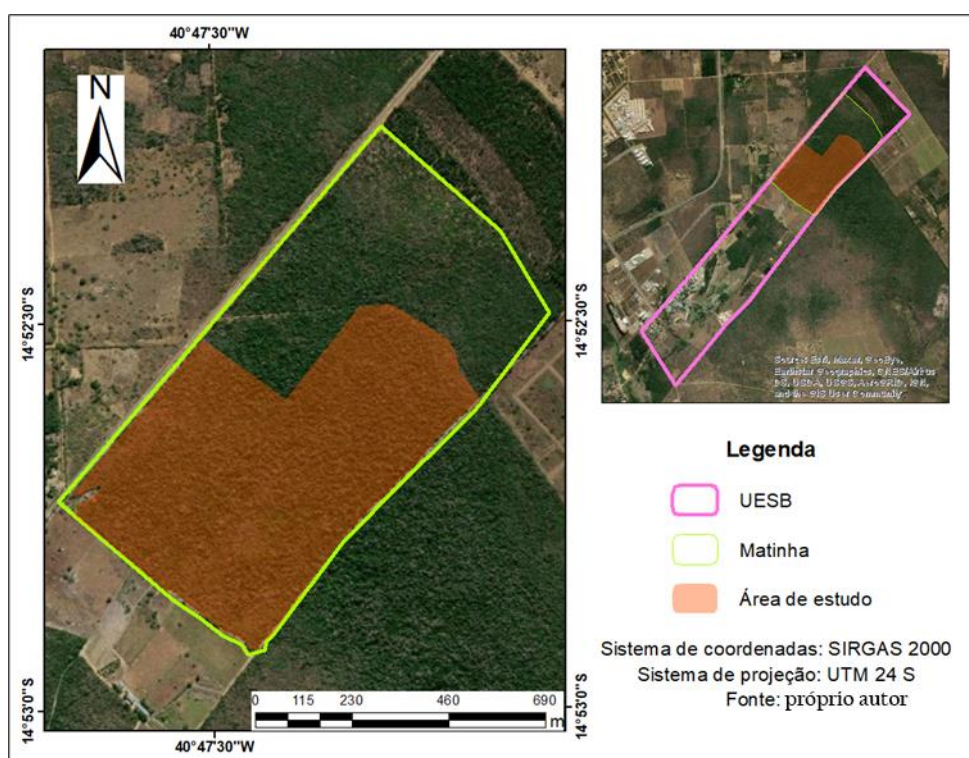


Figura 1. Localização da área de estudo denominada popularmente de “matinha”, no Sudoeste do estado da Bahia, Brasil.

A região tem relevo plano e levemente ondulado e altitude média de 840m. Conforme a classificação de Köppen, o clima da região é Cwb (tropical de altitude), com precipitação média anual de 850 mm, com média anual de temperatura de 25 °C (BARBOSA et al., 2017). A umidade relativa do ar média anual varia de 70% a 85%

(TAGLIAFERRE et al., 2012). O solo da área possui textura argiloarenosa e pertence a uma classe de Latossolo Amarelo Distrófico (CARDOSO et al., 2013).

2.2. Aquisição e processamento dos dados

2.2.1. Obtenção dos dados

Para observar a formação de novas clareiras, foram realizados dois voos sobre o fragmento florestal, o primeiro, em junho de 2019; e, o segundo, em março de 2020. Para a tomada das fotos, foi utilizado um ARP Phantom 4 *Professional* (Figura 2). Esse aparelho possui câmera com 20 megapixels e sensores inercial e de imageamento com capacidade para obter imagens na faixa espectral do visível (RGB) e realizar vídeos em 4K. Para o planejamento do estudo, foi feito um plano de voo da área para cada período.



Figura 2. ARP Phatom 4 *Professional*.

Em campo, antes da realização de cada voo com a ARP, sinalizou-se com cal o lugar onde foram coletados os pontos de referência em 2019 e 2020, sendo coletados na borda da área e em uma estrada de terra que corta o fragmento. No final, os pontos servem para diminuir o erro de precisão do ortomosaico. Inicialmente, os pontos foram designados em pontos de controle e apoio. Para a coleta dos pontos e

o georreferenciamento das imagens, foi utilizado o *Global Navigation Satellite System* (GNSS) *Real Time Kinematic* (RTK) modelo JAVAD TRIUMPH 1. O GPS possui dois receptores de sinal *Global Navigation Satellite System* (GNSS) de dupla frequência (L1/L2), também foi utilizado o rádio interno *Ultra High Frequency* (UHF). Os receptores foram definidos, sendo um para a coleta dos dados da base, com coordenadas conhecidas, servindo para correção das diferenciais; e o outro para a coleta dos pontos ao longo da área, denominado como “*rover*”.

2.2.2. Pós-processamento

Para o pós-processamento dos dados do GPS RTK coletados na área, foi utilizado o software Justin JAVAD v. 2.107. Nessa etapa, realizou-se o ajustamento da base e dos pontos de controle e apoio. Foram processados no programa os dados da base e dos pontos, com o vértice da estação de Vitória da Conquista da Rede Brasileira de Monitoramento Contínuo (RBMC) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), localizado dentro do *campus* da universidade, e as efemérides precisas, que fornecem informações orbitais dos satélites. Desse modo foi possível maximizar a precisão e acurácia dos dados.

2.2.3. Ortomosaico

Com os pontos corrigidos, as fotografias foram processadas no *Agisoft Photoscan Professional* versão 1.4.5, sendo primeiramente realizado o alinhamento das fotos. Na segunda etapa, foi realizado o georreferenciamento das imagens. Posteriormente foi realizado o terceiro passo, a criação da nuvem densa de pontos. Por fim, foi gerado o ortomosaico.

2.2.4. Classificação supervisionada

O ortomosaico foi exportado para o *software* ENVI 5.3. O segundo passo foi identificar as classes (clareira, vegetação rasteira, vegetação e estrada de terra)

encontradas na área de estudo e executar a amostragem em *pixels*. O algoritmo escolhido para a classificação supervisionada foi o MAXVER. A precisão do método depende da aquisição de amostras para determinada classe.

Para a avaliação da acurácia do processo de classificação, averiguou-se a concordância entre a verdade de campo e o mapa temático, utilizando o índice Kappa (MOREIRA, 2001). Os valores de Kappa variam de 0 a 1 (Tabela 2), onde valores próximos a 1 sugerem um processo de classificação altamente eficiente. Os intervalos do índice Kappa são: de 0 a 0,2, ruim; de 0,21 a 0,4, razoável; de 0,41 a 0,6, bom, de 0,61 a 0,8, muito bom; e de 0,81 a 1,0, excelente. (LANDIS e KOCH, 1977).

A Exatidão Global é resultado da matriz de confusão bem como o índice Kappa, juntos explicam a proporção de pontos amostrais classificados corretamente em relação ao número total de amostras, variando de 0 a 1, dado em porcentagem (ANTUNES; LIGNAU, 1997).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na tabela 1, são apresentados os resultados do índice Kappa e da Exatidão Global de cada ano, 2019 e 2020. A classe clareira apresentou acurácia do produtor e usuário em 2019 de 88,08% e 82,67%, respectivamente. Para 2020, a acurácia de produtor foi 91,44% e de usuário foi 83, 92%.

Tabela 1. Índice Kappa e Exatidão Global

Ano	Índice Kappa	Exatidão Global (%)
2019	0,78	85,04
2020	0,83	88,53

Ao analisar o índice Kappa por meio do algoritmo MAXVER, o mapa de 2019 foi considerado muito bom, e o de 2020, excelente. A Exatidão Global para os dois anos também apresentou ótimo resultado. Dessa forma, os mapas representam com qualidade a realidade de campo, sendo possível analisar a dinâmica de clareiras da área de estudo com precisão.

Entre junho de 2019 (Figura 3) e março de 2020 (Figura 4), houve uma perda na área das clareiras, passando de 8,45 ha para 5,53 ha. Um dos fatores dessa mudança é ligado aos períodos seco e chuvoso que influenciam a caducifolia das espécies da Floresta Estacional Semidecidual, pois, durante o período seco, existem espécies que são capazes de perder parte ou toda cobertura foliar, segundo Neto et al. (2018). Na região do estudo, a estação seca onde espécies perdem cobertura foliar, é de junho a agosto; e o período úmido, de dezembro a fevereiro.

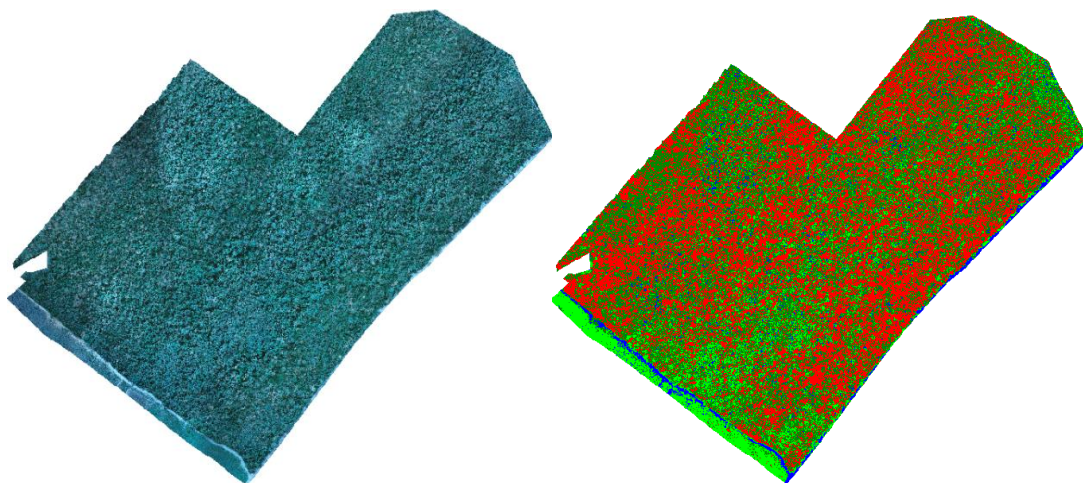


Figura 3. Ortomosaico e mapa temático de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (junho de 2019).

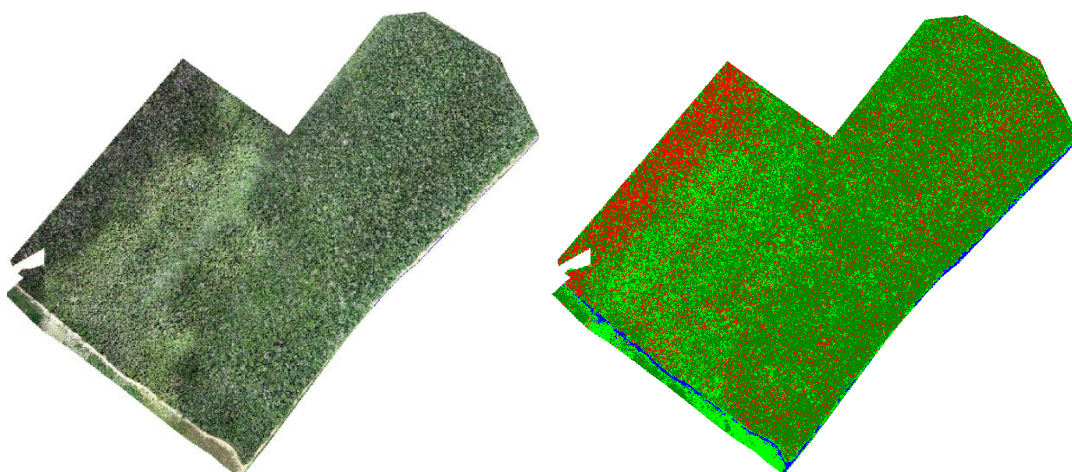






Figura 4. Ortomosaico e mapa temático de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (março de 2020).

Em relação à mudança de área ocupada (Tabela 2) de cada classe durante o período analisado, a classe vegetação ganhou mais área do que todas as outras, e a

vegetação rasteira apresentou pouca perda. Segundo Lima (2005), a sucessão e o crescimento das espécies funcionam da maneira que, espécies mais jovens tornam-se maduras com o passar do tempo, ganhando espaço no dossel da floresta, entretanto a classe de vegetação rasteira perdeu apenas um hectare de área. O ganho de área da classe vegetação vem, na sua maioria, das classes clareiras e estrada de terra. Entretanto, a classe estrada de terra é composta por solo exposto, até chegar à fase de vegetação adulta este processo levaria anos.

Tabela 2. Classificação das classes de amostras em hectares (ha).

Classes	Cor	Área ocupada - 2019 (ha)	Área ocupada - 2020 (ha)
Clareiras		8,45	5,53
Estrada de terra		9,3	4,26
Vegetação		6,51	15,49
Vegetação rasteira		16,72	15,7
Total		41	41

A classe vegetação não foi bem classificada segundo a matriz de confusão de 2019, apresentando alto grau de confusão com a classe clareira, o que corresponde a erros na inclusão. A classe clareira apresentou boa acurácia e certo grau de confusão com a vegetação, por essa razão em algumas partes o “*pixel* clareira” foi incluído erroneamente para a classe vegetação pelo classificador (Tabela 3).

Tabela 2. Matriz de confusão gerada a partir da Classificação Supervisionada (2019)

Classes (%)	Vegetação rasteira	Estrada de terra	Clareiras	Vegetação	Total
Vegetação rasteira	87,12	7,65	0,5	8,49	40,81
Estrada de terra	7,73	91,43	0,04	4,14	22,68
Clareiras	0,83	0,15	88,08	18,74	20,62
Vegetação	4,32	0,78	11,38	68,64	15,89
Total	100	100	100	100	100

Todas as classes apresentaram bons resultados para o ano de 2020, sendo a estrada de terra com 97,2% de acurácia. A menor acurácia entre as classes, mas

excelente para a condição estatística, foi vegetação rasteira (Tabela 4). O baixo grau de acurácia para as classes de vegetação e vegetação rasteira ocorre pela variabilidade no comportamento espectral da vegetação, afetado pelo sombreamento causado por outras árvores maiores e pela posição do sol na hora da captação das imagens. Outros fatores, como diversidade de espécies, folhas secas e presença de galhos secos, também afetam na decisão do classificador (PONZONI et al., 2012).

Tabela 3. Matriz de confusão gerada a partir da Classificação Supervisionada (2020)

Classes (%)	Clareira	Vegetação	Estrada de terra	Vegetação rasteira	Total
Clareiras	91,44	3,59	0,46	1,96	13,58
Vegetação	3,19	87,59	0	10,7	37,77
Estrada de terra	2,47	0	97,2	1	10,4
Vegetação rasteira	2,9	8,82	2,34	86,34	38,25
Total	100	100	100	100	100

Ao analisar as imagens obtidas pela ARP com a classificação, nota-se que a classe vegetação rasteira classificou árvores do dossel, devido a algumas árvores apresentarem um tom mais claro. A classe estrada de terra em alguns pontos classificou galhos secos em sua classe, devido ao mesmo tom de cor. E as áreas mais escuras e sombreadas foram classificadas em sua maioria como clareiras, mas em alguns casos esta classificação pode ter sido feita erroneamente, pois a complexa variabilidade espectral é afetada por fatores como número de classes, data, hora e intervalo de captação das imagens, prejudicando a decisão do classificador (RUIZ et al., 2005) (Figura 5).

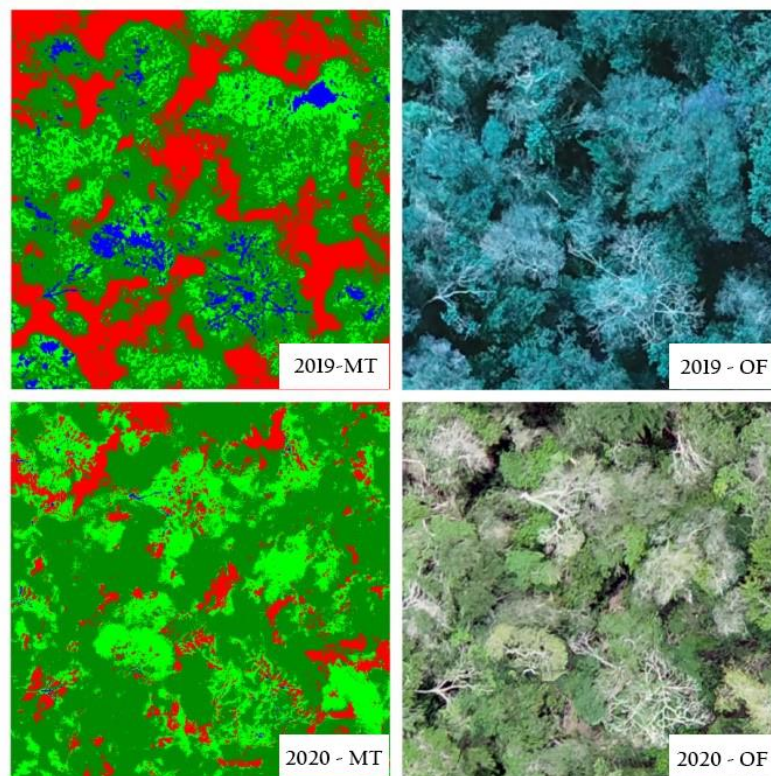


Figura 5. Mapa temático gerado pela classificação supervisionada pelo algoritmo MAXVER, lado esquerdo e ortomosaico, lado direito de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual localizado no *campus* de Vitória da Conquista da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, sendo: MT = mapa temático, OF = ortomosaico.

Na figura 6, é possível observar a abertura de uma clareira entre junho de 2019 e março de 2020, a partir da queda de árvores. Neste caso o classificador representou esta formação de clareira com precisão, sendo bem representada também pela imagem gerada pela ARP. O fator que levou à queda das árvores é desconhecido. Uma análise mais ampla e completa dessa clareira possibilitaria saber o tempo de regeneração das clareiras em florestas semidecíduas.

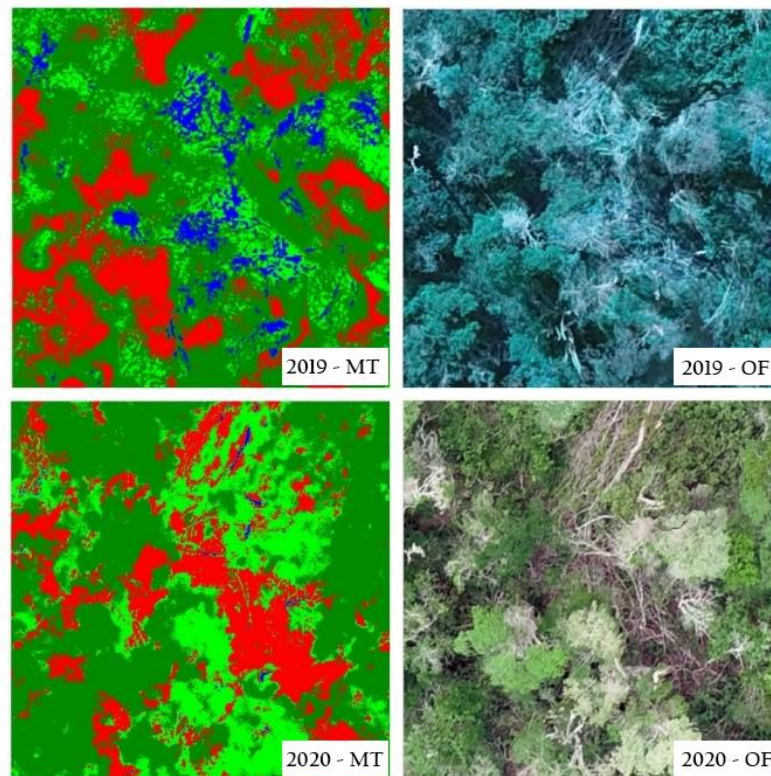


Figura 6. Mapa temático gerado pela classificação supervisionada pelo algoritmo MAXVER, lado esquerdo e ortomosaico, lado direito de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual localizado no *campus* de Vitória da Conquista da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, sendo: MT = mapa temático, OF = ortomosaico.

Não é fácil compreender a cobertura vegetal das clareiras. O movimento natural causado pela caducifolia das espécies torna a análise da dinâmica mais complexa, pois é necessário compreender o que é abertura de clareiras, o que é perda foliar causada pela estação seca e o que é regeneração da vegetação. Em decorrência do período analisado ser pequeno, uma análise mais completa faz-se necessário.

Ao analisar as imagens e a classificação desta área (Figura 7), na imagem de 2020, é possível observar com mais clareza o solo da floresta, sendo este bem representado pela classificação, apresentando um dossel mais espaçado com áreas mais abertas.

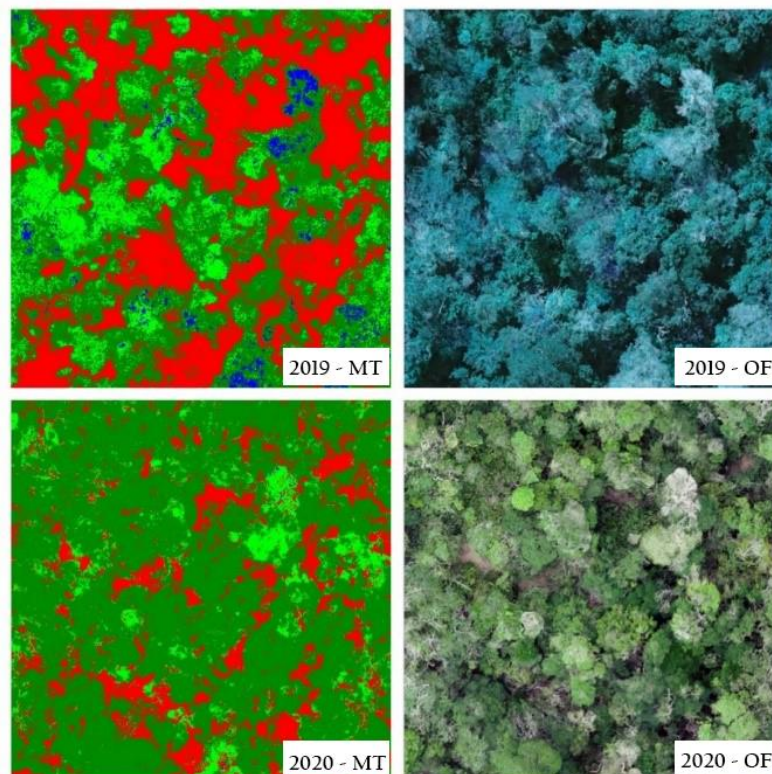


Figura 7. Mapa temático gerado pela classificação supervisionada pelo algoritmo MAXVER, lado esquerdo e ortomosaico, lado direito de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual localizado no *campus* de Vitória da Conquista da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, sendo: MT = mapa temático, OF = ortomosaico.

Estas análises da estrutura e padrões de clareiras são vistas como um estudo preliminar. Para permitir maior conhecimento sobre a dinâmica de clareiras é necessário um conjunto de dados maiores para permitir generalizações. Façam-se necessários estudos em florestas perturbadas, como o do presente estudo, e em florestas semidecíduas protegidas, livre da ação humana, para resultados mais completos e a resposta dessas áreas de acordo com o nível de perturbação.

O uso de fotografias aéreas pode ser utilizado para estudos de avaliação estrutural da vegetação, sendo aproveitado como informação complementar em análises mais aprofundadas. Dessa forma, estudo da dinâmica da floresta tropical por meio de sensoriamento remoto é de grande potencial para compreensão da ecologia e avaliação de impactos ambientais.

4. CONCLUSÕES

- Os mapas temáticos apresentaram resultados muito bons para expressar a realidade de campo;
- A área classificada como clareira diminuiu 2,95 ha em 9 meses, segundo a classificação;
- A caducifolia influencia na área das clareiras;
- A complexa variabilidade espectral dos alvos afeta a decisão do classificador;
- Hoje, as fotografias aéreas podem ser usadas como estudos complementares, necessitando análises mais gerais.

5. REFERÊNCIAS

- ANTUNES, Alzir Felipe B.; LINGNAU, Christel. **Uso de índices de acurácia para avaliação de mapas temáticos obtidos por meio de classificação digital**. In: GIS Brasil, 1997, Curitiba. Anais... Curitiba, 1997. p. 1-15.
- BAGARAM, M. B.; GIULIARELLI, D.; CHIRICI, G.; GIANNETTI, F.; BARBATI, A. UAV remote sensing for biodiversity monitoring: are forest canopy gaps good covariates?. **Remote Sensing**, v. 10, n. 1397, 2018.
- BANU, T. P.; BORLEA, G. F.; BANU, C. Determination of the forest canopy cover using a low-cost commercial drone in a turkey oak and durmast oak stand in the zarand mountains, Romania. **Research Journal of Agricultural Science**, v. 49, n. 1, 2017.
- BARBOSA, V.; BARRETO-GARCIA, P.; GAMA-RODRIGUES, E.; PAULA, A. Biomassa, Carbono e Nitrogênio na Serapilheira Acumulada de Florestas Plantadas e Nativa. **Floresta e Ambiente**, v. 24, 2017.
- BROKAW, N. V. L. Treefalls, regrowth, and community structure in tropical forest. In: PICKETT S. T. A.; WHITE, P. S. (Eds). **The ecology of natural disturbances and patch dynamics**. San Diego: Academic press, 1985, p. 53-59.
- CÂNDIDO, A. K. A. A.; SILVA, N. M.; FILHO, A. C. P. Imagens de alta resolução espacial de veículos aéreos não tripulados (VANT) no planejamento do uso e ocupação do solo. **Anuário do Instituto de geociências**, v. 38, n. 1, p. 147-156, 2015.
- CARDOSO, A. D.; VIANA, A. E. S.; BARBOSA, R. P.; TEIXEIRA, P. R. G.; CARDOSO JÚNIOR, N. S.; FOGAÇA, J. J. N. L. Levantamento fitossociológico de plantas daninhas na cultura da mandioca em Vitória da Conquista, Bahia. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 5, p. 1130-1140, 2013.
- GETZIN, S.; NUSKE, R. S.; WIEGAND, K. Using Unmanned Aerial Vehicles (UAV) to quantify spatial gap patterns in forests. **Remote sensing**, v. 6, p. 6988-7004, 2014.
- HUNG, M. N. W. B.; SAMPAIO, T. V. M.; SCHULTZ, G. B.; SIEFERT, C. A. C.; LANGE, D. R.; MARANGON, F. H. S.; SANTOS, I. Levantamento com veículo aéreo não tripulado para geração de modelo digital do terreno em bacia experimental com vegetação florestal esparsa. **Revista Raega - O Espaço Geográfico em Análise**, v. 43, p. 215-231, 2018.
- KOGO, B. K.; KOECH, L. K. Analysis of spatio-temporal dynamics of land use and changes in western Kenya. **Geocarto international**. v. 36, n. 4, p. 376-391, 2019.
- LANDIS, J.; KOCH, G. The measurement of observer agreement for categorical data, Washington, USA. **Biometrics**, v.33, n.1, p.159-174, 1977.

LIMA, R. A. F. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 4, p. 651-610, 2005.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicações**. São Jose dos Campos: INPE; 2001

NELSON, R.; KRABILL, W; MACLEAN, G. Determining forest canopy characteristics using airborne laser data. **Remote Sensing of Environment**, v. 15, p. 201–212, 1984.

NETO, R. L. B.; ARAÚJO, E. I. P.; MACIEL, C. M. S.; PAULA, A.; TAGLIAFERRE, C. Fenologia de *Astronium graveolens* Jacq. em Floresta Estacional Decidual em Vitória da Conquista, Bahia. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 641-650, 2018.

REX, F. E.; KÄFER, P. S.; BREUNIG, F. M.; SPOHR, R. B.; SANTOS, R. S. Classificação supervisionado de copas de árvores em imagem de alta resolução espacial. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 3, n.2, p. 216-223, 2018.

PONZONI, F. J; SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação**. São José dos Campos: Editora Parêntese, 2007. v. 1. 140p.

SANTOS, A. S. R. M; MAURO, T. L.; SOUZA, L. A.; SENIGALIA, R. L. C.; CASTRO, D. A.; SANTOS, E. S. Métodos de Classificação supervisionada aplicados no uso e ocupação do solo no município de Presidente Médice – RO. **Biodiversidade**, v. 18, n. 1, p. 150, 2019.

SILVA, O.; DOURADO, F. Comparação dos resultados da classificação supervisionada da cobertura do solo por máxima verossimilhança de imagens LANDSAT-5 TM e ALOS AVNIR- 2. **Geo UERJ**, Rio de Janeiro, n. 29, p. 220-233, 2016.

TAGLIAFERRE, C.; SANTOS, L. C.; SANTOS NETO, I. J.; SANTOS, T. J.; ROCHA, F. A.; GUIMARÃES, D. U. Estimativa de evapotranspiração de referências com consumo do irrigâmetro em Vitoria da Conquista/Ba. **Irriga**, v. 17, n. 1, p. 28-38, 2012.

WHITMORE, T. C. **Tropical rain forests of the Far East**. Clarendon Press, Oxford, 1975, 370 p.

WHITMORE, T.C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, v. 70 p. 536-538, 1989.

WHITMORE T. C. An introduction to tropical rainforests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 7, n. 2, p. 285-285, 1990.

4. CONCLUSÕES GERAIS

- A precipitação e o período seco influenciam a área das clareiras;
- Gerar ortomosaicos a partir de voos não tripulados para entender todo o padrão de dinâmica de clareiras não é possível, pois não conseguimos identificar espécies regenerantes por meio dessas imagens;
- O sensoriamento remoto não põe fim ao levantamento tradicional, ambos precisam ser usados em conjunto para melhor tomada de decisões;
- Necessita-se de mais estudos relacionando o levantamento tradicional e o uso de ARPs.

5. REFERÊNCIAS GERAIS

ASNER, G.P.; KELLNER, J.R.; KENNEDY-BOWDOIN, T.; KNAPP, D. E.; ANDERSON, C.; MARTIN. Forest canopy gap distributions in the southern Peruvian Amazon. **PLoS One**, n. 8, v. 4, 2013.

BACANI, V. M. Geoprocessing applied to risk assessment of forest fires in the municipality of Bodoquena, Mato Grosso do Sul. **Revista Árvore**, v. 40, n 6, p. 1003-1011, 2016.

BAGARAM, M. B.; GIULIARELLI, D.; CHIRICI, G.; GIANNETTI, F.; BARBATI, A. UAV remote sensing for biodiversity monitoring: are forest canopy gaps good covariates?. **Remote Sensing**, v. 10, n. 1397, 2018.

BANU, T. P.; BORLEA, G. F.; BANU, C. Determination of the forest canopy cover using a low-cost commercial drone in a turkey oak and durmast oak stand in the zarand mountains, Romania. **Research Journal of Agricultural Science**, v. 49, n. 1, 2017.

BRASINGTON, J.; RUMSBY, B. T.; MCVEY, R. A. Monitoring and modelling morphological change in a braided gravel-bed river using high resolution GPS-based survey. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 25, p. 973–990, 2000.

BRASINGTON, J.; SMART, R. M. A. Close range digital photogrammetric analysis of experimental drainage basin evolution. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 28, p. 231–247, 2003.

BROKAW, N. V. L. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. **Biotropica**, v. 14, n. 2, p. 158-160, 1982.

BROKAW, N. V. L. Treefalls, regrowth, and community structure in tropical forest. In: PICKETT S. T. A.; WHITE, P. S. (Eds). **The ecology of natural disturbances and patch dynamics**. San Diego: Academic press, 1985a, p. 53-59.

BROKAW, N. V. L. Gap-phase regeneration in a tropical forest. **Ecological Society of America**, v.66, n. 3, p. 682-687, 1985b.

BROWN, N. The implications of climate and gap microclimate for seedling growth conditions in a Bornean lowland rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, p. 153-158, 1993.

CÂNDIDO, A. K. A. A.; SILVA, N. M.; FILHO, A. C. P. Imagens de alta resolução espacial de veículos aéreos não tripulados (VANT) no planejamento do uso e ocupação do solo. **Anuário do Instituto de geociências**, v. 38, n. 1, p. 147-156, 2015.

COLOMINA, I.; MOLINA, P. Unmanned aerial systems for photogrammetry and remote sensing: a review. **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 92, p. 79-97, 2014.

COWLEY, D.; MORIARTY, C.; GEDDES, G.; BROWN, G.; WADE, T.; NICHOL, C. UAVs in context: archaeological airborne recording in a national body of survey and record. **Drones**, v. 2, n. 1, p. 2, 2017.

CROMMELINCK, S.; BENNET, R.; GERKE, M.; NEX, F.; YANG, M. Y.; VOSSSELMAN, G. Review of automatic feature extraction from high-resolution optical sensor data for UAV-based cadastral mapping. **Remote Sensing**, v. 8, n.8, p. 689, 2016.

DENSLOW, J. S. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica**, v. 12, n. 2, p. 47-55, 1980.

DENSLOW, J. S. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 18, p. 431 – 451, 1987.

DENSLOW, J.S. & HARTSHORN, G.S. 1994. Tree-fall Gap Environments and Forest Dynamics Processes. In *La Selva: Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest* (L.A. Mcdade, K.S. Bawa, H.A. Hespdenheide & G.S. Hartshorn, eds.). **University of Chicago Press**, p.120-127, 1994.

D' OLEIRE-OLTMANN, S.; MARZOLFF, I.; PETER, K. D.; RIES, J. B. Unmanned aerial vehicle (UAV) for monitoring soil erosion in Morocco. **Remote Sensing**, v. 4, n. 11, p. 3390-3416, 2012.

FELICÍSIMO, A. M. Modelos digitales del terreno: Introducción aplicaciones en las ciencias ambientales. Oviedo. Universidad de Oviedo, 1994, p. 122.

FENG, Y.; ZHANG, C.; BAEK, S.; RAWASHDEH, S.; MOHAMMADI, A. Autonomous landing of a UAV on a moving platform using model predictive control. **Drones**, v. 2, n. 4, p. 34, 2018.

FULLER, I. C.; LARGE, A. R. G.; MILAN, D. Quantifying channel development and sediment transfer following chute cutoff in a wandering gravel-bed river. **Geomorphology**, v. 54, p. 307–323, 2003.

FYSH, M. C.; BINDEMANN, M. Person identification from drones by humans: insights from cognitive psychology. **Drones**, v. 2, n. 4, p. 32, 2018.

GETZIN, S.; NUSKE, R. S.; WIEGAND, K. Using Unmanned Aerial Vehicles (UAV) to quantify spatial gap patterns in forests. **Remote sensing**, v. 6, p. 6988-7004, 2014.

GREEN, P. T. Canopy gaps in rain forest on Christmas Island, Indian Ocean: size distribution and methods of measurement. **Journal of Tropical Ecology**, v. 12, p. 427-434, 1996.

HAALA, N. Comeback of digital image matching. **Photogrammetry Week**, n. 9, p. 289-301, 2009.

HALL, O.; DAHLIN, S.; MARSTORP, H.; BUSTOS, M. F. A.; ÖBORN, I.; JIRSTRÖM, M. Classification of maize in complex smallholder farming systems using UAV imagery. **Drones**, v. 2, n. 3, p. 22, 2018.

HARTSHORN, G. S. Neotropical forest dynamics. **Biotropica**, v. 12, n. 1, p. 22-30, 1980.

HORNING, N. et al. **Remote sensing for ecology and conservation**. Oxford: New York, 2010. p. 451.

HUNG, M. N. W. B.; SAMPAIO, T. V. M.; SCHULTZ, G. B.; SIEFERT, C. A. C.; LANGE, D. R.; MARANGON, F. H. S.; SANTOS, I. Levantamento com veículo aéreo não tripulado para geração de modelo digital do terreno em bacia experimental com vegetação florestal esparsa. **Revista Ra'eGa - O Espaço Geográfico em Análise**, v. 43, p. 215-231, 2018.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. São José dos Campos: Parêntese, 2009. 604 p.

KAVZOGLU, T.; VIEIRA, C. A. O. An analysis of artificial neural network pruning algorithms in relation to land cover classification accuracy. In: REMOTE SENSING STUDENTS CONFERENCE, 1998, **Proceedings...** Oxford: 1998. p.53-58.

KOGO, B. K.; KOECH, L. K. Analysis of spatio-temporal dynamics of land use and changes in wetern Kenya. **Geocarto international**. v. 36, n. 4, p. 376-391, 2019.

LEE, S.; CHOI, Y. Topographic survey at small-scale open-pit mines using a popular Rotary-wing unmanned aerial vehicle (Drone). **Tunnel & Underground Space**, v. 25, n. 5, p. 462-469, 2015.

LEITE, E. F.; ROSA, R. Análise do uso, ocupação e cobertura da terra da bacia hidrográfica do Rio Formiga, Tocantins. **Revista Eletrônica de Geografia**. v. 4, n. 12, p. 90-106, 2012.

LI, Z.; ZHU, Q.; GOLD, C. Digital terrain modeling: principles and methodology. CRC Press, 2005. 323p.

LIMA, R. A. F. Estrutura e regeneração de clareiras em florestas pluviais tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 4, p. 651-670, 2005.

MIKHAIL, E. M., BETHEL, J. S. MCGLONE, J. C. **Introduction to Modern Photogrammetry**. Inc. New York: John Wiley & Sons, 2001, 479p.

MIRANDA, J. C. Sucessão ecológica: conceitos, modelos e perspectiva. **Revista Saúde e Biologia**, v. 4, n.1, p. 31-37, 2009.

MUSCOLO, A.; BAGNATO, S.; SIDARI, M.; MERCURIO, R. A review of the roles of forest canopy gaps. **Journal of forestry Reserach**, v. 25, n. 4, p. 725-736, 2014.

NELSON, R.; KRABILL, W.; MACLEAN, G.; Determining forest canopy characteristics using airborne laser data. **Remote Sesing Environment**, n. 15, p. 201-212, 1984.

NEX, F.; REMONDINO, F. UAV for 3D mapping applications: a review. **Applied Geomatics**, v. 1, n. 1, p. 1-15, 2013.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 3 ed. São Paulo: Edgard Blücher, 2008. 363 p

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. São Paulo: Edgar Blücher, 1992, 2a. ed., 308 p.

NOTEBAERT, B.; VERSTRAETEN, G.; GOVERS, G.; POESEN, J. Qualitative and quantitative applications of LiDAR imagery in fluvial geomorphology. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 34, p. 217–231, 2009.

NYAMGEROH, B. B.; GROEN, T. A.; WEIR, M. J. C.; DIMOV, P.; ZLATANOV, T. Detection of forest canopy gaps from very high resolution aerial images. **Ecological Indicators**, v. 95, n. 1, p. 629-636, 2018.

ORIAN, G.H. The influence of tree-falls in tropical forest in tree species richness. **Tropical Ecology**, v. 23 p. 255-279, 1982.

PATRICK, M.; FOWLER, D.; DUNN, R. R.; SANDERS, N. J. Effects of treefall gap disturbances on ant assemblages in a tropical montane cloud forest. **Biotropica**, v. 44, n. 4, p. 472-478, 2012.

REMONDINO, F.; BARAZZETI, L.; NEX, F.; SCAIONI, M.; SARAZZI, D. UAV photogrammetry for mapping and 3D modeling – current status and future perspectives. International Archives of the Photogrammetry, **Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, v. 38, n. 1, p. 1-7, 2011.

REX, F. E.; KÄFER, P. S.; BREUNIG, F. M.; SPOHR, R. B.; SANTOS, R. S. Classificação supervisionado de copas de árvores em imagem de alta resolução espacial. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 3, n.2, p. 216-223, 2018.

RIBEIRO JÚNIOR, S.; VIEIRA, C. A. O. Aplicação do processo analítico hierárquico na escolha de tecnologia de coleta de dados para cálculo de volume de minério estocado. **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 65, p. 633-641, 2013.

RICHARDS, J. A. **Remote sensing digital image analysis: an introduction**. Berlin: Springer-Verlag, 1986. 281 p.

RUNKLEY, J. R. Gap regeneration in some old-growth forests of the eastern United States. **Ecology**, v. 62, p. 1041-1051, 1981.

RUNKLEY, J. R. Patterns of disturbances in some old-growth mesic forests of Eastern North America. **Ecology**, v. 63, p. 1533-1546, 1982.

SALDARRIAGA, J. G.; UHL, C. Recovery of forest vegetation following slash-and-burn agriculture in the upper rio Negro. In: GOMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. (Eds.). **Tropical rain forest: regeneration and management**. New York: Blackwell, 1991. p. 303-312.

SAMIAPPAN, S.; TURNAGE, G.; MCCRAINE, C.; SKIDMORE, J.; HATHCOCK, L.; MOORHEAD, R. Post-logging estimation of loblolly pine (*Pinus taeda*) stump size, area and population using imagery from a small unmanned aerial system. **Drones**, v. 1, n. 4, 2017.

SANTOS, A. S. R. M.; MAURO, T. L.; SOUZA, L. A.; SENIGALIA, R. L. C.; CASTRO, D. A.; SANTOS, E. S. Métodos de Classificação supervisionada aplicados no uso e ocupação do solo no município de Presidente Médice – RO. **Biodiversidade**, v. 18, n. 1, p. 150, 2019.

SCHLIEMANN, S. A.; BOCKHEIM, J. G. Methods for studying treefall gaps: a review. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 7, p. 1143-1151, 2011.

SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v. 191, p. 185-200, 2004.

SILVA, O.; DOURADO, F. Comparação dos resultados da classificação supervisionada da cobertura do solo por máxima verossimilhança de imagens LANDSAT-5 TM e ALOS AVNIR- 2. **Geo UERJ**, Rio de Janeiro, n. 29, p. 220-233, 2016.

STÖCKER, C.; BENNETT, R.; NEX, F.; GERKE, M.; ZEVENBERGEN, J. Review of the current state of UAV regulations. **Remote Sensing**, v. 9, n. 5, p. 459, 2017.

ST-ONGE, B.; VEPAKOMMA, U.; SÉNÉCAL, J-F.; KNEESHAW, D.; DOYON, F. **Canopy gap detection and analysis with airborne laser scanning (Chapter 21)** In: Maltamo, M., Næsset, E., Vauhkonen, J. (Eds.), *Forestry Applications of Airborne Laser Scanning: Concepts and Case Studies*. Springer, Dordrech, 2014, 464 p.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Colonização de clareiras naturais na floresta atlântica no sudeste do Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 20, n. 1, 1997.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta atlântica montana. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 251-261, 1999.

TERBORGH, J. **Diversity and the tropical rain forests**. Scientific American Library, 1992, 242 p.

UHL, C.; KATHLEEN, C.; NELDA, D.; MAQUIRINO, P. Vegetation dynamics in amazonian treefall gaps. **Ecological Society of America**, v. 69, n. 3, p. 751-762, 1988.

VEPAKOMMA, U.; ST-ONGE, B.; KNEESHAW, D. Spatially explicit characterization of boreal forest gap dynamics using multi-temporal lidar data. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, p. 2326-2340, 2008.

WESTBOY, M. J.; BRASINGTON, J.; GLASSER, N. F.; HAMBREY, M. J.; REYNOLDS, J. M. 'Structure-from-motion' photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. **Geomorphology**, v. 179, p. 300-314, 2012.

WHITE, J. C.; TOMPALSKI, P.; COOPS, N. C.; WULDER, M. A. Comparison of airborne laser scanning and digital stereo imagery for characterizing forest canopy gaps in coastal temperate rainforests. **Remote Sensing Environment**, v. 208, p. 1–14, 2018.

WHITMORE, T.C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, v. 70 p. 536-538, 1989.

WHITMORE, T. C.; BROWN, N. D; SWAINE, M. D.; KENNEDY, D.; GOODWIN-BAILEY, C. I.; GONG, W. K. Use of hemispherical photographs in forest ecology: measurement of gap size and radiation totals in a Bornean tropical rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, n. 2, p. 131-151, 1993.

ZIELEWSKA-BÜTTNER, K.; ADLER, P.; PETERSEN, M.; BRAUNISCH, V. Parameters influencing forest gap detection using canopy height models derived from stereo aerial imagery. **Publikationen der Deutschen Gesellschaft für Photogrammetrie, Fernerkundung und Geoinformatio**, v. 25, p. 405-416, 2016.