



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIAS E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR
COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR
CENTRO REGIONAL DE CIÊNCIAS NUCLEARES DO NORDESTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS ENERGÉTICAS E
NUCLEARES

DIEGO MARCELINO DO NASCIMENTO

**DESENVOLVIMENTO DE UM SISTEMA DE ESTIMATIVA DE BIOMASSA
VEGETAL ATRAVÉS DE SENSORES REMOTOS PARA O SEMIÁRIDO
PERNAMBUCANO**

Recife
2019

DIEGO MARCELINO DO NASCIMENTO

**DESENVOLVIMENTO DE UM SISTEMA DE ESTIMATIVA DE BIOMASSA
VEGETAL ATRAVÉS DE SENSORES REMOTOS PARA O SEMIÁRIDO
PERNAMBUCANO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Tecnologias energéticas e nucleares.

Área de Concentração: Fontes Renováveis de Energia.

Orientador: Prof^o Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes

Coorientador: Dr. Aldo Torres Sales

Recife

2019

Catálogo na fonte
Bibliotecário Carlos Moura, CRB-4 / 1502

- N244d Nascimento, Diego Marcelino do.
Desenvolvimento de um sistema de estimativa de biomassa vegetal através de sensores remotos para o semiárido pernambucano. / Diego Marcelino do Nascimento. - Recife, 2019.
72 f. : il.
- Orientador: Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes.
Coorientador: Prof. Dr. Aldo Torres Sales.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, 2019.
Inclui referências.
1. Engenharia de energia. 2. Fitomassa. 3. Javascript. 4. Sensoriamento remoto. 5. Landsat 8. I. Menezes, Rômulo Simões Cezar, orientador. II. Sales, Aldo Torres, coorientador. III. Título.

DIEGO MARCELINO DO NASCIMENTO

**DESENVOLVIMENTO DE UM SISTEMA DE ESTIMATIVA DE BIOMASSA
VEGETAL ATRAVÉS DE SENSORES REMOTOS PARA O SEMIÁRIDO
PERNAMBUCANO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Tecnologias energéticas e nucleares.

Aprovada em: 08/08/2019.

BANCA EXAMINADORA

Profº. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

Profº. Dr. Everardo Valadares de Sa Barretto Sampaio (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Profª. Drª. Ana Lúcia Bezerra Candeias (Examinadora Interna)
Universidade Federal de Pernambuco

Profº. Dr. Rodolfo Marcondes Silva Souza (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco

Profº. Dr. Josimar Gurgel Fernandes (Examinador Externo)
Instituto de Pesquisas Agronômicas de Pernambuco

Dedico este trabalho aos meus queridos: Daniel, Raul (*in memoriam*) e Theo, que sempre me trazem momentos de descontração, luz e vida.

RESUMO

A estimativa da biomassa representa um desafio em áreas de difícil acesso ou em grandes extensões. É evidente a necessidade de estudos capazes de descrever a variabilidade natural e os impactos causados por mudanças no uso da terra. No entanto, a contabilização da biomassa em detalhe dentro de uma região altamente variável requer uma grande quantidade de dados que devem ser processados com agilidade. Para isso, é necessário sistematizar dados sobre as variáveis resposta e contabilizar dos saldos ao longo do tempo e gerar dados espacialmente explícitos sobre o uso da terra e suas mudanças. Os dados disponíveis não permitem estimativas sólidas a respeito da biomassa nesses ecossistemas e dificultam as estimativas ao longo do tempo na região semiárido de Pernambuco. Portanto, foi desenvolvido um sistema de estimativa de biomassa vegetal através de sensores remotos para a região semiárida pernambucana. Foram criados modelos de estimativas de biomassa através de análise de regressão linear múltipla usando dados de campo (variável dependente) e índices de vegetação e bandas isoladas das imagens (variáveis independentes) do sensor OLI do satélite Landsat 8. Os modelos tiveram até quatro variáveis independentes e foram aplicados em três diferentes usos da terra (caatinga densa, caatinga aberta e pastagem). Foi desenvolvido uma rotina para o processamento em nuvem, usando a plataforma *Google Earth Engine*, para a estimativa de biomassa usando os modelos mais ajustados para os diferentes usos da terra em toda região semiárida pernambucana no ano de 2017. Os índices CVI, EVI, GLI, MSAVI, MTVI2, TVIb, VARI e as bandas 2 e 5 foram os melhores preditores para a criação das estimativas de biomassa total em caatinga aberta, caatinga densa e pastagem. Os modelos para estimativa de biomassa total nos três diferentes usos da terra formam significativos e tiveram boa aderência aos dados coletados em campo. A estimativa da biomassa nas áreas de caatinga densa teve valor médio de 32,60 Mg ha⁻¹ e desvio padrão de 9,3 Mg ha⁻¹; caatinga aberta teve média de 11,45 Mg ha⁻¹ e desvio padrão (19,63 Mg ha⁻¹) e as áreas de pastagens tiveram a biomassa média estimada em 4,18 Mg ha⁻¹ e desvio padrão de 2,23 Mg ha⁻¹. Todo processamento foi aplicado em plataforma de computação de alto desempenho que forneceu estimativas de forma rápida, confiável e dinâmica, no tempo e espaço geográfico.

Palavras-chave: Fitomassa. Javascript. Sensoriamento remoto. Landsat 8.

ABSTRACT

Estimating biomass poses a challenge in hard-to-reach areas or large areas. The need for studies capable of describing the natural variability and impacts caused by changes in land use is evident. However, detailed biomass accounting within a highly variable region requires a large amount of data to be processed with agility. This requires systematizing data on response variables and accounting for balances over time and generating spatially explicit data on land use and its changes. The available data do not allow solid estimates of biomass in these ecosystems and make it difficult to estimate over time in the semi-arid region of Pernambuco. Therefore, a plant biomass estimation system was developed through remote sensors for the semiarid region of Pernambuco. Biomass estimation models were created through multiple linear regression analysis using field data (dependent variable) and vegetation indices and isolated bands of the Landsat 8 satellite OLI sensor images. The models had up to four independent variables. and were applied in three different land uses (dense caatinga, open caatinga and pasture). A routine for cloud processing using the Google Earth Engine platform was developed to estimate biomass using the most appropriate models for different land uses in the whole semiarid region of Pernambuco in 2017. The CVI, EVI, GLI, MSAVI, MTVI2, TVIb, VARI indices and bands 2 and 5 were the best predictors for the creation of total biomass estimates in open caatinga, dense caatinga and pasture. The models for estimating total biomass in the three different land uses are significant and have good adherence to field data. The biomass estimated in the dense caatinga areas had an average value of 32.60 Mg ha⁻¹ and a standard deviation of 9.3 Mg ha⁻¹; open caatinga had an average of 11.45 Mg ha⁻¹ and standard deviation (19.63 Mg ha⁻¹) and pasture areas had an estimated average biomass of 4.18 Mg ha⁻¹ and standard deviation of 2.23 Mg ha⁻¹. All processing was applied to a high-performance computing platform that provided fast, reliable and dynamic estimates of time and geographic space.

Keywords: Phytomass. Javascript. Remote sensing. Landsat 8.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	8
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	11
2.1	SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO E SUAS CARACTERÍSTICAS.....	11
2.2	BIOMASSA NO SEMIÁRIDO.....	12
2.3	FERRAMENTAS PARA ESTIMATIVA DE BIOMASSA.....	14
2.4	DESAFIOS NA ESTIMATIVA DE BIOMASSA NA VEGETAÇÃO.....	19
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	21
3.1	ESTUDO 1 - RELAÇÕES ENTRE ESTIMATIVAS DE BIOMASSA VEGETAL EM CAMPO E IMAGENS ORBITAIS NA REGIÃO SEMIÁRIDA DE PERNAMBUCO.....	21
3.1.1	Área de estudo.....	21
3.1.2	Coleta e amostragem dos dados.....	21
3.1.3	Processamento de dados.....	23
3.2	ESTUDO 2 - DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO METODOLÓGICA PARA ESTIMATIVA DE BIOMASSA VEGETAL USANDO SENSORIAMENTO REMOTO E PROCESSAMENTO DE ALTO DESEMPENHO APLICADO PARA A REGIÃO SEMIÁRIDA PERNAMBUCANA.....	27
3.2.1	Área de estudo.....	27
3.2.2	Obtenção de dados.....	27
3.2.3	Desenvolvimento da aplicação.....	31
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	34
4.1	ESTUDO 1 - RELAÇÕES ENTRE ESTIMATIVAS DE BIOMASSA VEGETAL EM CAMPO E IMAGENS ORBITAIS NA REGIÃO SEMIÁRIDA DE PERNAMBUCO.....	34
4.1.1	Variáveis dependentes e independentes dos modelos.....	34
4.1.2	Modelos de estimativas de biomassa.....	36
4.2	ESTUDO 2 - DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO METODOLÓGICA PARA ESTIMATIVA DE BIOMASSA VEGETAL USANDO SENSORIAMENTO REMOTO E PROCESSAMENTO DE ALTO DESEMPENHO APLICADO PARA A REGIÃO SEMIÁRIDA PERNAMBUCANA.....	54
4.2.1	Extensão analisada.....	54
4.2.2	Classificação utilizada.....	56
4.2.3	Biomassa estimada.....	57
5	CONCLUSÕES.....	61
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	62
	REFERÊNCIAS.....	63

1 INTRODUÇÃO

A biomassa é como um recurso renovável porque sua reposição pela Natureza é bem mais rápida do que sua utilização energética (BRAND, 2010). É constituído por vegetais e animais, vivos ou mortos (SILVEIRA et al., 2008) e a sua estimativa ainda representa um desafio em áreas de difícil acesso ou de grandes extensões como nas regiões semiáridas.

Para as estimativas da biomassa são avaliadas características locais, como clima, geomorfologia e pedologia, que levam a escolha de tecnologia e instrumentos a serem utilizados nas medições.

Basicamente, as formas de quantificar a biomassa vegetal podem ser divididas em dois grandes grupos, medidas diretas e indiretas, ambas apresentando vantagens e desvantagens. Nas estimativas diretas há maior precisão, gastos financeiros e tempo para execução, além da destruição parcial ou total da amostra, o que não ocorre nas estimativas indiretas. Estas, requerem menos gastos com capital, mão-de-obra e tempo para execução, mas em geral tem menor precisão que as estimativas diretas.

A maior precisão nas estimativas de biomassa fundamenta-se na associação de medidas indiretas com estudos de avaliação, manejo e produtividade de sítios, sobretudo nos impactos relativos a conversão no uso da terra. Essas informações quando integradas apoiam desenvolvimento de ações políticas para conservação de remanescentes de floresta e ampliação delas (e.g. REDD, Acordo de Paris). Portanto, a construção de modelos específicos para cada região permite estimativas mais confiáveis.

Na prática, são usados modelos alométricos nas estimativas de biomassa de campo, com algumas limitações locais como relevo e extensão territorial. Para cobrir grandes áreas são usadas estimativas indiretas com equipamentos remotos comuns em escala global.

Pesquisas usando estimativas com sensores remotos, ativos ou passivos, são realizadas em todo mundo, porém o nível de detalhamento e periodicidade ainda são desafios a serem vencidos (BACCINI et al., 2012; BASTIN et al., 2017; HUNTER et al., 2013; XIONG et al., 2017). Eisfelder et al. (2010), afirmaram que espaço e tempo são desafios a serem incorporados ao acervo de estudos com estimativa de biomassa, assim, é possível obter-se além do estoque energético a produtividade nos sítio pesquisados.

Os motivos que levam a escassez de pesquisas no Nordeste foram discutidas em Sampaio e Freitas (2008). Nas florestas no semiárido do Nordeste, os estoques de biomassa podem oscilar de 2 a 156 Mg ha⁻¹, dependendo do *status* de conservação e fisionomia da

vegetação. Nas áreas mais abertas as biomassas vão de 2 a 45 Mg ha⁻¹ (COSTA et al., 2002). Esses dados não incluem estratos herbáceos ou pastagens que tem picos de produção variáveis entre as espécies durante a época chuvosa. Além disso, boa parte da produção de pastagem é consumida por animais e pode ter seus valores subestimados nas pesquisas de campo. Porém, os valores em geral não ultrapassam 4 Mg ha⁻¹ ano (SAMPAIO; FREITAS, 2008).

É evidente, portanto, a necessidade de estudos capazes de descrever a variabilidade natural e os impactos causados por distúrbios antrópicos após mudanças no uso do solo e na cobertura. No entanto, a contabilização da biomassa em grande escala dentro dessa região altamente variável requer uma grande quantidade de dados baseados em protocolos padrão capazes de representar toda área e a dinâmica dos distúrbios. Para isso, é necessário sistematizar dados sobre as variáveis resposta como uso e cobertura do solo e fatores edafoclimáticos. Além disso, para o cálculo dos saldos ao longo do tempo, é necessário gerar dados espacialmente explícitos sobre o uso da terra e mudanças de cobertura. Esse grande conjunto de dados não está disponível em todos os lugares, especialmente nas regiões menos desenvolvidas do conjunto, como é o caso do Nordeste do Brasil.

Os poucos estudos publicados sobre os estoques de biomassa no Nordeste do Brasil até esta data incluem informações bastante limitadas, baseadas em diferentes metodologias, outras vezes sem coordenadas, descrição espacial e outras limitações locais. Mais ainda, os dados regionais disponíveis não representam bem a diversidade da combinação de diferentes tipos de solo e as principais classes de uso e cobertura do solo. Por essa razão, os dados disponíveis não permitem estimativas sólidas a respeito da biomassa nesses ecossistemas e, conseqüentemente, dificultam as estimativas regionais.

Além da quantificação dos estoques de biomassa em um determinado momento, é importante estimar a dinâmica desses estoques. Essas mudanças são geralmente monitoradas por meio de informações derivadas de imagens de satélite. Com base nessas imagens, é possível dividir as paisagens em classes de uso e cobertura do solo e, utilizando imagens de diferentes momentos, monitorar as mudanças ao longo do período de interesse. Portanto, é muito importante gerar dados de campo, baseados em amostragem de solo e vegetação, sobre os estoques da biomassa nas diferentes classes de uso e cobertura do solo, para os principais tipos de vegetação na área de estudo. Essas informações terrestres devem ser geradas com base nas classes que podem ser distinguidas por meio de imagens orbitais, o que nem sempre é uma tarefa fácil. A classificação da vegetação com base em critérios botânicos muitas vezes

não pode ser diferenciada uma da outra, uma vez que esses critérios podem não ser identificáveis nas imagens orbitais. Portanto, as abordagens mais viáveis identificam classes de vegetação baseadas na densidade florestal (florestas densas ou abertas), ou padrões de vegetação para disfarçar pastagens de campos agrícolas, por exemplo. Além disso, outras classes, como áreas urbanas, estradas e corpos d'água são mais facilmente classificadas.

A análise temporal do estoque e produção da biomassa tem sua relevância principalmente pela forte influência do regime hídrico. Uso conjunto de estimativas de campo e dados obtidos por sensores orbitais ao longo do tempo podem fornecer resultados mais precisos, requerendo menos gastos infra estruturais. Dados coletados ao longo do tempo podem melhorar a acurácia dos modelos em um sistema automatizado além de se tornar dinâmico, interativo e aberto às transformações dos ambientes naturais que tenta explicar.

Diante do exposto, é possível desenvolver um sistema capaz de estimar a biomassa em escala temporal e espacial com relativa precisão considerando as características da região semiárida pernambucana? A resposta para essa pergunta é o objetivo da presente tese que se desenvolve em dois capítulos com objetivos específicos: 1) Construção de equações lineares para estimativa de biomassa florestal e de pastagem usando de índices de vegetação obtidos de sensores orbitais e estimativas obtidas em campo; 2) Desenvolvimento de metodologia para estimativas da biomassa vegetal usando computação de alto desempenho e estimativas obtidas por sensoriamento remoto.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO E SUAS CARACTERÍSTICAS

A região semiárida do Estado de Pernambuco é ocupada em sua quase totalidade pelo bioma Caatinga, entre 7° e 9° de latitude Sul e 35° e 41° de longitude Oeste; e têm cerca de 85.905 km² e 122 municípios (MMA, 2013; SPDR/MIN, 2005).

A irregularidade espacial e temporal das chuvas é certamente a característica mais marcante da região semiárida do Nordeste, resultante, basicamente, de três sistemas de circulação atmosférica: zona de convergência intertropical, frente polar atlântica e massa de ar continental equatorial, além de outros atuantes em menor escala (FERREIRA; MELLO, 2005). Esses sistemas levam a baixa umidade relativa, alta temperatura e taxas de evapotranspiração potencial superiores às taxas de precipitação pluvial. A precipitação pluvial média anual, na maior parte da região, está entre 500 e 900 mm, com grande variabilidade espacial e temporal, e ocorre concentrada, aproximadamente, em três a quatro meses do ano (ACCIOLY et al., 2008; FECHINE; GALVÍNCIO, 2008; PBMC, 2012; SAMPAIO, 1995; SAMPAIO et al., 2010).

A posição geográfica da região assegura alta intensidade luminosa, ao longo do ano, contribuindo para temperaturas altas e pouco variáveis, espacial e temporalmente, com médias anuais entre 25 e 30°C e poucos graus de diferença entre as médias dos meses mais frios e mais quentes (SAMPALIO, 2010). Há grande variedade de classes, texturas e profundidades de solo (SAMPALIO, 1995). De maneira geral, eles são ou de origem sedimentar, lixiviados ao longo de milhões de anos, pouco férteis e deficientes em fósforo e cálcio, ou são do cristalino, desenvolvidos mais recentemente nas camadas descobertas acima do escudo cristalino pré-cambriano (MENEZES; GARRIDO; MARIN, 2005).

Apesar das condições climáticas desfavoráveis para a maioria das plantas, a Caatinga apresenta uma vegetação bastante heterogênea e diversificada (TABARELLI; VICENTE, 2004), formando um mosaico de vegetação, em geral, caducifólia, xerófila e, por vezes, espinhosa, que varia com as características edáficas e hídricas de cada local (VELLOSO; SAMPAIO; PAREYN, 2002). Os dados publicados por Giullietti (2006) indicam que foram catalogadas 1312 espécies de fanerógamos, na Caatinga *lato sensu*. Juntando os campos, rupestres, brejos de altitude, alagados e todos os demais ecossistemas associados ao bioma Caatinga, são 5.344 espécies.

Apesar dessa grande heterogeneidade ambiental e biológica, com adaptações às intempéries climáticas, a região é constantemente ameaçada pelo manejo desordenado dos recursos naturais (MEUNIER, 2014; SAMPAIO et al., 1994), com exploração ilegal madeireira para fins energéticos (RIEGELHAUPT et al., 2014) e substituição de vegetação nativa por agrícola e pastagens (PROBIO, 2007). Esses usos causam impactos no solo e na vegetação nativa que pode implicar na perda da matéria orgânica do solo com uso do fogo e revolvimento superficial. Portanto, o manejo inadequado do ecossistema, é, atualmente, um dos maiores desafios para a conservação da vegetação nativa no semiárido pernambucano.

2.2 BIOMASSA NO SEMIÁRIDO

A biomassa é definida como sendo o conjunto de materiais de origem biológica, vivos ou mortos, composto tanto por animais quanto por vegetais (SILVEIRA et al., 2008). Em referência apenas ao quantitativo da porção vegetal, o termo é comumente substituído por fitomassa (MOREIRA-BURGER; DELITTI, 2010). A estimativa desse material é realizada de forma direta e/ou indireta, utilizando-se de métodos destrutivos e/ou não destrutivos. Em ambos os casos pode ser feita separando-se os diferentes componentes envolvidos, como folhas, galhos, troncos e raízes (LAAR; AKÇA, 2007; MACHADO, 1977). A maior parte dos trabalhos apresenta dados sobre a fitomassa acima do solo, por ser mais simples de ser medida ou estimada, enquanto que a fração abaixo do solo, como raízes, tubérculos e bulbos, tem sido menos avaliada, ou até subestimada, por conta de altos custos operacionais de mão-de-obra envolvidos (HENRY et al., 2011; RIBEIRO et al., 2011; SILVA, 2007).

Quando se trata de biomassa acima do solo existem outras subclassificações referentes quanto ao porte ou tipo, como pastagem e/ou herbácea, arbustiva, regeneração e arbórea, detalhados na (figura 1).

Figura 1 - Desenho esquemático da vegetação encontrada na Caatinga

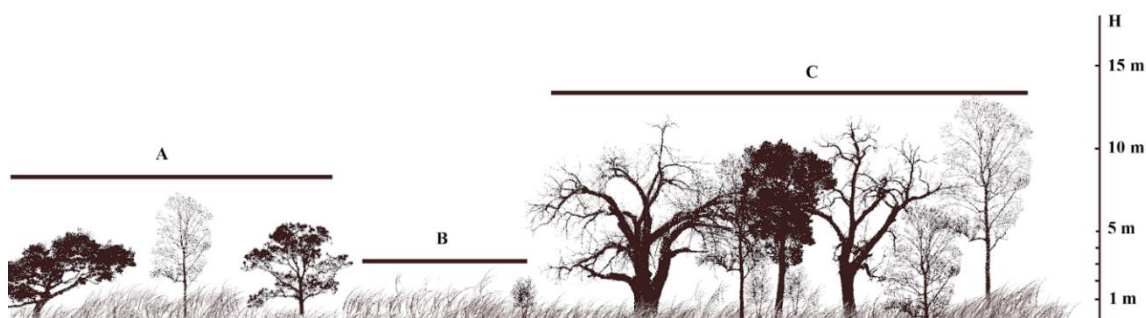


Ilustração hipotética da vegetação da caatinga: A - caatinga aberta, vegetação menor porte e mais espaça; B - vegetação herbácea; C - caatinga densa, vegetação de maior porte, plantas adensadas podendo coexistir arbustos.

Fonte: O autor

O primeiro estrato acima do solo é a biomassa de herbáceas, o mais importante componente para a pecuária do semiárido brasileiro (SAMPAIO et al., 1994). Ela é composta de material pouco lenhoso e com alta proporção de folhas, que em sua maioria é palatável para os herbívoros. O componente herbáceo apresenta grande variação no acúmulo de biomassa de acordo com os diferentes sistemas de manejo existentes na região semiárida. Araújo Filho (2013) enfatizou que a prática de manejo sustentável do rebanho associada ao entendimento da complexidade da comunidade vegetal são elementos para entender a capacidade produtiva desse material. Cabe ressaltar que a produtividade do estrato herbáceo está correlacionada com o regime de chuvas e toda sua variabilidade espacial e temporal (DE ARAÚJO FILHO et al., 2002). Do ponto de vista pecuário, a produtividade da biomassa herbácea é acrescida por parte da biomassa das plantas lenhosas (árvores e arbustos), que juntas, podem atingir $4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de matéria seca (ARAUJO FILHO, 1992). Contudo, técnicas de manejo pastoril podem aumentar essa produção (BAKKE et al., 2010).

A biomassa arbustiva é uma fração que se destaca na paisagem das florestas abertas e com baixa densidade de plantas, pois abrange grande extensão territorial. É composta por indivíduos ramificados desde sua base e tem lenho em seu tronco. É importante para a produção pecuária na região porque seus brotos e ramos mais finos, até uma certa altura ($< 1,60 \text{ m}$), podem ser aproveitados na nutrição de rebanho animal. Frequentemente, nos levantamentos realizados no bioma, essa subcategoria é incorporada ao componente arbóreo por não ser aplicado um critério de medição diamétrico que os separem (critério usado comumente: diâmetro mínimo de 6 cm, medidos a 1,3 m acima do solo). Essa falta de

detalhamento pode ser justificada pela dificuldade, no instante da medição, de diferenciar os indivíduos arbustivos das árvores jovens.

As árvores alcançam o dossel e apresentam um acúmulo de biomassa superior porque estocam grande parte em seu tronco e galhos ao longo da vida. São mais tolerantes a estiagem, pois podem acumular reservas nutricionais e, em alguns casos, são fisiologicamente adaptadas. Porém, observa-se a morte de indivíduos em ocasiões de seca severa em alguns locais.

Outros componentes pouco avaliados são os que podemos chamar de outras formas de vida, como palmeiras e cactáceas. Representam uma porção da biomassa do ecossistema e tem seu uso intensificado em épocas da seca, quando algumas espécies de cactos são usadas na alimentação animal.

De forma geral, estima-se que a produtividade da biomassa na Caatinga varie de 1,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ a 7,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (GIONGO et al., 2011; PAREYN et al., 1992). Essas referências têm sua importância na estimativa do tempo de recuperação de áreas submetidas a regime de manejo florestal sustentável onde são estimadas a produção anual e são determinados os ciclos de corte dos talhões. De acordo com o levantamento do Projeto Mapbiomas (2017), no ano de 2016, a produção de biomassa florestal na Caatinga foi de cerca de 6 milhões de Mg ano⁻¹. Esses dados preliminares necessitam de refinamento e detalhamento porque existem variações na produtividade (MATSUSHITA et al., 2004) que são comuns aos ecossistemas naturais ou com interferências humanas.

Seja qual for a fração da biomassa, ela é um importante recurso biológico renovável que assegura a manutenção da ciclagem de importantes elementos químicos (DÍAZ-BALTEIRO; ROMERO, 2003; GIONGO, 2011; MENEZES et al., 2012; SAMPAIO et al., 1998) e participa como uma importante reserva de carbono.

2.3 FERRAMENTAS PARA ESTIMATIVA DE BIOMASSA

Atualmente, existem vários métodos para estimativas dos estoques de biomassa. Estimativa de volume de árvores bastante usada é a cubagem, que fornece dados volumétricos. Baseada em modelos geométricos pré-estabelecidos (NICOLLETTI; CARVALHO; BATISTA, 2012), a cubagem é também utilizada na determinação

volumétrica em plantações equiâneas dos gêneros *Pinus* e *Eucalyptus* (PEREIRA; IMAÑÁ-ENCINAS; REZENDE, 2012).

Nas últimas décadas, a modernização das técnicas de estimativas de árvores individualizadas foi permitida pelo forte avanço tecnológico, conduzindo a modelos matemáticos robustos e complexos, criados em *softwares* de modelagem, como as equações alométricas (PILLI; ANFODILLO; CARRER, 2006; WIRTH; SCHUMACHER; SCHULZE, 2004). Nelas, são apresentadas por funções que descrevem as semelhanças físicas ou fisiológicas no tamanho dos organismos (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). A estimativa de biomassa por modelos alométricos não necessita da destruição da vegetação, sendo considerada, portanto, como método não destrutivo. Reduções de tempo, custos financeiros e de mão-de-obra são justificativas para emprego desses métodos em pesquisas de campo (BURGER; DELITTI, 2008; RIBEIRO et al., 2009; TORRES et al., 2011). Nos modelos, são procuradas relações entre medidas de mais difícil obtenção, como a biomassa, e medidas mais facilmente obtidas, como o diâmetro e/ou a altura das árvores.

A grande variedade de tipologias vegetacionais impossibilita a criação de modelos globais; no entanto, existem aproximações em grandes escalas - pantropical (CHAVE et al., 2005), regionais (HENRY et al., 2011), e/ou de ecossistemas (SAMPAIO; SILVA, 2005; SCHROEDER et al., 1997). Esses estimadores são aproximações menos acuradas do valor real, podendo ser usadas nas avaliações de sítios. O grande problema é a aplicação indiscriminada das equações alométricas em locais onde o modelo não foi desenvolvido e/ou calibrado (HENRY et al., 2011).

Hoje, há uma crescente busca de maior detalhamento das estimativas de biomassa para grandes regiões e sempre com o maior detalhe possível. São utilizadas relações entre as estimativas obtidas em campo e obtidas por meio de sensores orbitais o que possibilita avaliações da dinâmica ao longo do tempo.

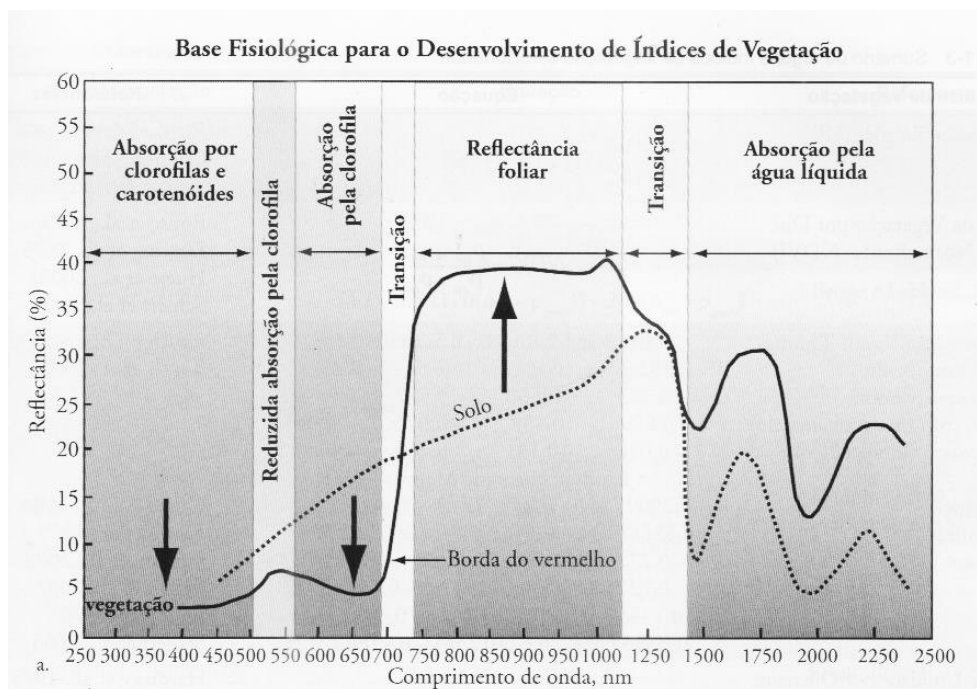
Dados biológicos e geométricos, como diâmetro médio, altura média, tamanho de copa, índice de área de planta, comumente chamados de biofísicos, podem ser correlacionados com dados de parâmetros espectrais captados nas cenas dos sensores remotos. Para essas estimativas são usados modelos de reflectância da vegetação (PECH; DAVIS, 1987; SHIMABUKURO; PONZONI, 2012), que procuram estabelecer uma conexão lógica entre valores biofísicos da vegetação e as suas propriedades físicas espectrais, fundamentada pela teoria de transferência radiativa de Kubelka-Munk (1939).

No uso do sensoriamento remoto, o entendimento dos processos da interação da radiação eletromagnética e a vegetação passa pela compreensão da complexidade entre parâmetros físicos, ambientais e biológicos.

Quando se fala em sensores passivos (aqueles que usam energia externa, como a radiação solar, para obter respostas espectrais dos alvos), conceitos como radiância e reflectância são necessárias (SMITH et al., 1990). A radiância é a intensidade de radiação medida por unidade de área fonte projetada numa direção específica. A razão adimensional do fluxo radiante refletido de um alvo pelo fluxo radiante incidente é conceituada como reflectância (GOEL, 2009; JENSEN, 2009). Essas duas grandezas são a base dos diversos cálculos algébricos usados na análise da unidade fundamental chamada de *pixel*.

Nos estudos destinados a investigações sobre a vegetação, destaca-se a importância das bandas relacionadas com a faixa de radiação visível (400 a 720 nm) e o infravermelho próximo (720 – 1100 nm) (MYNENI et al., 1995), como pode ser vista na figura 2. Nesta frequência, a clorofila absorve em grande parte na região do visível e outras estruturas celulares na faixa do infravermelho próximo (BATRES, 1998). Valores discrepantes de reflectância medidos nessas duas faixas espectrais permitem o realce da vegetação, que pode ser descrita através de índices de vegetação (BANNARI et al., 1995).

Figura 2 - Comportamento espectral da vegetação



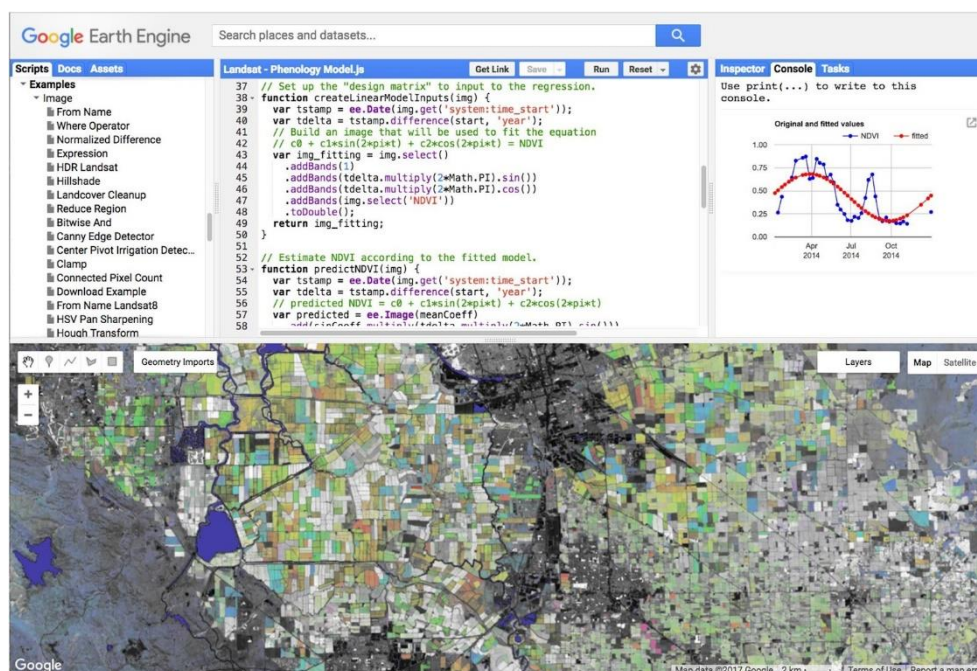
Fonte: Jensen, (2009)

Esses índices, criados para acentuar o espectro da vegetação são influenciados por fatores como sombras, altitude, declividade, variações climáticas, edáficas e de posicionamento solar, assim como, variáveis exclusivas da vegetação como, porte, estratos verticais, espaçamentos e diversidade (HUNTER et al., 2013; MOHD ZAKI; LATIF, 2016). A observação desses elementos é fundamental na tomada de dados em campo, evitando a saturação do índice, comum em regiões tropicais.

A nível de laboratório, as cenas passam por intensos processamentos computacionais, necessitando grande espaço de armazenamento, tempo e mão de obra técnica especializada. Porém, recentemente a manipulação dessas bases de dados tem sido simplificada por um substancial salto tecnológico chamado *Google Earth Engine* (GEE). GEE é uma plataforma baseada em *cloud computing* que facilita o acesso a recursos de computação paralela de alto desempenho para o processamento de coleções de dados geoespaciais em escala global (GORELICK et al., 2017). O acesso é realizado por meio de uma interface de programação de aplicativos (API - *Application Programming Interface* - ver figura 3) onde o usuário escreve em linguagem de programação - *JavaScript* (ECMAScript5) e também permite a comunicação em código *Python* - acessível pela internet ou por um ambiente de

desenvolvimento interativo (IDE - *Interactive Development Environment*) associado à *web*, que permite a criação de protótipos e a visualização quase que imediata dos resultados.

Figura 3 - Exemplo de aplicação na API do Google Earth Engine



Fonte: Gorelick et al. (2017)

Além da facilitação e do processamento das informações obtidas pelos sensores remotos, a plataforma permite que sejam filtradas ou selecionadas apenas imagens sem cobertura de nuvens ou sombras. As nuvens e suas sombras são um grande atraso na manipulação de dados orbitais, sobretudo em regiões tropicais, e sua remoção nas cenas demandam muito tempo e capacidade de armazenamento e processamento em disco. Mas, com apenas algumas linhas de código, todos esses procedimentos são realizados dentro do GEE.

A plataforma também pode acolher dados secundários, aqueles que não são nativos da base de dados, inseridos pelos usuários. Dados de sistemas de sensores ativos (aqueles que usam energia própria, como um *laser*, e capturam a resposta espectral dos alvos), como LiDAR (*light detection and ranging*) e RADAR (*radio detection and ranging*) que ocupam grande espaço de armazenamento, podem ser processados via computação paralela e obter-se respostas em alguns segundos.

Existem dificuldades a serem superadas, como uma interface que não necessite da expertise de programadores, a ampliação da biblioteca de dados com sensores de maior

acurácia espectral e a geração de relatórios administrativos, que, segundo idealizadores, serão construídas após o amadurecimento e aperfeiçoamento da ferramenta.

2.4 DESAFIOS NA ESTIMATIVA DE BIOMASSA NA VEGETAÇÃO

Pode-se separar os desafios da obtenção da estimativa de biomassa na vegetação sob duas ópticas: com técnicas diretas e indiretas.

É essencial o desenvolvimento de técnicas e estimativas para locais ainda pouco explorados, de difícil acesso, que careçam dessas informações, ou técnicas que possam reduzir os custos das estimativas em campo, e possibilitar a coleta de dados secundários, como informações sobre o pretérito uso da terra, sobretudo para o conhecimento dos estoques de carbono.

Aumentar a acurácia nas estimativas de biomassa, incluindo compartimentos menos estudados como a biomassa radicular (COSTA, 2013; COSTA et al., 2014), um componente não detectável pela maioria dos sistemas remotos ópticos.

Conhecer o comportamento espectral de alvos envolvidos como solo, espécies marcantes e ruídos de trajetória, a fim de criar aplicações que detectem e refinam os resultados.

Baratear e tornar acessíveis técnicas promissoras como: RADAR na banda C, que traz informação sobre o dossel de florestas (LE TOAN et al., 2011; MERMOZ et al., 2014); sondas de nêutrons cosmogênicos que correlaciona-se com dados pedológicos (MONTZKA et al., 2017), LiDAR (KUMAR; MUTANGA, 2018); e *Terrestrial Laser Scanning* (TLS): sistema FARO, Leica e Topcon, que asseguram valores muito próximos às determinações em campo, que hoje são limitados geográfica e economicamente.

Uma outra forma de aprimorar as técnicas é a aplicação de modelos matemáticos aos dados espectrais. No entanto, esses têm uma tendência a ter alta variância sobre o ajuste. Especialmente em uma análise de escala mais detalhada, os modelos induzem em erros; assim, em aplicações robustas, os modelos podem induzir o usuário a perder o poder de interpretação (explicação). Para análises de escala maior que regional, os modelos matemáticos são uma poderosa ferramenta de análise da vegetação. De acordo com Eisfelder et al. (2010), o maior desafio nas investigações sobre biomassa é conseguir métodos que atendam portabilidade (espaço) e repetitividade (tempo), onde os primeiros cobrem uma

ampla variação espacial e os segundos predizem valores ao longo do tempo. O desenvolvimento de modelos de regressão para obter a melhor estimativa da biomassa acima do solo é um bom direcionamento, especialmente no entendimento integrado da equação alométrica e modelagem por sensoriamento remoto (MOHD ZAKI; LATIF, 2016).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ESTUDO 1 - RELAÇÕES ENTRE ESTIMATIVAS DE BIOMASSA VEGETAL EM CAMPO E IMAGENS ORBITAIS NA REGIÃO SEMIÁRIDA DE PERNAMBUCO

3.1.1 Área de estudo

A área de estudo compreende a região semiárida em Pernambuco, localizada entre 7 e 9° de latitude Sul e 35 e 41° de longitude Oeste (figura 4), ocupando cerca de 85.905 km², representando 88% do território do Estado (MMA, 2013; SPDR/MIN, 2005).

Figura 4 - Área de estudo e localização das parcelas de campo



Mapa representado no *datum* SIRGAS 2000

Fonte: O autor

3.1.2 Coleta e amostragem dos dados

Foram alocadas 61 unidades amostrais (parcelas) de 400 m² (20 x 20 m), sendo também alocadas subparcelas nos 4 vértices de 2 x 2 m e 1 x 1 m em cada parcela. Cada parcela foi classificada de acordo com a vegetação predominante: caatinga densa (CD),

caatinga aberta (CA) e pastagem (PA) de acordo com metodologia aplicada pela Embrapa para o mapeamento do Estado de Pernambuco, disponível em Accioly et al. (2017). As unidades amostrais com florestas (caatinga densa e caatinga aberta) fazem parte de rede de monitoramento permanente das estações experimentais do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), localizadas sítios estratégicos, considerando as diferentes condições edafoclimáticas existentes. O inventário foi realizado considerando indivíduos vivos e classificados em grupos, descritos abaixo:

- a) Arbóreo (ARB): biomassa dos indivíduos com circunferência a altura do peito (CAP) 6 cm, medida a 1,3 m do nível do solo, estabelecidos na parcela de 20 x 20 m. Das parcelas, as árvores com mais de um fuste foram calculados os diâmetros equivalentes com base nos CAPs medidos. O valor de biomassa nos indivíduos arbóreos foi determinado pela equação geral desenvolvida por Sampaio e Silva (2005);
- b) Regenerantes (REG): biomassa de indivíduos com CAP < 6 cm, medida a 1,3 m do nível do solo, estabelecidos nas subparcelas de 2 x 2 m;
- c) Herbácea (HERB): biomassa da pastagem ou herbáceas estabelecida nas subparcelas de 1 x 1 m;
- d) Outras Formas de Vida (OFV): biomassa de plantas não listadas acima, que compreendem, em grande parte, cactos e bromélias, estabelecidos nas subparcelas de 1 x 1 m.

Os indivíduos deveriam ter, mais de 50% da base do caule posicionado no lado interno da unidade amostral para serem incluídas nas parcelas.

Na determinação de biomassa nas parcelas de regeneração, herbáceas e outras formas de vida, amostrados nas subparcelas, seguiram-se os procedimentos: 1º - Coleta e pesagem de toda biomassa contida em cada subparcela para determinar o peso úmido; 2º - Mistura de todo o material; subamostragem para determinação de teor de matéria seca; 3º - Secagem da subamostra em estufa de circulação forçada à 65°C até peso constante; 4º - Determinação do teor de matéria seca: peso da subamostra seca em Kg / peso da subamostra úmida em Kg; 5º - Biomassa na parcela (Kg) = Teor de matéria seca x peso da biomassa na parcela x (100, nas parcelas de 1 x 1 m, ou 12,5, nas parcelas de 2 x 2 m).

Em todas as unidades amostrais foram coletados dados do histórico de uso (caso possível) e das características atuais da vegetação, como presença de flores ou ressecamento da vegetação, fatores que interferem no valor da reflectância captada pelo sensor remoto.

O posicionamento geográfico foi capturado no centro da parcela, usando *datum* SIRGAS 2000 e sistema de projeção *Universal Transversa de Mercator* (UTM) com dispositivo *Global Navigation Satellite System* (GNSS) - GARMIN, modelo eTrex® 10, e erro de localização espacial <10 m. No laboratório, a extração dos valores de *pixels* nas parcelas, assim como toda filtragem e processamento da coleção de imagens e exportação de dados foi possível com a utilização de código escrito em *JavaScript* e executado na plataforma *Google Earth Engine*. As imagens utilizadas foram do sensor OLI, do satélite *Landsat 8* e coleção: *USGS Landsat 8 Collection 1 Tier 1 TOA Reflectance*.

A extração da reflectância de cada ponto nas cenas de satélite foi realizada de duas formas:

- a) Método 1: Foi coletado o valor do *pixel* na imagem de reflectância com data mais próxima a coleta da biomassa em campo, usando apenas a coordenada geográfica (latitude e longitude), coletada do centro da parcela durante o inventário vegetal;
- b) Método 2: Foram obtidas cenas com datas mais próximas ao inventário vegetal realizado em campo e coletadas os valores médios dos *pixels* contendo valores de reflectância destas imagens.

3.1.3 Processamento de dados

Os dados coletados das parcelas foram tabulados em planilhas eletrônicas (tipo *fusion table*) contendo:

- Identificação da parcela;
- Coordenadas geográficas (latitude, longitude);
- Data da amostragem (DD/MM/AAAA);
- Densidade de indivíduos por parcela (ind ha^{-1});
- Diâmetro equivalente de cada indivíduo (cm);
- Área basal de cada indivíduo (m^2);
- Biomassa da parcela (Mg ha^{-1}).

Foram adicionados a esses dados, as informações das imagens orbitais sob os dois métodos 1 e 2:

Banda 2: Comprimento espectral: 0,45 - 0,51 μm , *Blue*;

Banda 3: Comprimento espectral: 0,53 - 0,59 μm , *Green*;

Banda 4: Comprimento espectral: 0,64 - 0,67 μm , *Red*;

Banda 5: Comprimento espectral: 0,85 - 0,88 μm , *Near infrared*;

Consideradas as bandas acima, foram calculados índices de vegetação detalhados nas revisões de Bannari et al. (1995), Henrich et al. (2012), Hunt et al. (2013) e Ayanlade et al. (2017) e listadas na tabela 1:

Tabela 1 - Índices de vegetação calculados a partir de dados extraídos das cenas do Landsat 8

Abreviatura do Índice Nome do índice	Função Aplicada
NDVI <i>Normalized Difference Vegetation Index</i>	$\frac{(Nir - Red)}{(Nir + Red)}$
SAVI <i>Soil-adjusted Vegetation Index</i>	$\frac{(Nir - Red)}{(Nir + Red + L)} * (1 + L)$
MSAVI <i>Modified Soil Adjusted Vegetation Index</i>	$\frac{2(Nir + 1) - \sqrt{(2Nir + 1)^2 - 8(Nir - Red)}}{2}$
RS <i>Ratio vegetation index ou simple ratio</i>	$\frac{(Nir)}{(Red)}$
OSAVI <i>Optimized soil adjusted vegetation index</i>	$\frac{(1 + 0.16)(Nir - Red)}{(Nir + Red + 0.16)}$
EVI <i>Enhanced vegetation index</i>	$\frac{2.5(Nir - Red)}{(Nir + 6 * Red - 7.5 * Blue + 1)}$
TVI^a <i>Transformed Vegetation Index</i>	$\sqrt{(NDVI) + 0.5}$
MTVI2 <i>Second modified triangular vegetation index</i>	$\frac{1.5[2.5(Nir - Green) - 2.5(Red - Green)]}{\sqrt{[(2 * Nir + 1)^2 - 6 * Nir - 5 * \sqrt{(Red)} - 0.5]}}$
CVI <i>Chlorophyll vegetation index</i>	$\frac{Nir * Red}{Green^2}$
gNDVI <i>Green normalized difference vegetation index</i>	$\frac{(Nir - Green)}{(Nir + Green)}$
CI-G <i>Chlorophyll index – green</i>	$Green - Nir$
NGRDI <i>Normalized green red difference index</i>	$\frac{(Green - Red)}{(Green + Red)}$
GLI <i>Green leaf index</i>	$\frac{(2 * Green - Red - Blue)}{(2 * Green + Red + Blue)}$
VARI <i>Visible atmospherically resistant index</i>	$\frac{(Green - Red)}{(Green + Red - Blue)}$
RGBVI <i>Red Green Blue Vegetation Index</i>	$\frac{(Green)^2 - (Blue * Red)}{(Green)^2 + (Blue * Red)}$
DVI <i>Difference Vegetation Index</i>	$Nir - Red$
TVI^b <i>Triangular vegetation index</i>	$0.5[120(Nir - Green) - 2.5(Red - Green)]$
RI <i>Redness Index</i>	$\frac{(Red - Green)}{(Red + Green)}$
NDGI <i>Normalized Difference Greenness Index</i>	$\frac{(Green - Red)}{(Green + Red)}$
RVI <i>Ratio Vegetation Index</i>	$\frac{(Red)}{(Nir)}$

Foi realizada análise estatística descritiva dos dados contidos na planilha eletrônica, para verificação de erros de digitação ou identificação dos *outliers*. Posteriormente, foram realizadas análises de regressão linear múltiplas usando dados quantitativos obtidos nas parcelas e do sensor remoto, coletados pelos métodos 1 e 2. Para as análises de regressão, foi definida a biomassa da parcela (Mg ha^{-1}) como variável dependente (y) e as variáveis independentes (x) foram as bandas do sensor e os índices de vegetação extraídos da cena na coordenada geográfica referente à unidade amostral. Os modelos foram criados com até quatro variáveis independentes. Modelos com maiores valores de R^2 ajustado para representar os respectivos grupos foram analisados quanto a viabilidade de aplicação.

Os modelos criados objetivaram a estimativa das biomassas de: **Biomassa arbórea** (ARB) - biomassa de árvores; **Biomassa de regeneração** (REG) - biomassa da regeneração; **Biomassa de herbácea** (HERB) - biomassa de herbáceas; **Biomassa de outras formas de vida** (OFV) - biomassa de outras formas de vida; **Biomassa total** (BTOT) - biomassa de árvores + regeneração + herbácea + outras formas de vida), diferenciadas sob os grupos de vegetação encontrados nas parcelas (caatinga densa, caatinga aberta e pastagem).

As análises de regressão linear pelo método dos mínimos quadrados foram computados com o *software* estatístico XLSTAT (2013).

3.2 ESTUDO 2 - DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO METODOLÓGICA PARA ESTIMATIVA DE BIOMASSA VEGETAL USANDO SENSORIAMENTO REMOTO E PROCESSAMENTO DE ALTO DESEMPENHO APLICADO PARA A REGIÃO SEMIÁRIDA PERNAMBUCANA

3.2.1 Área de estudo

O território de estudo compreende os municípios da região semiárida de Pernambuco definidos na publicação: Nova delimitação do semi-árido brasileiro (SPDR/MIN, 2005). No total são 122 municípios e área total de 85,9 mil km² estabelecidos no bioma Caatinga (figura 4). A região semiárida apresenta taxas de evaporação superiores à precipitação pluvial, condicionando uma vegetação de característica savana-estépica (IBGE, 2012), esparsa, eventualmente com definições de estratos de altura e bastante diversa. Os solos acompanham essa diversidade, com várias classes, texturas e cores, por vezes rasos ou com afloramentos rochosos.

3.2.2 Obtenção de dados

Foi usada a coleção *USGS Landsat 8 Collection 1 Tier 1 TOA Reflectance* que contém um conjunto de imagens com os valores de reflectância no topo da atmosfera¹ e que serviram de base para as estimativas de biomassa. As cenas contidas na coleção foram fornecidas pela USGS/ Google, disponibilizadas através do ID: “LANDSAT/LC08/C01/T1_TOA” no acervo da plataforma *Google Earth Engine* (GEE). As imagens foram processadas de acordo com a metodologia de Chander et al. (2009) e contém imagens registradas desde 11/04/2013 até os dias atuais, com intervalos de 16 dias (revisita do sensor). A tabela 2 contém o detalhamento das bandas contidas na coleção, sendo destacadas as bandas utilizadas.

¹ As imagens de reflectância TOA são usadas porque poupam processamentos radiométricos prévios e aplicam-se na criação direta dos índices de vegetação.

Tabela 2 - Descrição das bandas disponíveis na coleção *USGS Landsat 8 Collection 1 Tier 1 TOA Reflectance*

Banda	Resolução	Comprimento de onda	Descrição
B1	30 metros	0,43 - 0,45 μm	Aerosol Costeiro
B2	30 metros	0,45 - 0,51 μm	Azul
B3	30 metros	0,53 - 0,59 μm	Verde
B4	30 metros	0,64 - 0,67 μm	Vermelho
B5	30 metros	0,85 - 0,88 μm	Infravermelho
B6	30 metros	1,57 - 1,65 μm	Infravermelho de onda curta 1
B7	30 metros	2,11 - 2,29 μm	Infravermelho de onda curta 2
B8	15 metros	0,52 - 0,90 μm	Pancromática
B9	15 metros	1,36 - 1,38 μm	Cirrus
B10	30 metros	10,60 - 11,19 μm	Infravermelho termal 1 (<i>resampled from 100 m to 30 m</i>)
B11	30 metros	11,50 - 12,51 μm	Infravermelho termal 2 (<i>resampled from 100 m to 30 m</i>)
BQA	-	-	<i>Landsat Collection 1 QA Bitmask</i>

As bandas destacadas em negrito foram usadas na construção do código.

Fonte: *Google Earth Engine* (adaptado)

As equações para estimativas de biomassa em áreas de caatinga densa, caatinga aberta e pastagem foram obtidas no primeiro capítulo desta tese e são apresentadas abaixo:

• Biomassa de Caatinga Densa (Mg ha^{-1})

$$= -258,08495 + 2810 * B2 - 1282 * B5 + 140,76184 * CVI + 1803 * GLI;$$

Onde: B2 - banda 2; B5 – banda 5; CVI - *Chlorophyll vegetation index*; GLI - *Green leaf index*.

• Biomassa de Caatinga Aberta (Mg ha^{-1})

$$= -77,35131 + 1483 * EVI - 1068 * MTVI2 - 450,06993 * GLI - 188,83059 * VARI;$$

Onde: EVI - *Enhanced vegetation index*; MTVI2 - *Second modified triangular vegetation index*; GLI - *Green leaf index*; VARI - *Visible atmospherically resistant index*.

- Biomassa de pastagem (Mg ha^{-1})

$$= 468,44405 - 100,83814 * \text{MSAVI} - 5,63090 * \text{CVI} - 230,97198 * \text{GLI} + 3,39925 * \text{TVIb}.$$

Onde: MSAVI - *Modified Soil Adjusted Vegetation Index*; CVI - *Chlorophyll vegetation index*; GLI - *Green leaf index*; TVIb - *Triangular vegetation index*.

O uso da terra foi delimitado com base nas classificações realizadas no projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil - Mapbiomas - durante o período de 2013 – 2017, para os anos de estudo (MAPBIOMAS, 2017). Foram selecionados usos com base na similaridade entre a vegetação estimada no presente estudo (caatinga densa, caatinga aberta e pastagem) e as já classificadas pelo Mapbiomas, delimitadas de acordo com a tabela 3, abaixo:

Tabela 3 - Associação entre classe estimada e classes do uso do solo realizado pelo Mapbiomas

Classe estimada	Classe Mapbiomas	Descritivo Mapbiomas
Caatinga densa	Nível 1: Floresta; Nível 2: Floresta natural; Nível 3: Formação savânica; Bioma: Caatinga Código: [4]	[4] - Tipos de vegetação com predomínio de espécies de dossel semi-contínuo - Savana-Estépica Arborizada, Savana Arborizada.
Caatinga aberta	Nível 1: Formação Natural não Florestal; Nível 2: Formação Campestre (Campo); Bioma: Caatinga Código: [12]	[12] - Tipos de vegetação com predomínio de espécies herbáceas (Savana-Estépica Parque, Savana-Estépica Gramíneo-Lenhosa, Savana Parque, Savana Gramíneo-Lenhosa) + (Áreas inundáveis com uma rede de lagoas interligadas, localizadas ao longo dos cursos de água e em áreas de depressões que acumulam água, vegetação predominantemente herbácea a arbustiva).
Pastagem	Nível 1: Agropecuária; Nível 2: - Pastagem; - Mosaico de agricultura e pastagem; Código: [15]; [21]	[15] - Áreas de pastagens, naturais ou plantadas, vinculadas a atividade agropecuária. Em especial nos biomas Pampa e Pantanal, uma parte da área classificada como Formação Campestre inclui também áreas pastejadas; [21] - Áreas de uso agropecuário onde não foi possível distinguir entre pastagem e agricultura.

Fonte: O autor

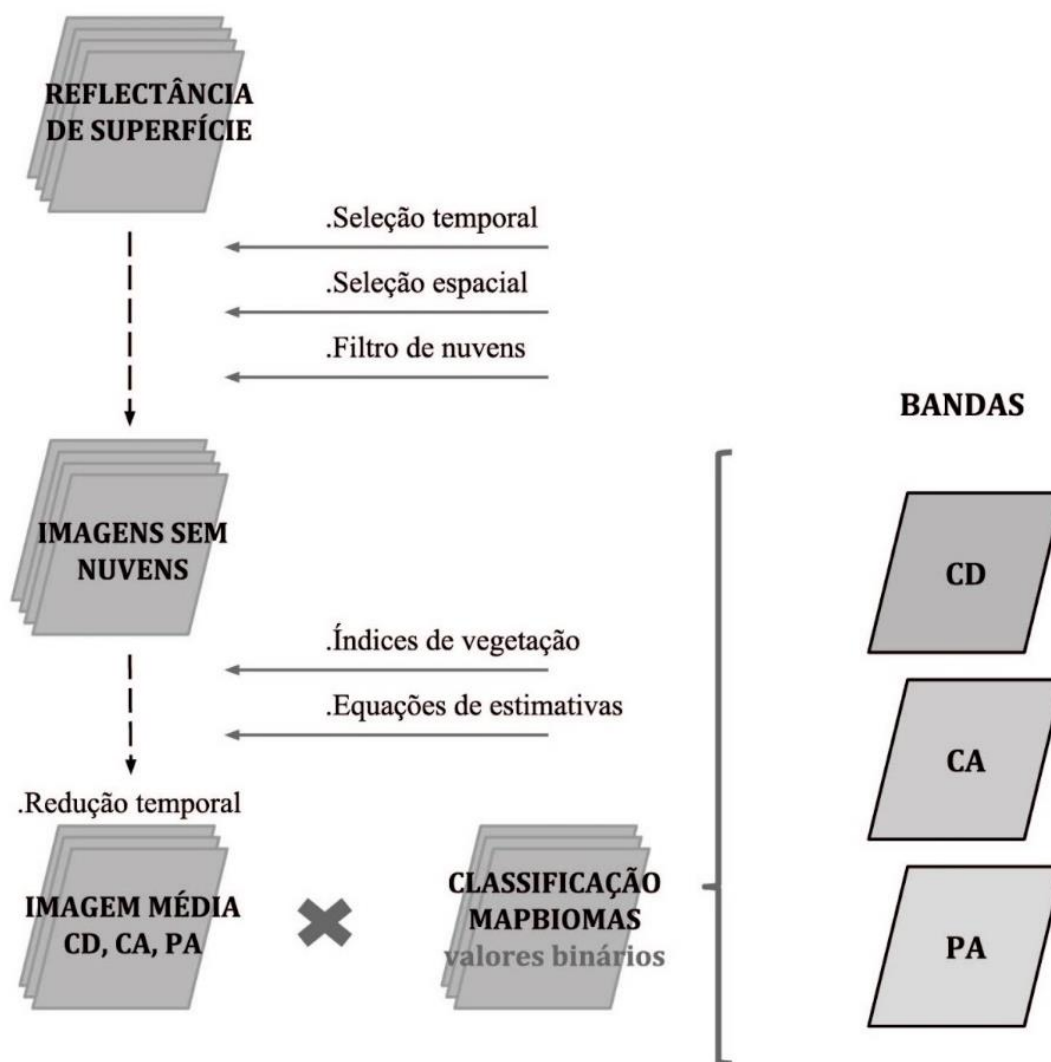
Foram utilizados arquivos vetoriais digitais (ano 2017) no nível municipal e estadual para a limitação política das áreas estimadas. Os arquivos estão disponíveis no *website*, <https://portaldemapas.ibge.gov.br/portal.php#homepage>, do IBGE em mapas (IBGE, 2019). Os arquivos estavam na extensão “.shp” e foram convertidos para o modo de planilha eletrônica (tipo *fusion table*), pois são arquivos menores e, portanto, apresentam melhor performance na plataforma GEE.

Para compor um efeito visual na apresentação dos resultados, foi utilizada a coleção da *Shuttle Radar Topography Mission - SRTM*, que é uma missão topográfica realizada por radar a nível global (FARR et al., 2007). A coleção apresenta uma banda com valores de elevação variando de -10 a 6500 e escala espacial de 30 m e estão disponíveis através do ID: “USGS/SRTMGL1_003” no GEE.

3.2.3 Desenvolvimento da aplicação

A aplicação, apresentada no fluxo de trabalho da figura 5, foi escrita na linguagem *JavaScript* por meio do *code editor* na API do *Google Earth Engine*. Para aplicação prática da ferramenta foram realizadas estimativas de biomassa nos municípios do semiárido de Pernambuco, em 2017, e foram inseridos dados de entrada necessários: (1) data de início da análise; (2) data final da análise; (3) escala de análise espacial de processamento; e (4) local analisado, para criação de uma nova coleção de imagens (ver Apêndice E). A nova coleção, além de conter apenas imagens do intervalo temporal com recorte geográfico selecionado, passou pelo mascaramento de nuvens e a sombra de nuvens realizado usando a banda BQA (*Quality Assessment Band*) de acordo com metodologia de Mateo-Garcia et al. (2018).

Figura 5 - Desenho esquemática do fluxo de trabalho desenvolvido em *JavaScript* na plataforma *Google Earth Engine*

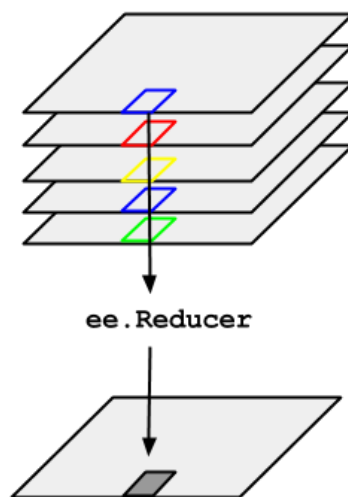


Fonte: O autor

Foram criadas bandas com índices de vegetação e com as estimativas para as áreas de caatinga densa, caatinga aberta e pastagem. Com as bandas de estimativas foi realizado a redução temporal que consiste na obtenção da média dos valores estimados em cada *pixel* usando todas as imagens empilhadas (ver esquema redução temporal na figura 6). Em seguida foram criadas imagens binárias com imagens classificada pelo Mapbiomas para o ano de referência pesquisado. Nas imagens binárias, *pixels* com valores 1 indicam que há correspondência com a classe mapeada e *pixels* com valores negativos indicam a não presença da classe mapeada. Quando a imagem binária é multiplicada por uma imagem contendo valores de estimativa de biomassa, o resultado é uma imagem contendo valores

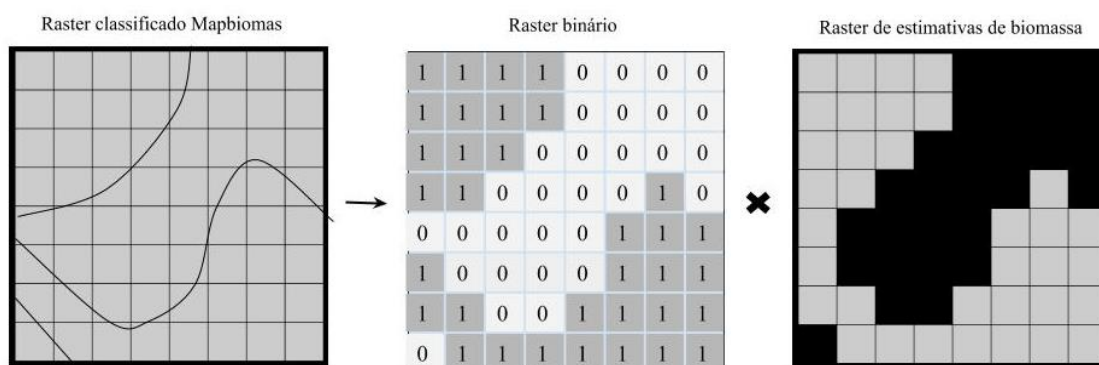
apenas nas áreas de interesse (ver figura 7). Dessa forma, foram criadas três imagens (estimando biomassa em caatinga densa, caatinga aberta, e pastagem) contendo valores médios de estimativas da biomassa, representando o período analisado (ano 2017).

Figura 6 - Desenho esquemático da redução temporal (*ee.Reducer*) para obtenção do valor médio aplicada na coleção de imagens (*Image Collection*)



Fonte: (“Google Developers”, 2019)

Figura 7 - Ilustração da imagem raster binária e multiplicação pela imagem contendo estimativas de biomassa



Fonte: O autor

Com três imagens contendo estimativas de biomassa foi possível extrair informações (*outputs*) no formato de tabelas (disponível para *download*), gráficos e histogramas das áreas classificadas pelo Mapbiomas e nos municípios da região semiárida pernambucana.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ESTUDO 1 - RELAÇÕES ENTRE ESTIMATIVAS DE BIOMASSA VEGETAL EM CAMPO E IMAGENS ORBITAIS NA REGIÃO SEMIÁRIDA DE PERNAMBUCO

4.1.1 Variáveis dependentes e independentes dos modelos

No inventário de campo, nem todas as parcelas continham todos os grupos pesquisados. A presença de outras formas de vida ocorreu em 25% das parcelas de caatinga densa e caatinga aberta. Esse grupo da biomassa tem baixa densidade por natureza e é comum sua ausência nos inventários de vegetação (SILVA, 1998). De forma semelhante, a biomassa de indivíduos regenerantes foi sub-representada, não aparecendo em todas as parcelas. O baixo número de observação nesses dois grupos, logo, baixo grau de liberdade e alta variação, impossibilitou a criação de modelos preditores.

Biomassas arbóreas foram encontradas apenas nas parcelas de caatinga densa e aberta, já as herbáceas, estavam na maior parte das parcelas, dispostas de forma isolada nas 9 unidades amostrais de pastagem ou coexistindo entre outros grupos nas parcelas de caatinga densa e caatinga aberta, ambas com 26 amostras. Desse modo, pode-se dizer que o grupo mais frequente nas parcelas foram as herbáceas, totalizando 61 unidades (9 de herbáceas + 26 de caatinga densa + 26 de caatinga aberta), seguido de caatinga densa e caatinga aberta com 26 parcelas.

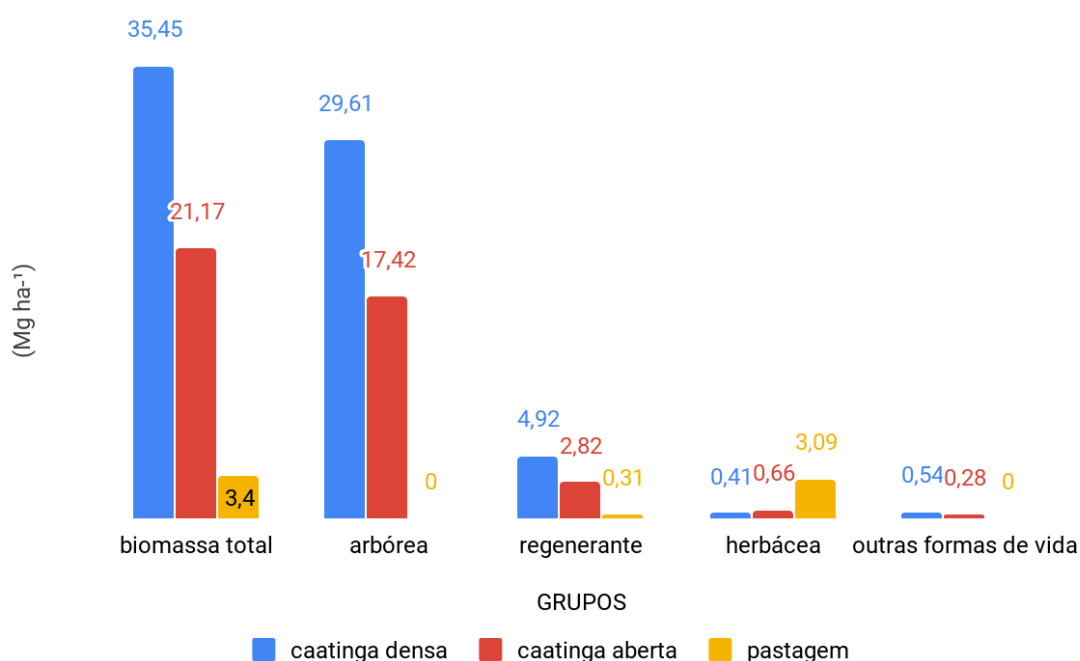
Quantitativamente, as caatingas densa tiveram em média duas vezes mais biomassa de outras formas de vida que nas parcelas de caatinga aberta, possivelmente pelo uso seletivo recorrente das cactáceas como suprimento alimentar para pecuária retirado das áreas abertas na época seca, ver figura 8 (CAVALCANTI; RESENDE, 2006; NETO; FILHO; ARAÚJO, 2015; PAUPITZ, 2010).

Na biomassa de pastagem, as áreas de caatinga aberta tiveram quase cinco vezes menos biomassa do que as áreas de pastagens. Nas áreas de caatinga densa, essa redução pode chegar a até quase oito vezes. Essa redução é esperada, uma vez que a competição por recursos nas áreas florestadas é acentuada (SAMPAIO, 1996).

Houve redução de 42%, em média, da biomassa de árvores e regenerantes nas áreas de caatinga aberta se comparadas as caatingas densas, que pode estar relacionado a capacidade de suporte de cada ambiente.

A biomassa total em caatinga aberta foi cerca de $\frac{3}{5}$ da biomassa de caatinga densa e essa relação pode ser indício dos repetidos desmatamentos, para usos diversos (lenha, agricultura e pecuária) (SAMPAIO, 2010), ocorridos nas áreas mais abertas, diferente das áreas mais conservadas com caatinga densa, nas unidades de conservação e reservas legais, ou também indicativos de regeneração desses ambientes.

Figura 8 - Biomassa média nas parcelas em caatinga densa, caatinga aberta e pastagem nos grupos das árvores, regenerantes, herbáceas, outras formas de vida e biomassa total das estimativas de campo na região semiárida de Pernambuco



Fonte: O autor

A biomassa da vegetação reflete a deciduidade da folhagem por forçantes climáticas. Essa afirmação é reforçada quando é observada a flutuação dos valores dos dados espectrais ao longo do ano que apresenta um comportamento senoidal, com elevação logo após eventos das chuvas (BARBOSA; KUMAR; JUNIOR, 2011; RIBEIRO et al., 2016) e decréscimo no período de estiagem (BECERRA; CARVALHO; OMETTO, 2015). Portanto, o momento após as chuvas é apontado como o melhor período para a coleta dos dados, sejam de campo ou satélite. Nas estimativas alométricas de biomassa de árvores, a tomada dos dados de campo pode ser ao longo do ano, pois o incremento anual é baixo comparado a biomassa já existente (PAREYN et al., 2015).

4.1.2 Modelos de estimativas de biomassa

Alguns dos modelos de regressão linear obtidos foram capazes de estimar adequadamente a biomassa na região de estudo. Eles são detalhados abaixo e divididos em dois métodos, 1 e 2, como esclarecidos.

Os modelos criados pelo método 1 tiveram baixos coeficientes de determinação na maior parte dos grupos (tabela 4). A exceção foram modelos que estimaram a biomassa herbácea, que sobressaíram com os maiores valores de R^2 ajustado.

As estimativas de herbáceas tiveram os valores de R^2 elevados à medida que foram retirados outros grupos de biomassa (arbórea, regeneração e outras formas de vida), nas áreas de caatinga densa, caatinga aberta e pastagem. O modelo de estimativa de biomassa de herbácea nas áreas de pastagem foi estatisticamente significativo ($R^2 = 0,97$; $p = 0,0026$), com o melhor ajuste, possivelmente por não existirem interferências espectrais de outros grupos ou alvos associados a essa biomassa.

Tabela 4 - Modelos estimados pelo método 1 (extração direta do valor dos píxels)

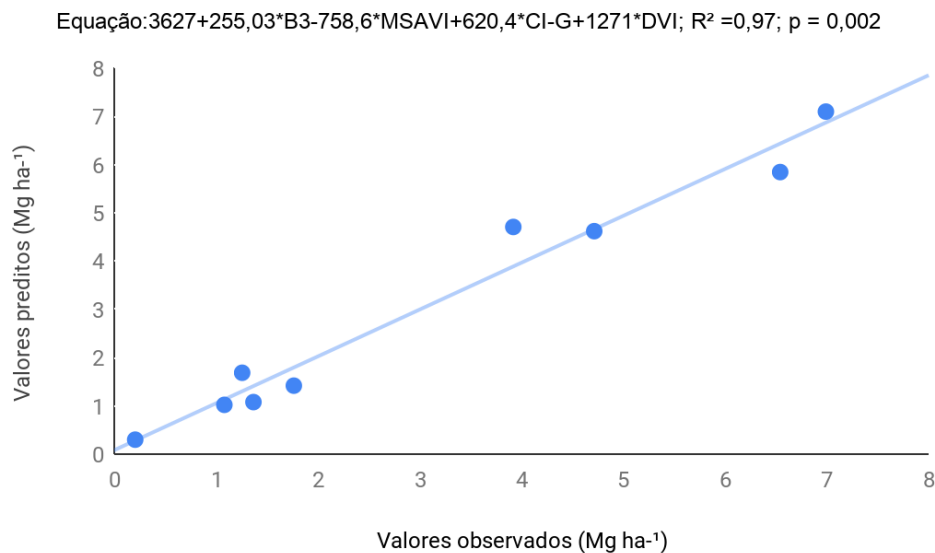
Y	USO	GL	R ²	R ² aj	REQM	F	p	Equação
BTOT	CD	22	0,29	0,16	14,26	2,17	0,1073	Y = -375,76002-1772*B5+26,62015*VARI-565,60680*RGBVI+31,73288*TVIb
	CA	22	0,16	0,05	14,01	1,42	0,2648	Y = 0,24818-215,78433*EVI-460,69394*GLI+10,31376*TVIb
	CD+CA	47	0,22	0,15	15,15	3,31	0,0181	Y = 11,98903+500,81767*OSAVI+69,37417*CVI-693,04007*gNDVI+122,71018*CI-G
	PA	4	0,97	0,94	0,62	32,36	0,0026	Y = 3627+255,03208*B3-758,60241*MSAVI+620,40411*CI-G+1271*DVI
	Todas	56	0,19	0,13	16,44	3,24	0,0185	Y = 2218-1075*B5+3097*SAVI-432,01786*MSAVI-1930*OSAVI
ARB	CD	22	0,31	0,22	10,87	3,30	0,0393	Y = -262,55780-1719*B5-455,12346*RGBVI+29,33804*TVIb
	CA	22	0,22	0,12	12,99	2,12	0,1265	Y = 7,78575-11,74582*RS-125,29775*EVI+194,81928*MTVI2
	CD+CA	47	0,24	0,18	13,01	3,73	0,0102	Y = -10,21250+676,10540*OSAVI+73,48536*CVI-788,14470*gNDVI-303,59286*DVI
	PA	-	-	-	-	-	-	-
	Todas	47	0,24	0,18	13,01	3,73	0,0102	Y = -10,21250+676,10540*OSAVI+73,48536*CVI-788,14470*gNDVI-303,59286*DVI
REG	CD	22	0,22	0,12	5,84	2,10	0,1299	Y = 0,30421+133,42483*SAVI-84,85850*gNDVI-154,80675*GLI
	CA	22	0,43	0,32	3,30	3,89	0,0163	Y = 253,92293+538,63465*SAVI-324,59227*TVIa+11,85819*VARI-547,84028*DVI
	CD+CA	47	0,16	0,09	5,04	2,21	0,0825	Y = -22,59705-4,54145*RS+36,96482*RVI+123,59381*MTVI2-223,12684*DVI
	PA	-	-	-	-	-	-	-
	Todas	47	0,16	0,09	5,04	2,21	0,0825	Y = -22,59705-4,54145*RS+36,96482*RVI+123,59381*MTVI2-223,12684*DVI
HERB	CD	21	0,56	0,48	0,37	6,77	0,0012	Y = -240,18040+90,45267*B2+92,11768*RVI-14,40979*EVI+206,36876*TVIa
	CA	21	0,75	0,71	0,64	15,99	< 0,0001	Y = -7,27981+1,58850*RS-36,38521*RVI-8,43183*CVI-40,56936*RGBVI
	CD+CA	47	0,60	0,56	0,60	17,28	< 0,0001	Y = -1,38972+1,30103*RS+27,21451*EVI-31,98173*MTVI2+1,10717*CVI
	PA	4	0,97	0,94	0,62	32,36	0,0026	Y = 3627+255,03208*B3-758,60241*MSAVI+620,40411*CI-G+1271*DVI
	Todas	56	0,40	0,36	1,23	9,50	< 0,0001	Y = -185,49340-48,30507*SAVI+39,76213*MSAVI+3,24884*CVI+47,19137*GLI
OFV	CD	23	0,14	0,07	1,65	1,93	0,1687	Y = -132,21915+28,32926*MSAVI-14,00584*OSAVI
	CA	23	0,09	0,01	0,94	1,18	0,3247	Y = 2,01981-15,15065*B4-1,12527*VARI
	CD+CA	50	0,03	0,02	1,36	1,79	0,1873	Y = -0,18057+0,03817*TVIb
	PA	-	-	-	-	-	-	-
	Todas	59	0,03	0,01	1,27	1,85	0,1792	Y = -0,25878+2,66114*DVI

Y - (Variáveis dependentes: BTOT -Biomassa Total; ARB - Biomassa Arbórea; REG - Biomassa de Regeneração; HERB - Biomassa de Herbácea; OFV - Biomassa de Outras Formas de Vida). USO - (CD - Caatinga Densa; CA - Caatinga Aberta; PA - Pastagem; Todas - Todas unidades amostrais). GL - Grau de liberdade. R² - Coeficiente de determinação. R²aj - Coeficiente de determinação ajustado. REQM - Razão de erro quadrado médio. F - Valor de F. p - Valor de "p". AIC - Critério de informação de Akaike. X - Variáveis independentes. Equação - Equação resultante

Segundo Qi et al. (1995), as características do dossel ou na vegetação esparsa aumentam as incertezas sobre as propriedades da reflectância bidirecional dos alvos, além de interferirem na interpretação dos resultados nos modelos. Shimabukuro e Ponzoni (2017) argumentaram que esse problema pode ter solução com análise de mistura espectral, porém, para o desenvolvimento da metodologia, há necessidade de amostras puras dos diferentes grupos de biomassa, o que é inviável no presente estudo. Como grande parte dos ruídos espectrais são detectáveis através de análise gráfica, uma amostragem mais detalhada dos dados extraídos na cena parece ser a melhor solução técnica viável.

As inferências tiradas nas áreas cobertas apenas por herbáceas devem ser analisadas com atenção, pois trata-se de um modelo criado com poucos dados amostrais (9 parcelas). No entanto, há indícios de que a técnica aplicada no método 1 pode ser útil na estimativa de biomassa de herbáceas quando estas não estão misturadas a outros tipos de vegetação (ver figura 9).

Figura 9 - Valores observados x valores preditos pelo modelo de estimativa de biomassa das herbáceas em área de pastagem usando método 1 (extração direta do valor dos pixels)

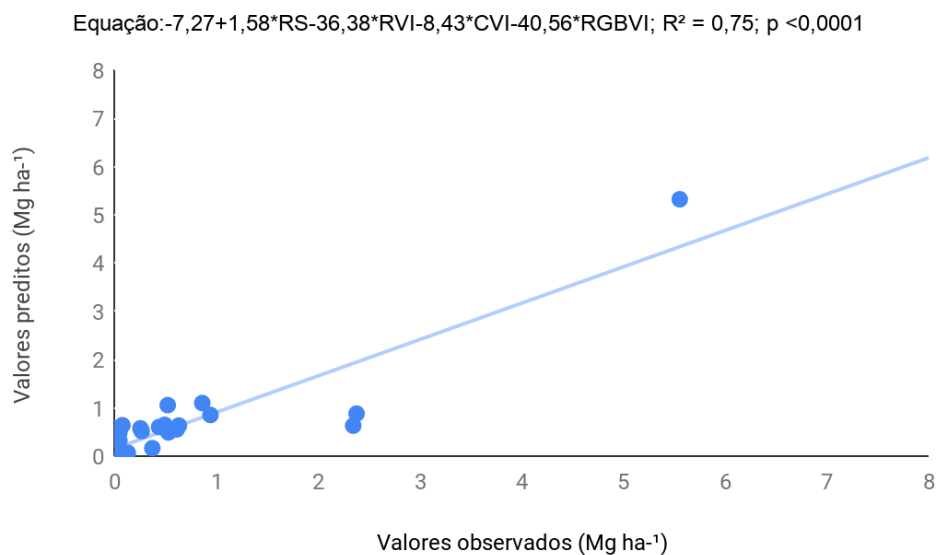


Variáveis da equação: B3 – banda 3; MSAVI – *modified soil adjusted vegetation index*; CI-G – *chlorophyll index -green*; DVI – *difference vegetation index*. R^2 - coeficiente de determinação do modelo. p – valor de p .

Fonte: O autor

A biomassa das herbáceas nas áreas de caatinga aberta, estimada pelo método 1, também apresentou resultados significativos ($R^2 = 0,75$; $p < 0,0001$) e com maior número de unidades amostrais (26 u.a). Porém, os valores concentraram-se em uma faixa baixos o que pode influenciar no uso prático do modelo (ver figura 10). Diferentemente das áreas de caatinga aberta, as parcelas de caatinga densa apresentaram melhor distribuição da biomassa (figura 11), porém com menor valor de R^2 (0,56; $p = 0,0012$).

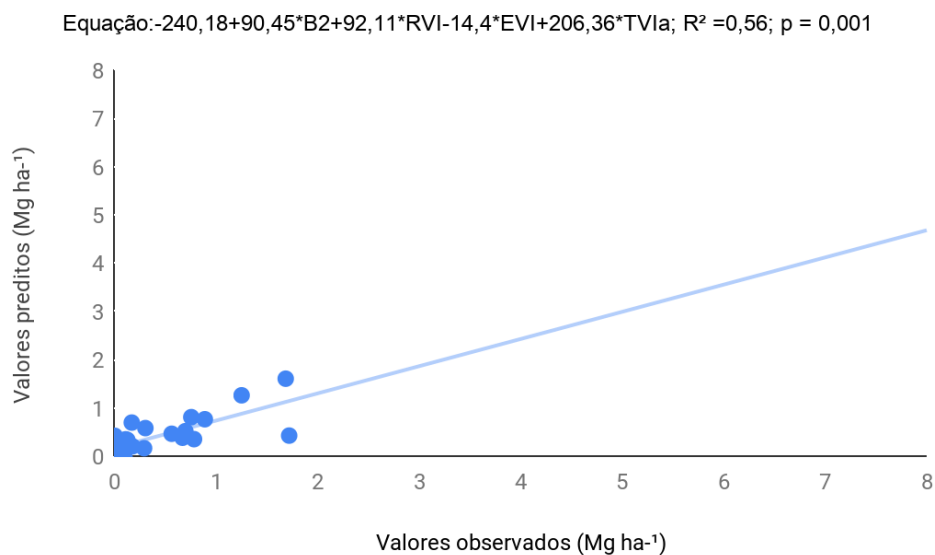
Figura 10 - Valores observados x valores preditos pelo modelo de estimativa de biomassa da herbáceas em área de caatinga aberta usando método 1 (extração direta do valor dos pixels)



Variáveis da equação: RS – simple ratio; RVI - *ratio vegetation Index*; RGBVI - *red green blue vegetation index*. R^2 - coeficiente de determinação do modelo. p – valor de p.

Fonte: O autor

Figura 11 - Valores observados x valores preditos pelo modelo de estimativa de biomassa das herbáceas em área de caatinga densa usando método 1 (extração direta do valor dos pixels)

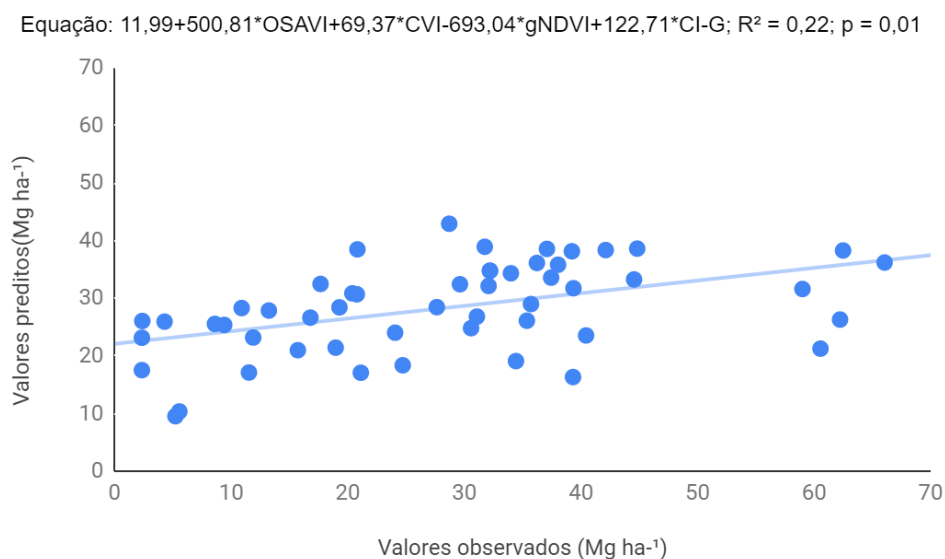


Variáveis da equação: B2 – banda 2; RVI - *ratio vegetation Index*; EVI - *enhanced vegetation index* ; TVIa - *transformed vegetation Index*. R^2 - coeficiente de determinação do modelo. p – valor de p.

Fonte: O autor

Estimativas de biomassa dos indivíduos arbóreos, no método 1, tiveram baixos coeficientes de determinação em caatinga densa, caatinga aberta e também quando juntas, (figura 13). Como esperado, não havia parcelas em pastagem contendo indivíduos arbóreos.

Figura 12 - Valores observados x valores preditos pelo modelo de estimativa de biomassa total da caatinga densa + caatinga aberta usando método 1 (extração direta do valor dos pixels)



Variáveis da equação: OSAVI - *optimized soil adjusted vegetation index*; CVI - *chlorophyll vegetation index*; gNDVI - *green normalized difference vegetation index*; CI-G - *chlorophyll index - green*. R^2 - coeficiente de determinação do modelo. p – valor de p .

Fonte: O autor

Biomassa estimada nas outras formas de vida e regeneração, no método 1, tiveram modelos não significativos, com baixos valores de R^2 ou com distribuições não homogêneas dos dados em todos os usos da terra, provavelmente por subamostragem dessas duas classes. Portanto, para criação dos modelos preditivos convém aumentar o número de amostras nessas duas classes.

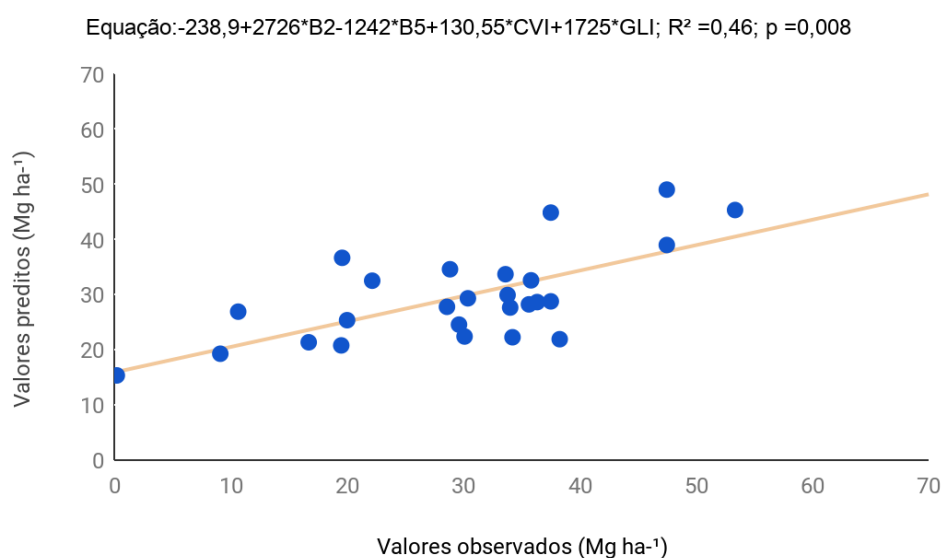
Considerando o baixo desempenho de três dos quatro grupos de biomassa analisados, os modelos que estimaram a biomassa total foram pouco elucidativos, com baixos coeficientes de determinação.

As variáveis independentes do método 1 foram extraídos dos valores espectrais do dia da coleta de campo. Esse dado é vulnerável às interferências radiométricas porque é derivado de apenas um único pixel posicionado na coordenada da parcela medida em campo. Desta forma, efeitos externos (iluminação, nebulosidade e sensor) e internos (tipo de dossel, substrato e solos) aos alvos interferem no valor de reflectância no pixel e são difíceis de

controlar (JENSEN, 2009). Para minimizar esses ruídos, é prudente aumentar a quantidade desses dados, seja extraindo valores em outras cenas, com uma análise temporal, ou com valores na mesma cena, adjacentes a parcela, conforme metodologia aplicada por Nascimento (2015), aumentando a confiabilidade dessa informação.

No método 2, ocorreu um aumento considerável nos coeficientes de determinação ajustados (tabela 5) quando comparados aos do método 1. As estimativas de biomassa das árvores geraram equações significativas em caatinga densa e caatinga aberta, com R^2 de 0,46 e 0,55, respectivamente (figura 13 e 14). Os valores preditos pelos modelos foram de 15 a 47 $Mg\ ha^{-1}$ para caatinga densa e 0 a 55 $Mg\ ha^{-1}$ para caatinga aberta, condizentes com valores retratados nas revisões sobre as áreas florestadas na Caatinga (SAMPAIO, 1996; SILVA, 1998).

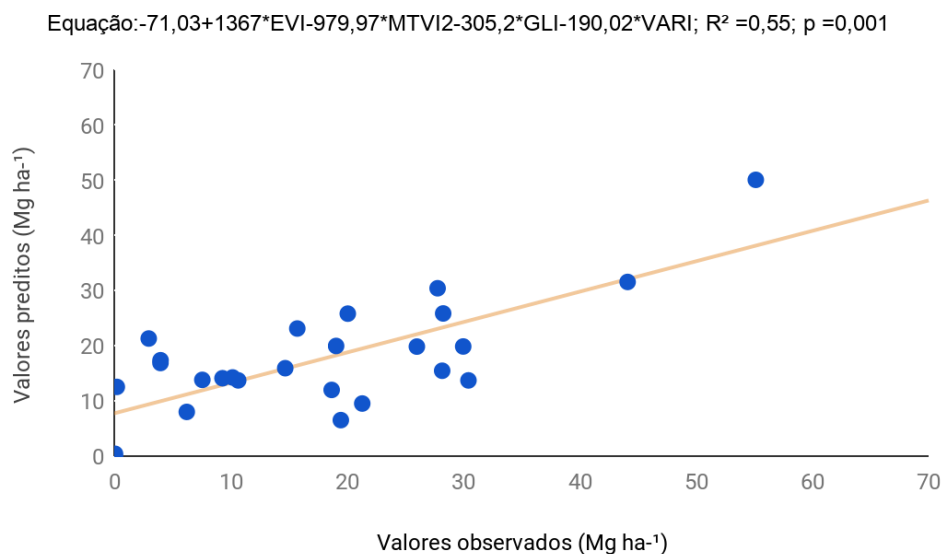
Figura 13 - Valores observados x valores preditos pelo modelo de estimativa biomassa de árvores em área de caatinga densa usando método 2 (extração não automatizada)



Variáveis da equação: B2 – banda 2; B5 – banda 5; CVI - *chlorophyll vegetation index*; GLI - *green leaf index*. R^2 - coeficiente de determinação do modelo. p – valor de p.

Fonte: O autor

Figura 14 - Valores observados x valores preditos pelo modelo de estimativa biomassa de árvores em área de caatinga aberta usando método 2 (extração não automatizada)



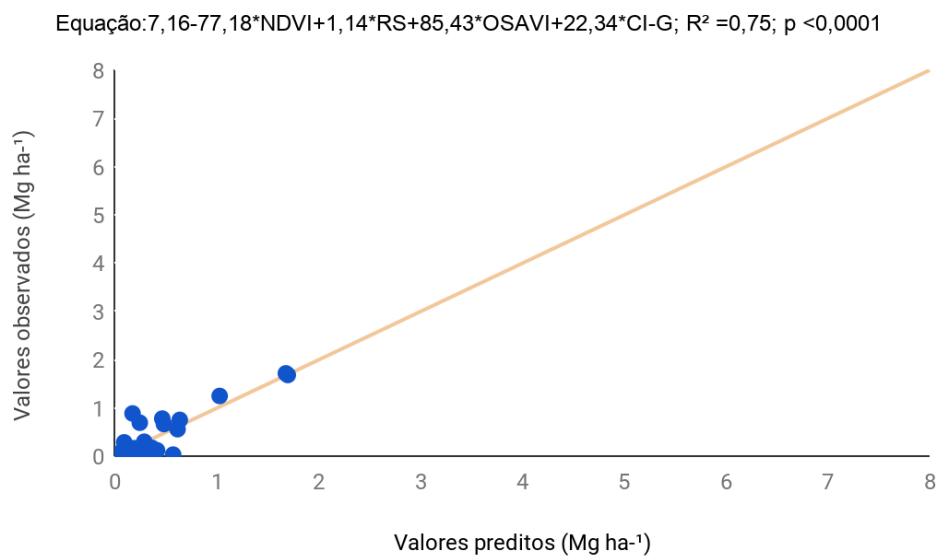
Variáveis da equação: EVI – *enhanced vegetation index*; MTVI2 – *second modified triangular vegetation index*; GLI – *green leaf index*; VARI – *visible atmospherically resistant index*. R^2 – coeficiente de determinação do modelo. p – valor de p .

Fonte: O autor

Os grupos de estimativas de outras formas de vida e regenerantes podem ser avaliados de forma semelhante aos modelos do método 1, inconclusivos a princípio, devido ao baixo número de amostras ou baixo poder de predição das equações.

As pastagens/ herbáceas tiveram os melhores modelos. Todos foram significativos e com coeficientes de determinação $> 0,50$. O menor valor foi com todas as amostras ($R^2 = 0,51$) devido ao aumento da variabilidade. Os valores observados variaram de 0 a 1,7 Mg ha^{-1} em caatinga densa; 0 a 5,5 Mg ha^{-1} em caatinga aberta; e 0,19 a 6,9 Mg ha^{-1} nas áreas de produção de pastagem (ver figura 15, 16, 18 e 18).

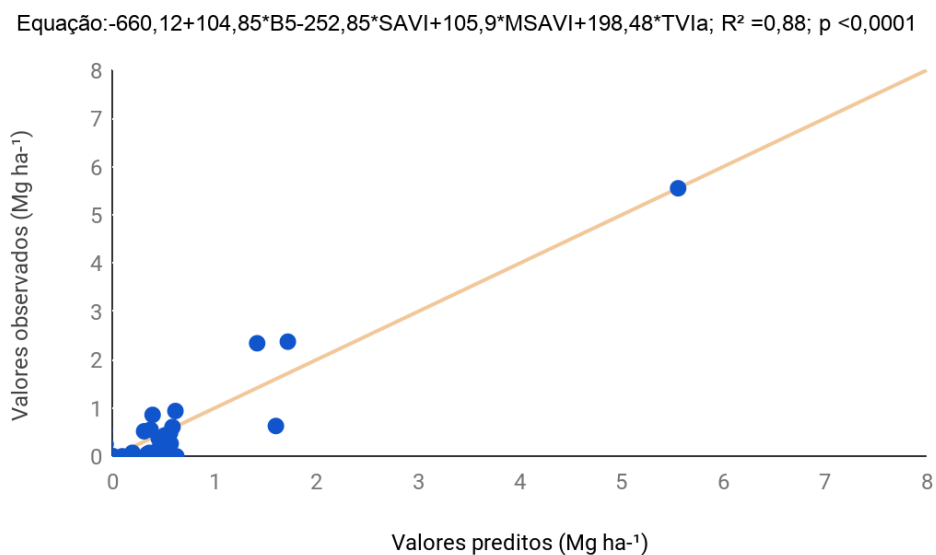
Figura 15 - Valores observados x valores preditos pelo modelo de estimativa biomassa de herbácea em área de caatinga densa usando método 2 (extração não automatizada)



Variáveis da equação: NDVI – *normalized difference vegetation index*; RS – *simple ratio*; OSAVI – *optimized soil adjusted vegetation index*; CI-G – *Chlorophyll index – green*. R^2 – coeficiente de determinação do modelo. p – valor de p .

Fonte: O autor

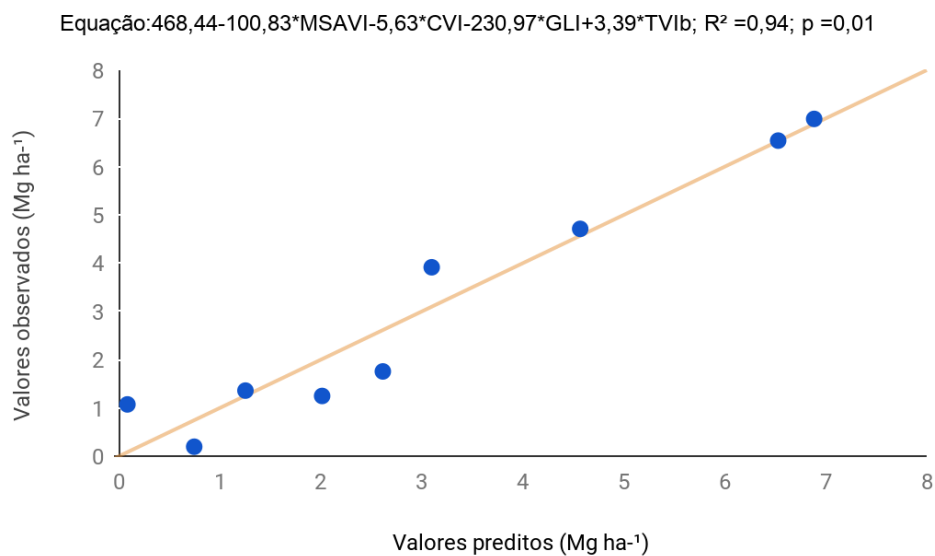
Figura 16 - Valores observados x valores preditos pelo modelo de estimativa biomassa de herbácea em área de caatinga aberta usando método 2 (extração não automatizada)



Variáveis da equação: B5 – banda 5; SAVI - *Soil-adjusted Vegetation Index* ; MSAVI - *Modified Soil Adjusted Vegetation Index*; TVIa - *Transformed Vegetation Index*. R^2 - coeficiente de determinação do modelo. p – valor de p .

Fonte: O autor

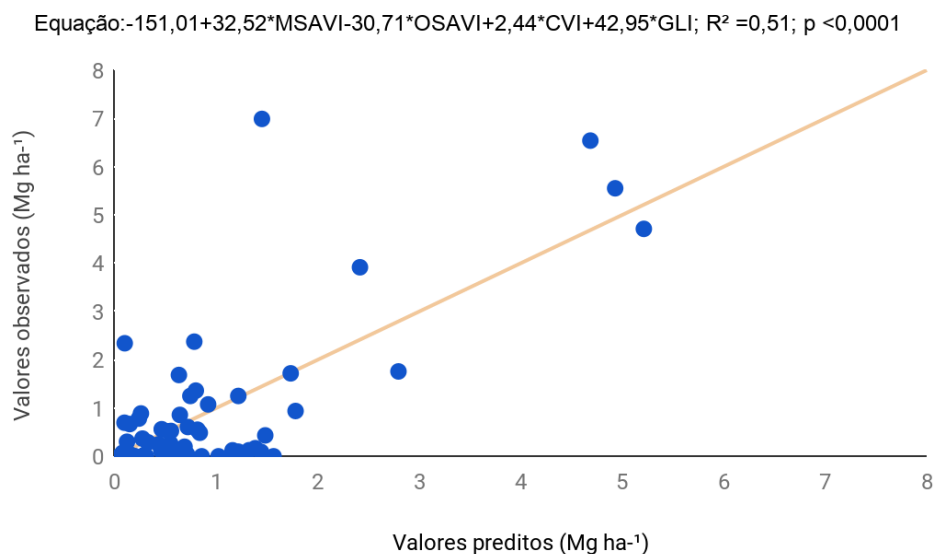
Figura 17 - Valores observados x valores preditos pelo modelo de estimativa biomassa de herbácea em área de pastagem usando método 2 (extração não automatizada)



Variáveis da equação: MSAVI - *Modified Soil Adjusted Vegetation Index*; CVI - *Chlorophyll vegetation index*; GLI - *Green leaf index*; TVIb - *Triangular vegetation index*. R^2 - coeficiente de determinação do modelo. p – valor de p .

Fonte: O autor

Figura 18 - Valores observados x valores preditos pelo modelo de estimativa biomassa de herbáceas em todas parcelas usando método 2 (extração não automatizada)



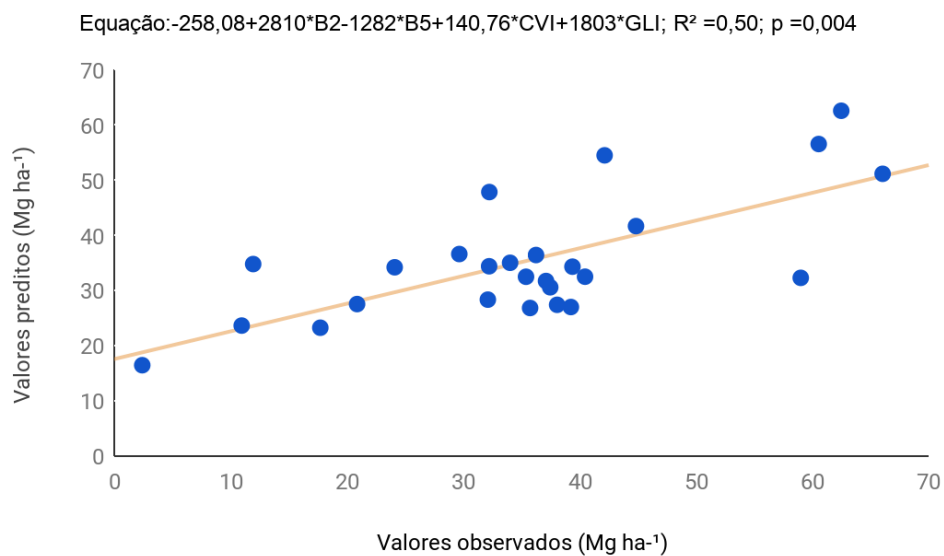
Variáveis da equação: MSAVI - *Modified Soil Adjusted Vegetation Index*; OSAVI - *Optimized soil adjusted vegetation index*; CVI - *Chlorophyll vegetation index*; GLI - *Green leaf index*. R^2 - coeficiente de determinação do modelo. p – valor de p .

Fonte: O autor

A maior aderência dos dados aos modelos de pastagens/ herbácea pode estar relacionada ao poder de detecção dos índices de vegetação para esse grupo de biomassa no período chuvoso em que o solo, fator de maior interferência dos valores de reflectância nas áreas de pastagem (ASNER et al., 2000), é coberto pela vegetação.

As estimativas de biomassa total tiveram modelos com coeficientes de determinação moderados para caatinga densa (0,50) e caatinga aberta (0,56), não são altos, mas são altamente significativos (figura 19 e 20). Não foi possível criar estimativas para as áreas de pastagem porque não havia outras formas vegetais nesses locais. O valor do coeficiente de determinação foi reduzido pela metade ($R^2 = 0,25$) quando foram consideradas as parcelas de caatinga densa e caatinga aberta juntas (ver figura 21).

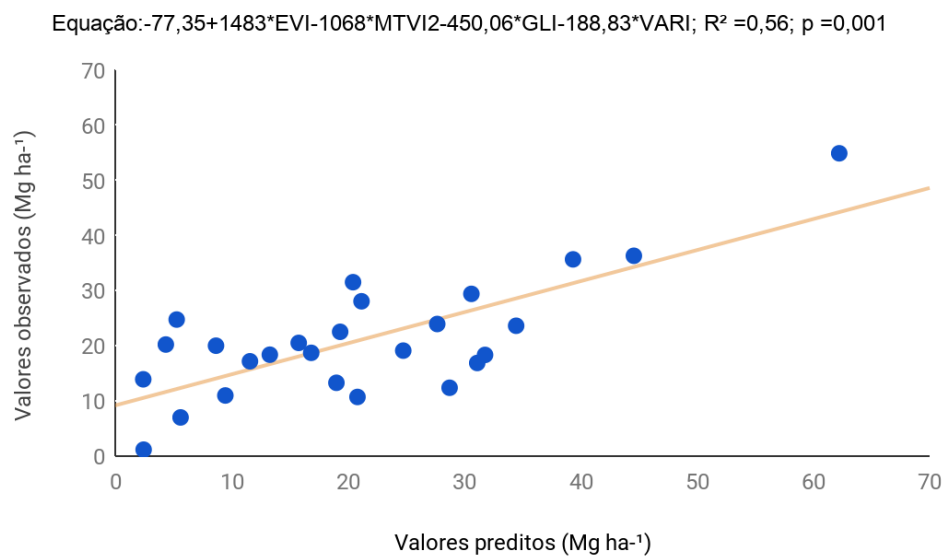
Figura 19 - Valores observados x valores preditos pelo modelo de estimativa biomassa total em área de caatinga densa usando método 2 (extração não automatizada)



Variáveis da equação: B2 – banda 2; B5 – banda 5; CVI - *Chlorophyll vegetation index*; GLI - *Green leaf index*. R^2 - coeficiente de determinação do modelo. p – valor de p .

Fonte: O autor

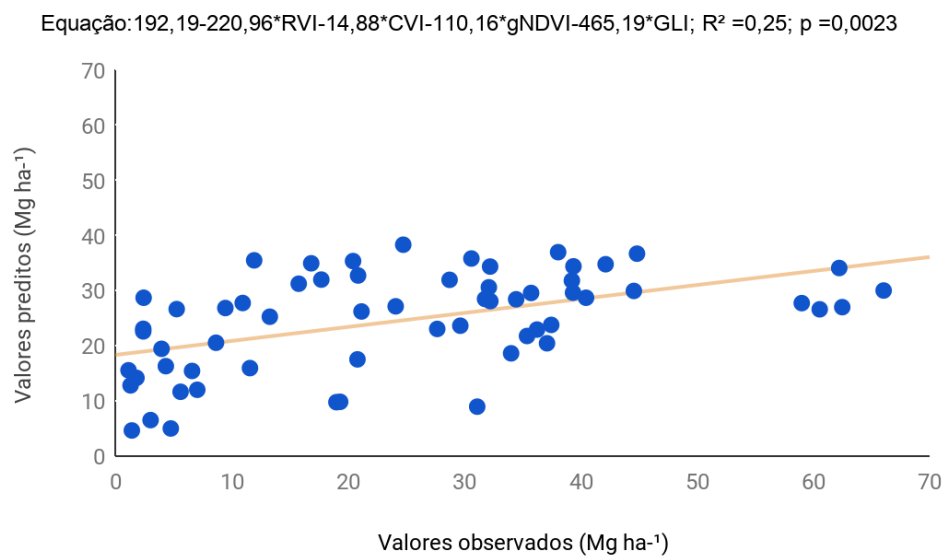
Figura 20 - Valores observados x valores preditos pelo modelo de estimativa biomassa total em área de caatinga aberta usando método 2 (extração não automatizada)



Variáveis da equação: EVI - *Enhanced vegetation index*; MTVI2 - *Second modified triangular vegetation index*; GLI - *Green leaf index*; VARI - *Visible atmospherically resistant index*. R^2 - coeficiente de determinação do modelo. p – valor de p .

Fonte: O autor

Figura 21 - Valores observados x valores preditos pelo modelo de estimativa biomassa total em todas parcelas usando método 2 (extração não automatizada)



Variáveis da equação: RVI - *Ratio Vegetation Index*; CVI - *Chlorophyll vegetation index*; gNDVI - *Green normalized difference vegetation index*; GLI - *Green leaf index*. R^2 - coeficiente de determinação do modelo.
p – valor de p.

Fonte: O autor

Tabela 5 – Modelos estimados pelo método 2 (extração não automatizada)

Y	USO	GL	R ²	R ² aj	REQM	F	p	Equação
BTOT	CD	21	0,50	0,41	11,96	5,29	0,0042	$Y = -258,08495 + 2810 \cdot B2 - 1282 \cdot B5 + 140,76184 \cdot CVI + 1803 \cdot GLI$
	CA	21	0,56	0,48	10,36	6,75	0,0012	$Y = -77,35130 + 1483,10846 \cdot EVI - 1067,51646 \cdot MTVI2 - 450,06992 \cdot GLI - 188,83059 \cdot VARI$
	CD+CA	47	0,24	0,17	14,98	3,66	0,0112	$Y = -414,47219 + 2148 \cdot B3 - 1086 \cdot B5 + 839,81933 \cdot OSAVI - 221,42215 \cdot RGBVI$
	PA	4	0,94	0,87	0,91	14,42	0,0121	$Y = 468,44405 - 100,83814 \cdot MSAVI - 5,63090 \cdot CVI - 230,97198 \cdot GLI + 3,39925 \cdot TVIb$
	Todas	56	0,25	0,20	15,76	4,75	0,0023	$Y = 192,19424 - 220,96552 \cdot RVI - 14,88904 \cdot CVI - 110,16790 \cdot gNDVI - 465,19613 \cdot GLI$
ARB	CD	21	0,46	0,36	9,84	4,49	0,0089	$Y = -238,90113 + 2726 \cdot B2 - 1242 \cdot B5 + 130,55976 \cdot CVI + 1725 \cdot GLI$
	CA	21	0,55	0,47	10,12	6,43	0,0015	$Y = -71,03174 + 1367 \cdot EVI - 979,97700 \cdot MTVI2 - 305,20279 \cdot GLI - 190,02683 \cdot VARI$
	CD+CA	47	0,23	0,17	13,07	3,60	0,0122	$Y = -437,89770 + 2523 \cdot B3 + 803,35394 \cdot OSAVI + 943,57858 \cdot CI - G - 204,57519 \cdot RGBVI$
	PA	-	-	-	-	-	-	-
	Todas	47	0,23	0,17	13,07	3,60	0,0122	$Y = -437,89770 + 2523 \cdot B3 + 803,35394 \cdot OSAVI + 943,57858 \cdot CI - G - 204,57519 \cdot RGBVI$
REG	CD	22	0,35	0,26	1,69	3,94	0,0216	$Y = -9,23961 - 33,80683 \cdot MTVI2 + 13,60502 \cdot CVI + 176,48731 \cdot GLI$
	CA	21	0,31	0,18	3,61	2,38	0,0844	$Y = 37,42234 - 367,40088 \cdot EVI + 370,16054 \cdot MTVI2 - 26,72426 \cdot CVI - 137,08745 \cdot GLI$
	CD+CA	48	0,15	0,10	5,01	2,89	0,0451	$Y = 14,45728 - 112,36901 \cdot B2 - 6,43704 \cdot VARI + 19,53271 \cdot DVI$
	PA	-	-	-	-	-	-	-
	Todas	48	0,15	0,10	5,01	2,89	0,0451	$Y = 14,45728 - 112,36901 \cdot B2 - 6,43704 \cdot VARI + 19,53271 \cdot DVI$
HERB	CD	21	0,75	0,70	0,28	15,49	< 0,0001	$Y = 7,16290 - 77,18464 \cdot NDVI + 1,14066 \cdot RS + 85,43177 \cdot OSAVI + 22,34434 \cdot CI - G$
	CA	21	0,88	0,86	0,44	38,57	< 0,0001	$Y = -660,12941 + 104,85295 \cdot B5 - 252,85222 \cdot SAVI + 105,90421 \cdot MSAVI + 198,48074 \cdot TVIa$
	CD+CA	47	0,73	0,71	0,49	32,54	< 0,0001	$Y = -442,44410 + 57,90744 \cdot B5 - 143,68850 \cdot SAVI + 77,43406 \cdot MSAVI + 96,58723 \cdot TVIa$
	PA	4	0,94	0,87	0,91	14,42	0,0121	$Y = 468,44405 - 100,83814 \cdot MSAVI - 5,63090 \cdot CVI - 230,97198 \cdot GLI + 3,39925 \cdot TVIb$
	Todas	56	0,52	0,48	1,11	15,07	< 0,0001	$Y = -151,01439 + 32,52680 \cdot MSAVI - 30,71796 \cdot OSAVI + 2,44478 \cdot CVI + 42,95653 \cdot GLI$
OFV	CD	22	0,18	0,07	1,65	1,60	0,2190	$Y = -475,99186 + 87,51289 \cdot B3 + 99,17924 \cdot MSAVI - 31,43492 \cdot EVI$
	CA	21	0,54	0,45	0,70	6,10	0,0020	$Y = -188,05222 + 38,99008 \cdot MSAVI + 97,84401 \cdot EVI - 81,37341 \cdot MTVI2 - 17,66737 \cdot VARI$
	CD+CA	48	0,11	0,06	1,34	2,02	0,1240	$Y = 93,91078 - 19,68773 \cdot MSAVI - 18,45896 \cdot EVI + 0,96133 \cdot TVIb$
	PA	-	-	-	-	-	-	-
	Todas	48	0,11	0,06	1,34	2,02	0,1240	$Y = 93,91078 - 19,68773 \cdot MSAVI - 18,45896 \cdot EVI + 0,96133 \cdot TVIb$

Y - (Variáveis dependentes: BTOT -Biomassa Total; ARB - Biomassa Arbórea; REG - Biomassa de Regeneração; HERB - Biomassa de Herbácea; OFV - Biomassa de Outras Formas de Vida). USO - (CD - Caatinga Densa; CA - Caatinga Aberta; PA - Pastagem; Todas - Todas unidades amostrais). GL - Grau de liberdade. R² - Coeficiente de determinação. R²aj - Coeficiente de determinação ajustado. REQM - Razão de erro quadrado médio. F - Valor de F. p - Valor de "p". AIC - Critério de informação de Akaike. X - Variáveis independentes. Equação - Equação resultante

Independente do método de estimativa da biomassa, algumas considerações podem ser feitas. Os modelos de estimativa de herbáceas e biomassa total em áreas de caatinga densa e caatinga aberta foram melhor ajustados por conta da menor interferência dos alvos presentes no ambiente. De acordo com Asner (1998), nas árvores os valores de reflectância no visível são mais baixos que nas pastagens. No infravermelho próximo, os valores são maiores nas árvores e menores nas pastagens. Quando existe uma mistura desses alvos há um confundimento na interpretação desses valores, semelhante ao que ocorre nos grupos de arbóreas e regenerantes. Asrar et al, (1992) encontraram fortes interferências do solo e de *background* que afetam os resultados, como na maior parte dos modelos testados no presente estudo, especialmente nos modelos que usaram todas as parcelas. Em um estudo mais detalhado, Asner et al, (2000) observaram que a influência do solo contribuiu com 40 a 90% da variação na região de ondas curtas do espectro. Nas regiões de transição (arbustos x pastagem) ou unicamente arbustiva, a maior contribuição da reflectância é da vegetação arbustiva, seguida pelo solo. Isso ocasiona diminuição acentuada dos valores de reflectância na região do infravermelho próximo e aumento drástico motivado pelo solo. Os autores complementaram que para a distinção da vegetação dos arbustos nessas zonas de transição é importante o uso das bandas do infravermelho de ondas curtas porque a folhagem verde dos arbustos é extremamente escura nessa região do espectro em comparação com a pastagem e com o solo. Esses argumentos podem responder a menor aderência dos dados aos modelos nas áreas de vegetação de caatinga densa, caatinga aberta e biomassa total e melhores resultados nas áreas de pastagem.

Diante da dificuldade na separação das diferentes respostas espectrais, a análise separada dos valores de biomassa em campo e posterior correlação dessas com os dados dos sensores orbitais é uma alternativa coerente para o entendimento de sua disposição em ambientes naturais. Entretanto, existem poucos estudos neste formato (MOHD ZAKI; LATIF, 2016), talvez pela excessiva mão-de-obra requerida na estimativa dos grupos. Comumente, os trabalhos realizados com equações empíricas da biomassa consideram as relações da biomassa total (quantificada em campo) com os dados de sensores remoto, resultando em baixos coeficientes de determinação e/ou não significância estatística, amostras pouco representativas ou superestimação dos valores preditos, quando modelados (LIMA JUNIOR et al., 2014; LIRA et al., 2011; NASCIMENTO, 2015). A maior justificativa para a análise separada da biomassa com dados de sensores remoto é a diferente natureza da reflectância dos alvos (ASNER, 1998; GLENN et al., 2008).

4.2 ESTUDO 2 - DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO METODOLÓGICA PARA ESTIMATIVA DE BIOMASSA VEGETAL USANDO SENSORIAMENTO REMOTO E PROCESSAMENTO DE ALTO DESEMPENHO APLICADO PARA A REGIÃO SEMIÁRIDA PERNAMBUCANA

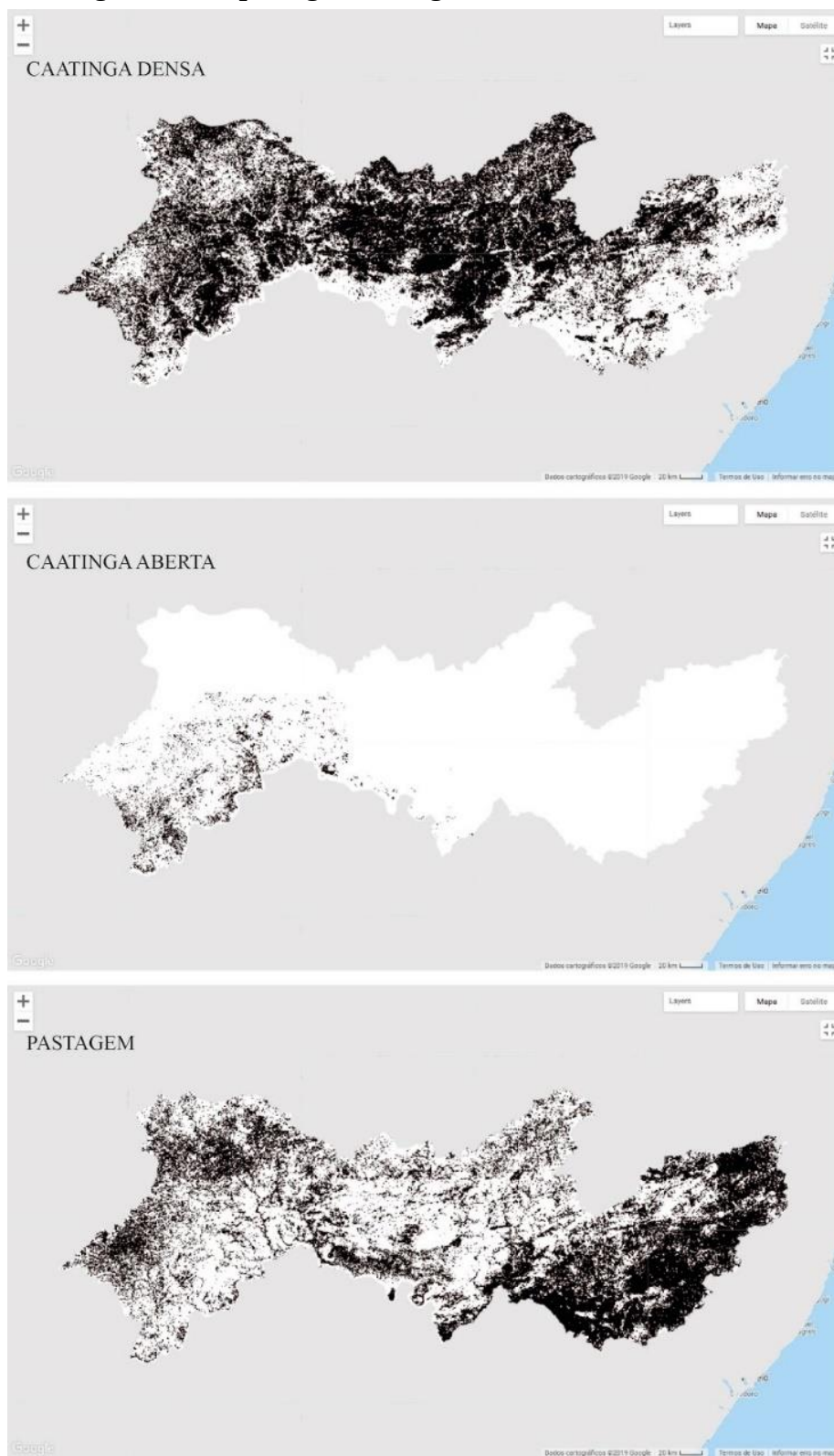
4.2.1 Extensão analisada

A classe associada às áreas de caatinga densa (formação savânica) distribuiu-se por quase metade (47,1%) da região semiárida pernambucana. Na porção inferior da mesorregião do Sertão do São Francisco, havia menos espaços cobertos por caatinga densa, devido a extensão destinada a agricultura irrigada. As áreas de vegetação densa também eram mais escassas na porção Leste do Agreste onde o agricultura e áreas urbanas são frequentes. De forma geral, há o predomínio de pastagens plantadas/ e ou agricultura nas áreas mais úmidas em detrimento das áreas de vegetação nativa (SAMPAIO, 2010).

As áreas de formação campestre, associada à classe de caatinga aberta, não estiveram presentes em grande parte dos municípios e representaram apenas 3,5% do território analisado. Entretanto, essa classe estava presente em apenas uma cena da série *Landsat* (*path*: 217; *row*: 66) o que aponta um erro sistêmico. O relatório técnico apresentado pelo projeto Mapbiomas não trata desses detalhamentos pontuais ou regionais (COSTA et al., 2018; MAPBIOMAS, 2017), e portanto, não é possível ter explicações mais aprofundadas a partir dele. Sabe-se, que essa região não é considerada uma área de transição ecológica (ecótono) (WWF, 2018), desta forma, a vegetação em campo parece não ser a resposta para o problema. A falha pode estar associada ao algoritmo de mapeamento (*random forest*) que não conseguiu detectar essa formação em outras cenas.

A área de pastagem representou cerca de 44% da região semiárida de Pernambuco e é composta pelas classes: pastagem - ocupando grande parte dos municípios do Agreste; e mosaico de agricultura e pastagem - menos frequentes que a anterior e mais fragmentadas. A exceção são os locais com maior aporte hídrico, seja por irrigação (Belém de São Francisco, Itacuruba e Floresta) ou favorecidos pelo microclima em locais mais altos como em Taquaritinga do Norte (ver figura 22). Sabe-se que o relevo têm influência na disposição da cobertura da vegetação dos pastos e que interações complexas do relevo com agentes físicos ambientais, climáticos e antrópicos dificultam a visualização de causa-efeito, assim como determinações regionais (LIMA; SALCEDO; FRAGA, 2008; SILVA et al., 2018).

Figura 22 - Distribuição espacial da presença da classe mapeada: caatinga densa, caatinga aberta e pastagem na região semiárida de Pernambuco



Fonte: O autor

4.2.2 Classificação utilizada

As áreas de caatinga densa parecem ter sido superestimadas pelo sistema de classificação do Mapbiomas. Essa afirmação parte da comparação com o último levantamento realizado em Pernambuco, em 2013 (ACCIOLY et al., 2017). Resguardando-se as diferentes tecnologias de mapeamento e o atraso temporal do último levantamento, as áreas de caatinga densa aumentaram cerca de 50% no levantamento do Mapbiomas (de 26.739 km² para 40.480 km²). Considerando que de 2013 a 2017 não existiu nenhuma ação de reflorestamento maciço de vegetação nativa que justifique tal crescimento, a associação de caatinga densa, adotada aqui com a classe de formação savânica do Mapbiomas, parece ter seguidos os mesmos critérios. A classe de floresta savânica é menos seletiva que as Caatingas densa, resultando na discrepância entre as áreas.

Como grande parte a região analisada não foi classificada na formação campestre, o exercício de comparação não pôde ser realizado com as áreas de caatinga aberta. No entanto, essa classe representou cerca de ¼ da região de acordo com o mapeamento da Embrapa (ACCIOLY et al., 2017).

A classe definida como formação savânica pode estar sendo entendida como reunião das áreas florestadas, contemplando assim, as áreas de caatinga densa e caatinga aberta juntas. As proporções de ambas são semelhantes nos dois mapeamentos: 57% da região de caatinga densa + Caatinga Aberta, no mapeamento da Embrapa, e 47% da região classificada como formação savânica pelo Mapbiomas. Dados sobre cobertura de florestal de Pernambuco, realizado pelo Ibama, consolidam esses valores com as mesmas aproximações (MMA; IBAMA, 2011).

As áreas de pastagens apresentadas pelo Mapbiomas cobrem cerca de 37.696 km², correspondendo a 44% da região semiárida do Estado e se distanciam de valores divulgados (11.013 km²) por Accioly et al., (2017). Dados preliminares do censo agropecuário 2017 (IBGE, 2017) indicam que as pastagens (naturais ou plantadas) em Pernambuco somam 17.623 km² e considerando apenas a porção semiárida (87%) no Estado, o valor é cerca de 2,5 vezes menor (cerca de 15.332 km²) que a apresentada pelo Mapbiomas. Nesse sentido, chama-se a importância para a metodologia da coleta dos dados, que no caso do IBGE, é mediante declaração dos proprietários, não havendo nenhuma medida.

Cabe reforçar que essas comparações não tem o propósito de discutir sobre as diferentes metodologias de mapeamento ou criticar seus resultados. As imagens classificadas ou informações derivadas de outros estudos, apenas contribuem como dado secundário de extrema importância para as estimativas apresentadas a seguir.

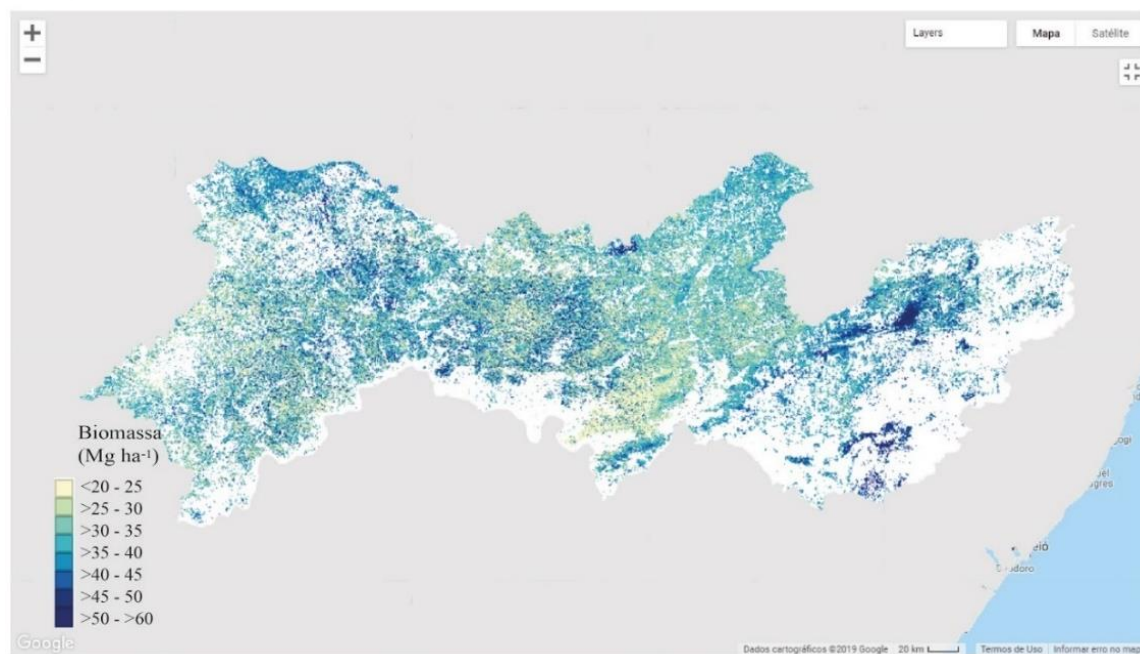
4.2.3 Biomassa estimada

A estimativa da biomassa nas áreas de caatinga densa para a região semiárida de Pernambuco teve valor médio de 32,60 Mg ha⁻¹ com desvio padrão de 9,3 Mg ha⁻¹. Nove dos dez municípios com maiores valores médios estimados estão situados na microrregião de Garanhuns no planalto da Borborema com altitude média de 620 m e precipitação pluvial anual que varia de 400 a 650 mm ano⁻¹ (Apêndice B). A posição geográfica da microrregião é um anteparo para a umidade que favorece o estabelecimento da vegetação florestal (VELLOSO; SAMPAIO; PAREYN, 2002). Nessa mesma classe, as menores estimativas foram encontradas na Depressão Sertaneja com valores entre 22 a 28 Mg ha⁻¹ (figura 23). A região tem extensas planícies e relevo suave-ondulado usado pela agricultura de sequeiro, pecuária ou na produção de carvão vegetal (FILHO et al., 2000). Segundo Torres e Pfaltzgraff (2014), o desenvolvimento da vegetação de grande porte é dificultado nas áreas mais secas, como no Agreste, onde os solos são rasos e pedregosos, comumente associados a afloramentos rochosos; com deficiência de drenagem; afetados por sais ou com alto risco de salinização; erodidos ou com alto risco de erosão; relevo movimentado ou nas áreas em processo de desertificação.

As biomassas acima são menores que a estimativa a nível mundial realizada em 2012 (BACCINI et al., 2012), com média de 44,5 e desvio padrão de 21,7 Mg ha⁻¹ na região semiárida de Pernambuco. Respeitado o intervalo temporal entre o estudo e o atual, a diferença pode estar relacionada a aplicação da equação alométrica de Chave et. al., (2005) que não considera a heterogeneidade local da região semiárida e a menor resolução espacial captada pelo satélite *MODIS* (cerca de 16 vezes maior que *Landsat*), com menor detalhamentos locais (GONÇALVES et al., 2017). O estudo tem sua importância como marco referencial na avaliação de grandes áreas florestais, mas com restrição metodológica. O modelo para estimativa requer a altura do dossel (SIMARD et al., 2011) que é uma variável não disponível com a mesma periodicidade que as imagens de satélite, portanto, inviabiliza o acompanhamento temporal.

Figura 23 - Estimativa da biomassa de caatinga densa em 2017 na região Semiárida de Pernambuco

Caatinga densa - Semiárido de Pernambuco

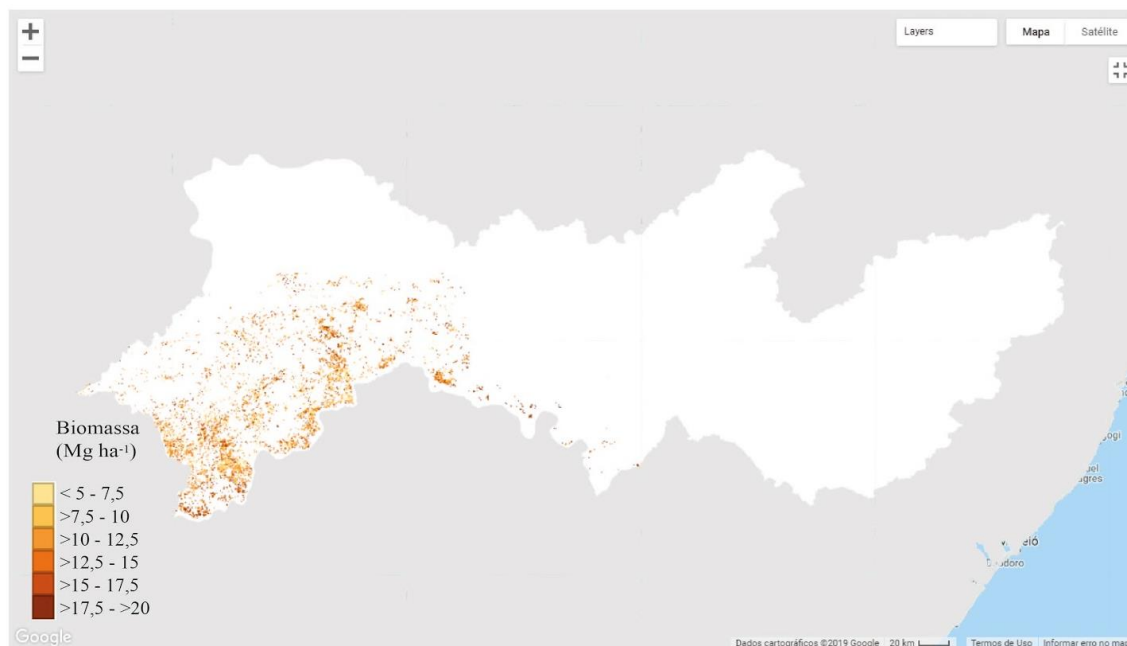


Fonte: O autor

As áreas de caatinga aberta foram estimadas parcialmente pela classe de formações campestres do Mapbiomas, com discussões já apresentadas no item 4.2.1. No total, apenas 33 dos 122 municípios na região Semiárido de Pernambuco foram mapeados de acordo com a classe de caatinga aberta (figura 24). Entre eles, o valor médio foi de 11,45 Mg ha⁻¹. O valor mínimo foi de 0 e máximo de 20,894 Mg ha⁻¹ o que representa, certamente, *outliers* no valor máximo obtido. Valores discrepantes aumentaram consideravelmente o desvio padrão (19,63 Mg ha⁻¹). A reflectância do solo exposto ou de objetos dentro da área classificada como vegetação podem ser a causa desses ruídos radiométricos (BATESON; CURTISS, 1996).

Figura 24 - Estimativa da biomassa de caatinga abeta em 2017 na região Semiárida de Pernambuco

Caatinga aberta - Semiárido de Pernambuco



Fonte: O autor

As áreas classificadas como pastagens tiveram a biomassa média estimada em 4,18 Mg ha^{-1} e desvio padrão de 2,23 Mg ha^{-1} (figura 25). Assim como nas áreas de caatinga densa, as maiores biomassas médias nessa classe encontram-se majoritariamente na mesorregião Agreste. De forma também semelhante, as menores biomassas médias foram encontradas na porção inferior da Depressão sertaneja.

Segundo Araújo Filho (1992), a produção média da pastagem na Caatinga é de 4.000 Kg ha^{-1} . O valor obtido pode estar superestimado, porém afirmações mais acuradas podem ser tomadas com a ampliação das unidades amostrais ou a validação da precisão do modelo em campo. Dados sobre quantificação da biomassa de pastagem realizadas por sensoriamento remoto são escassos, a exceção são as classificações já realizadas para grandes regiões (MELO, 2017; PARENTE., 2017).

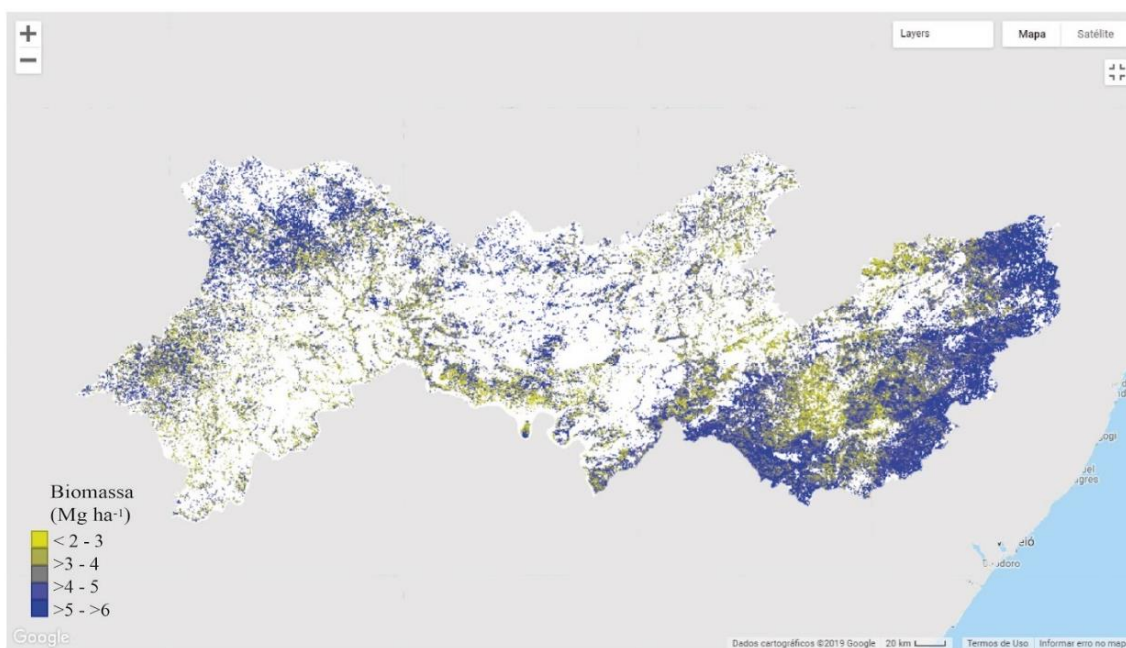
As quantificações da biomassa são importantes porque ditam a capacidade de suporte das áreas e delimita a taxa de lotação na pecuária extensiva. As estimativas realizadas neste trabalho estão apresentadas no *website*

(<https://code.earthengine.google.com/6fcd3dec5a9d8a46f74239f8a49>) com mapas das mesorregiões.

Esses dados são apenas indicações de uma variável complexa (biomassa) composta por diversos fatores que são produtos do manejo da área e das características ambientais (clima, relevo, classe de solos, entre outros) que não são diretamente computados do modelo em questão, mas que se incluídos, melhorariam sobremaneira os resultados.

Figura 25 - Estimativa da biomassa de pastagem em 2017 na região Semiárida de Pernambuco

Pastagem - Semiárido de Pernambuco



Fonte: O autor

5 CONCLUSÕES

O presente estudo foi possível desenvolver um sistema de estimativa de biomassa em escala temporal e espacial com relativa precisão considerando as características da região semiárida de Pernambuco.

Os modelos para estimativa de biomassa total (caatinga densa, caatinga aberta e pastagem) foram significativos e tiveram boa aderência aos dados coletados em campo.

As equações de estimativa de biomassa foram aplicadas em uma plataforma de computação de alto desempenho (*Google Earth Engine*) para as áreas de caatinga aberta, caatinga densa e pastagem e forneceram estimativas de forma rápida, confiável e dinâmica, podendo realizar análises temporais e em diversos espaços geográficos.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso da metodologia aplicada no presente estudo pode contribuir na redução de custos financeiros e de mão-de-obra, onerosos nas estimativas de biomassa em grandes áreas. Trata-se de um sistema simples de ser aplicado em outras regiões.

O inventário da vegetação pode ser considerado como limitação inicial, caso não se tenha uma base amostral prévia com estimativas dos sítios, para geração dos modelos de estimativas. Como as estimativas dependem de imagens de satélites, outra limitação está diretamente ligada as características climáticas, especialmente nuvens e sombras de nuvens, tão discutida no sensoriamento remoto clássico. Entretanto, o emprego de sistema LiDAR (*light detection and ranging*) e RADAR (*radio detection and ranging*) podem resolver essas dificuldades.

Classificações de uso da terra com maior detalhamento espacial e temporal melhora as estimativas de biomassa. Produtos derivados de erros de classificação não representam a estimativas confiáveis, portanto, é necessário análise prévia dos *inputs* para não gerar estimativas equivocadas.

Modelos não lineares podem ser testados para melhoria das estimativas, assim como, a validação dos mesmos. Nesse sentido os modelos aqui apresentados serão validados assim que um número maior de amostras de campo for obtido.

REFERÊNCIAS

- ACCIOLY, L. C. O.; SILVA, E. A.; JUNIOR, E. A. C.; ALVES, E. A.; PEREIRA, A. G. S.; SILVAR.S.; RAMOS, R. R. D.; SILVA, R. R. **Mapeamento do Uso e Cobertura das Terras do Semiárido Pernambucano (escala 1:100.000)**. Rio de Janeiro: [s.n.]. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/166335/1/CNPS-BPD-260-2017.pdf>>.
- ACCIOLY, L. J. O.; COSTA, T. C. E C.; OLIVEIRA, M. A. J.; SILVA, E. A. S.; SILVA, J. A. S.; SILVA, A. B.; SOUZA, A. R. **Biomassa nas florestas de Caatinga nas microrregiões do Seridó Oriental (RN) e Seridó Ocidental (PB)** 62ª Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água. **Anais...** Rio de Janeiro: 2008 Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/rn/wp-content/files/2009/05/LAccioly_et_al_021.pdf>. Acesso em: 19 jun. 2013
- ARAUJO FILHO, J. A. Manipulação da vegetação lenhosa da caatinga para fins pastoris. **Embrapa Caprinos e Ovinos-Circular Técnica (INFOTECA-E)**, 1992.
- ARAÚJO FILHO, J. A. **Manejo Pastoril Sustentável da Caatinga**. 22. ed. Recife-PE: Projeto Dom Helder Camara, 2013.
- ASNER, G. P. Biophysical and Biochemical Sources of Variability in Canopy Reflectance. **Remote Sens. Environ.**, v. 64, n. 3, p. 234–253, 1998.
- ASNER, G. P.; WESSMAN, C. A.; ANN BATESSON, C.; PRIVETTE, J. L. Impact of Tissue, Canopy, and Landscape Factors on the Hyperspectral Reflectance Variability of Arid Ecosystems. **Remote Sens. Environ.**, v. 74, n. 1, p. 69–84, 2000.
- ASRAR, G.; MYNENI, R. B.; CHOUDHURY, B. J. Spatial heterogeneity in vegetation canopies and remote sensing of absorbed photosynthetically active radiation: A modeling study. **Remote Sens. Environ.**, v. 41, n. 2, p. 85–103, 1992.
- AYANLADE, A.; OTHERS. Remote sensing vegetation dynamics analytical methods: a review of vegetation indices techniques. **Geoinformatica Polonica**, v. 2017, n. 2017), p. 7–17, 2017.
- BACCINI, A.; GOETZ, S. J.; WALKER, W. S.; LAPORTE, N. T.; SUN, M.; SULLAMENASHE, D.; HACKLER, J.; BECK, P. S. A.; DUBAYAH, R.; FRIEDL, M. A.; SAMANTA, S.; HOUGHTON, R. A. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. **Nature Climate Change**, v. 2, n. 3, p. 182–185, 29 mar. 2012.
- BACCINI, A.; WALKER, W.; FARINA, M.; HOUGHTON, R. A. **CMS: Estimated Deforested Area Biomass, Tropical America, Africa, and Asia, 2000**.
- BAKKE, O. A.; PEREIRA FILHO, J. M.; BAKKE, I. A.; CORDÃO, M. A. Produção e utilização da forragem de espécies lenhosas da caatinga. **Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga. Serviço Florestal Brasileiro, Brasília**, p. 160–

179, 2010.

BANNARI, A.; MORIN, D.; BONN, F.; HUETE, A. R. A review of vegetation indices. **Remote Sens. Rev.**, v. 13, n. 1-2, p. 95–120, 1995.

BARBOSA, H. .; KUMAR, T. V. .; JUNIOR, I. W. S. Analysis of the NDVI Temporal Dynamics in Semi-arid Ecosystems: Brazilian Caatinga and African Western Sahel. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 4, n. 2, p. 300–306, 2011.

BASTIN, J. F.; BERRAHMOUNI, N.; GRAINGER, A.; MANIATIS, D.; MOLLICONE, D.; MOORE, R.; PATRIARCA, C.; PICARD, N.; SPARROW, B.; ABRAHAM, E. M.; ALOUI, K.; ATESOGU, A.; ATTORE, F.; BASSÜLLÜ, Ç. GLAR; BEY, A.; GARZUGLIA, M.; GARCIA-MONTERO, L. G.; GROOT, N.; GUERIN, G.; LAESTADIUS, L.; LOWE, A. J.; MAMANE, B.; MARCHI, G.; PATTERSON, P.; REZENDE, M.; RICCI, S.; SALCEDO, I.; DIAZ, A. S.-P.; STOLLE, F.; SURAPPAEVA, V.; CASTRO, R. The extent of forest in dryland biomes. **Science**, v. 356, n. 6338, p. 635–638, 2017.

BATESON, A.; CURTISS, B. A method for manual endmember selection and spectral unmixing. **Remote Sensing of Environment**, v. 55, n. 3, p. 229–243, mar. 1996.

BATRES, V. B. K. Sensoriamento remoto no estudo da vegetação Breve revisão. **Boletim de geografia**, v. 1, n. 16, p. 107–118, 1998.

BECERRA, J. A. B.; CARVALHO, S.; OMETTO, J. **Relação das sazonalidades da precipitação e da vegetação no bioma caatinga: abordagem multitemporal** Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto-SBSR, João Pessoa-PB, Brasil. **Anais...2015**

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia de indivíduos a ecossistemas**. Porto Alegre: Artmed, 2007.

BRAND, M. A. **Energia de biomassa florestal**. [s.l.] Editora Interciência, 2010.

BURGER, D. M.; DELITTI, W. B. C. Allometric models for estimating the phytomass of a secondary Atlantic Forest area of southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 4, p. 131–136, 2008.

CAVALCANTI, N. B.; RESENDE, G. M. Consumo do mandacaru (*Cereus jamacaru* P. DC.) por caprinos na época da seca no semi-árido de Pernambuco. **Revista Caatinga**, v. 19, n. 4, 2006.

CHANDER, G.; MARKHARN, B.; HELDER, D. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. **Remote Sensing of Environment**, v. 113, p. 893–903, 2009.

CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M. A.; CHAMBERS, J. Q.; EAMUS, D.; FÖLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J. P.; NELSON, B. W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIÉRA, B.; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, p. 87–99, 2005.

COSTA, D. P.; PAREYN, F.; VIEIRA, J. L.; VASCONCELOS, R. N.; DUVERGER, S. G.; MONTEIRO, T. **ATBD Caatinga - Appendix - Collection 3**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <https://storage.googleapis.com/mapbiomas/base-de-dados/metodologia/colecao-3_0/1-ATBD-Collection-3-version-1.pdf>.

COSTA, T. C. E C.; ACCIOLY, L. J. O.; OLIVEIRA, M. A. J. DE; BURGOS, N.; SILVA, F. H. B. B. DA. Phytomass mapping of the “Seridó Caatinga” vegetation by the plant area and the normalized difference vegetation indeces. **Scientia Agricola**, v. 59, n. 4, p. 707–715, 2002.

COSTA, T. L. **Biomassas radiculares e aéreas em comunidades de Caatinga**. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2013.

COSTA, T. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; SALES, M. F.; ACCIOLY, L. J. O.; ALTHOFF, T. D.; PAREYN, F. G. C.; ALBUQUERQUE, E. R. G. M.; MENEZES, R. S. C. Root and shoot biomasses in the tropical dry forest of semi-arid Northeast Brazil. **Plant and Soil**, v. 378, n. 1-2, p. 113–123, 11 jan. 2014.

DE ARAÚJO FILHO, J. A.; DE CARVALHO, F. C.; GARCIA, R.; DE SOUSA, R. A. Efeitos da manipulação da vegetação lenhosa sobre a produção e compartimentalização da fitomassa pastável de uma caatinga sucessional. **Embrapa Caprinos e Ovinos-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, v. 31, n. 1, p. 11–19, 2002.

DÍAZ-BALTEIRO, L.; ROMERO, C. Carbon captured as a new instrument in Forest management: some implications. **Scientia Forestalis**, v. 63, p. 103–114, 2003.

EISFELDER, C.; KUENZER, C.; DECH, S. A review on derivation of biomass information in semi-arid regions based on remote sensing data. **Proceedings - Spie the International Society for Optical Engineering**, v. 7831, p. 1–8, 2010.

EISFELDER, C.; KUENZER, C.; DECH, S. A review on derivation of biomass information in semi-arid regions based on remote sensing data. **Proceedings - Spie the International Society for Optical Engineering**, v. 7831, p. 1–8, 7 out. 2010.

FARR, T. G.; ROSEN, P. A.; CARO, E.; CRIPPEN, R.; DUREN, R.; HENSLEY, S.; KOBRICK, M.; PALLER, M.; RODRIGUEZ, E.; ROTH, L.; SEAL, D.; SHAFFER, S.; SHIMADA, J.; UMLAND, J.; WERNER, M.; OSKIN, M.; BURBANK, D.; ALSDORF, D. The Shuttle Radar Topography Mission. **Reviews of Geophysics**, v. 45, n. 2, p. 1–33, 19 maio. 2007.

FECHINE, J. A. L.; GALVÍNCIO, J. D. Índice de vegetação por diferença normalizada das cidades de Salgueiro, Mirandiba, Carnaubeira da Penha e Floresta - localizadas no semi-árido pernambucano. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 2, n. 3, p. 60–67, 2008.

FERREIRA, A. G.; MELLO, N. G. S. Principais sistemas atmosféricos atuantes sobre a região Nordeste do Brasil ea influência dos oceanos Pacífico e Atlântico no clima da região. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 1, n. 1, p. 15–28, 2005.

FILHO, J. C. A.; BURGOS, N.; LOPES, O. L.; SILVA, F. H. B. B.; MEDEIROS, L. A. R.; FILHO, H. F. R. DE M.; PARAHYBA, R. DA B. V.; CAVALCANTI, A. C.; NETO, M. B. DE O.; SILVA, F. B. R. E; LEITE, A. P.; SANTOS, J. C. P. DOS; NETO, N. C. DE

S.; SILVA, A. B. DA; LUZ, L. R. Q. P. DA; LIMA, P. C. DE; REIS, R. M. G.; BARROS, A. H. C. **Levantamento de Reconhecimento de Baixa e Média Intensidade dos Solos do Estado de Pernambuco**. Rio de Janeiro: [s.n.]. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/BP+Solos_000h6nyl9sf02wx7ha0bjxel5nag7exp.pdf>.

GIONGO, V. Balanço de carbono no semiárido brasileiro: perspectivas e desafios. In: LIMA, R. C. C.; CAVALCANTE, A. M. B.; PEREZ-MARIN, A. M. (Eds.). . **Desertificação e mudanças climáticas no semiárido brasileiro**. Campina Grande: Instituto Nacional do Semiárido, 2011. p. 209.

GIONGO, V.; CUNHA, T. J. F.; MENDES, A. S.; GAVA, C. A. T. Carbono no sistema solo-planta no semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 06, p. 1233–1253, 2011.

GIULIETTE, A. M. **Diversidade e caracterização das fanerógamas do semi-árido brasileiro**. Recife: Associação de plantas do Nordeste, 2006.

GLENN, E. P.; HUETE, A. R.; NAGLER, P. L.; NELSON, S. G. Relationship Between Remotely-sensed Vegetation Indices, Canopy Attributes and Plant Physiological Processes: What Vegetation Indices Can and Cannot Tell Us About the Landscape. **Sensors**, v. 8, n. 4, p. 2136–2160, 2008.

GOEL, N. S. **Models of vegetation canopy reflectance and their use in estimation of biophysical parameters from reflectance data**. [s.l.: s.n.].

GONÇALVES, F.; TREUHAFT, R.; LAW, B.; ALMEIDA, A.; WALKER, W.; BACCINI, A.; DOS SANTOS, J.; GRAÇA, P. Estimating Aboveground Biomass in Tropical Forests: Field Methods and Error Analysis for the Calibration of Remote Sensing Observations. **Remote Sensing**, v. 9, n. 1, p. 47, 2017.

Google Developers. Google Developers, 2019.

GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S.; THAU, D.; MOORE, R. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, 6 jul. 2017.

HENRICH, V.; KRAUSS, G.; GÖTZE, C.; SANDOW, C. **IDB-www.indexdatabase.de Entwicklung einer Datenbank für Fernerkundungsindizes Ziele und Eigenschaften der IDB**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<http://www.indexdatabase.de/>>. Acesso em: 14 ago. 2019.

HENRY, M.; PICARD, N.; TROTTA, C.; MANLAY, R. J.; VALENTINI, R.; BERNOUX, M.; SAINT-ANDRÉ, L. Estimating tree biomass of Sub-Saharan African forests : a review of available allometric equations. **The Finnish Society of Forest Science**, v. 45, n. 3B, p. 477–569, 2011.

HUNT, E. R.; DORAISWAMY, P. C.; MCMURTREY, J. E.; DAUGHTRY, C. S. T.; PERRY, E. M.; AKHMEDOV, B. A visible band index for remote sensing leaf chlorophyll content at the canopy scale. **Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.**, v. 21, p. 103–112, 2013.

HUNTER, M. O.; KELLER, M.; VICTORIA, D.; MORTON, D. C. Tree height and tropical forest biomass estimation. **Biogeosciences**, v. 10, n. 12, p. 8385–8399, 2013.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira nº1**. 2. ed. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2012.

IBGE. **IBGE | Censo Agro 2017 | Home**. Disponível em: <<https://censos.ibge.gov.br/agro/2017/>>. Acesso em: 14 ago. 2019.

IBGE. **Novo portal de mapas IBGE | mapas**. Disponível em: <<https://mapas.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 14 ago. 2019.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. 2. ed. São José dos Campos: Parêntese, 2009. v. 21

JENSEN, J. R. Sensoriamento remoto da vegetação. In: JENSEN, J. R. (Ed.). . **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. 2. São Paulo-SP: Parênteses, 2009. v. 1p. 357–410.

KUBELKA; MUNK. **The Kubelka-Munk Theory of Reflectance**. Disponível em: <<http://web.eng.fiu.edu/~godavart/bme-optics/kubelka-munk-theory.pdf>>. Acesso em: 6 nov. 2015.

KUMAR, L.; MUTANGA, O. Google Earth Engine Applications Since Inception: Usage, Trends, and Potential. **Remote Sensing**, v. 10, n. 10, 2018.

LAAR, A. VAN; AKÇA, A. Single-tree measurements. In: **Forest mensuration**. [s.l.] Springer Netherlands, 2007. p. 63–91.

LE TOAN, T.; QUEGAN, S.; DAVIDSON, M. W. J.; BALZTER, H.; PAILLOU, P.; PAPATHANASSIOU, K.; PLUMMER, S.; ROCCA, F.; SAATCHI, S.; SHUGART, H.; ULANDER, L. The BIOMASS mission: Mapping global forest biomass to better understand the terrestrial carbon cycle. **Remote Sens. Environ.**, v. 115, n. 11, p. 2850–2860, 2011.

LIMA JUNIOR, C.; ACCIOLY, L. J. O.; GIONGO, V.; LIMA, L. R. F. A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; MENEZES, R. S. C. Estimativa de biomassa lenhosa da caatinga com uso de equações alométricas e índice de vegetação. **Scientia Forestalis**, v. 42, n. 102, p. 289–298, 2014.

LIMA, A. G.; SALCEDO, I. H.; FRAGA, V. S. Composição botânica e cobertura do solo de pastagens de Brachiaria, em função da forma e posição no relevo. In: MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S. B.; SALCEDO, E. H. (Eds.). . **Fertilidade do solo e produção de biomassa no semi-árido**. 1. ed. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2008. p. 295.

LIRA, D. R.; ARAÚJO, M. S. B.; SAMPAIO, E. V. S. B.; SILVA, H. . Mapeamento e Quantificação da Cobertura Vegetal no Agreste Central de Pernambuco Utilizando Técnicas de Empilhamento e o NDVI. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 3, n. 3, p. 157–162, 1 mar. 2011.

MACHADO, S. A. Produtividade de florestas tropicais. **Floresta**, v. 8, n. 2, p. 47–53,

1977.

MAPBIOMAS. **Algorithm Theoretical Base Document & Results**. Disponível em: <<https://s3.amazonaws.com/mapbiomas-ecostage/Base+de+dados/Metodologia/ATBD+MapBiomass+Geral+2017-03-22.pdf>>. Acesso em: 20 set. 2017.

MATEO-GARCIA, G.; GÓMEZ-CHOVA, L.; AMORÓS-LÓPEZ, J.; MUÑOZ-MARI, J.; CAMPS-VALLS, G. Multitemporal Cloud Masking in the Google Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 10, n. 7, p. 1079, 2018.

MATSUSHITA, B.; XU, M.; CHEN, J.; KAMEYAMA, S.; TAMURA, M. Estimation of regional net primary productivity (NPP) using a process-based ecosystem model: How important is the accuracy of climate data? **Ecol. Modell.**, v. 178, n. 3, p. 371–388, 2004.

MELO, M. R. S. **Deteção e mapeamento das pastagens por meio de séries temporais do sensor modis**. Campinas: UNICAMP, 2017.

MENEZES, R. S. C.; GARRIDO, M. S.; MARIN, A. M. P. **Fertilidade dos solos no semi-árido** XXX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. **Anais...**Recife: 2005

MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S. B.; GIONGO, V.; PÉREZ-MARIN, A. M. Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 72, n. 3, p. 643–53, ago. 2012.

MERMOZ, S.; REJOU-MECHAIN, M.; VILLARD, L.; LE TOAN, T.; GOURLET-FLEURY, S. **Biomass of dense forests related to L-band SAR backscatter?** IGARSS 2014 - 2014 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium. **Anais...**Quebec: 2014

MEUNIER, I. M. J. **Análises de sustentabilidade de planos de manejo florestal em Pernambuco**. Recife-PE: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2014.

MMA. **Biomass - Caatinga**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomass/caatinga>>. Acesso em: 25 jun. 2013.

MMA; IBAMA. **Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite: Monitoramento do bioma Caatinga, 2008-2009**. Brasília, DF: [s.n.]. Disponível em: <http://siscom.ibama.gov.br/monitorabiomas/caatinga/relatorio_tecnico_caatinga_2008-2009.pdf>. Acesso em: 29 jun. 2013.

MOHD ZAKI, N. A.; LATIF, Z. A. Carbon Sinks and Tropical Forest Biomass Estimation: A Review on Role of Remote Sensing In Aboveground-Biomass Modelling. **Geocarto Int.**, v. 6049, n. May, p. 1–41, 2016.

MONTZKA, C.; BOGENA, H.; ZREDA, M.; MONERRIS, A.; MORRISON, R.; MUDDU, S.; VEREECKEN, H. Validation of Spaceborne and Modelled Surface Soil Moisture Products with Cosmic-Ray Neutron Probes. **Remote Sensing**, v. 9, n. 2, p. 103, 2017.

MOREIRA-BURGER, D.; DELITTI, W. B. C. Modelos preditores da fitomassa aérea da

Floresta Baixa de Restinga. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 33, n. 1, p. 143–153, 2010.

MYNENI, R. B.; HALL, F. G.; SELLERS, P. J.; MARSHAK, A. L. The interpretation of spectral vegetation indexes. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 33, n. 2, p. 481–486, mar. 1995.

NASCIMENTO, D. M. **Estimativa do estoque de biomassa arbustivo arbórea por sensoriamento remoto em áreas de caatinga em Pernambuco**. Recife-PE: Universidade Federal de Pernambuco, 2015.

NETO, J. A. S.; FILHO, E. S. C.; ARAÚJO, H. R. Potencial das cactáceas como alternativa alimentar para ruminantes no semiárido. **Nutritime Revista Eletrônica**, v. 12, n. 6, p. 4426–4434, 2015.

NICOLLETTI, M. F.; CARVALHO, S. P. C.; BATISTA, J. L. F. Revisão bibliográfica sobre métodos não-destrutivos de cubagem de árvores em pé visando à determinação da biomassa. **Revista científica eletrônica de Engenharia Florestal**, v. 20, n. 1, p. 102–116, 2012.

PARENTE., L. L. **Mapeamento das pastagens brasileiras a partir da classificação automática de métricas espectro-temporais derivadas de dados Landsat 8**. Goiânia-GO: Universidade Federal de Goiás, 2017.

PAREYN, F. G. C.; PEREIRA, W. E.; SALCEDO, I. H.; RIEGELHAUPT., E. M.; GOMES, E. C.; CRUZ FILHO, J. L. V. A influência da precipitação sobre o crescimento e os ciclos de corte da Caatinga menejada - Uma primeira aproximação. In: APNE (Ed.). . **Estatística Florestal da Caatinga**. 1. ed. Recife: 2018, 2015. v. 2p. 30–39.

PAREYN, F. G.; RIEGELHAUPT, E.; ISAIA, E.; ZAKIA, M. J. B. Plano de manejo florestal para a região do Serido do Rio Grande do Norte. v. 1: Levantamentos básicos. 1992.

PAUPITZ, J. Elementos da estrutura fundiária e uso da terra no semi-árido brasileiro. In: GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. (Eds.). . **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. 2. ed. Brasília-DF: Serviço florestal brasileiro, 2010. p. 49–64.

PBMC. Ciclos biogeoquímicos e mudanças climáticas. In: MARTINELLI, L. A.; PINTO, A. S.; ROCHA, H.; OMETTO, J. P. H. B.; NARDOTO, G. B. (Eds.). . **Bases científicas das mudanças climáticas**. 1. ed. Brasília: PBMC, 2012. p. 197.

PECH, R. P.; DAVIS, A. W. Reflectance modeling of semiarid woodlands. **Remote Sens. Environ.**, v. 23, n. 2, p. 365–377, 1987.

PEREIRA, E. M.; IMAÑA-ENCINAS, J.; REZENDE, A. V. Evaluación de procedimientos simplificados en la cuantificación volumétrica de una plantación de Pino. **Colombia Forestal**, v. 15, n. 1, p. 131–138, 2012.

PILLI, R.; ANFODILLO, T.; CARRER, M. Towards a functional and simplified allometry for estimating forest biomass. **Forest Ecology and Management**, v. 237, n. 1-3, p. 583–593, dez. 2006.

PROBIO. **Subprojeto: Levantamento da Cobertura Vegetal e do Uso do Solo do Bioma Caatinga**. Disponível em: <<http://homolog-w.mma.gov.br/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=14&idConteudo=6190&idMenu=5589>>. Acesso em: 10 jun. 2013.

QI, J.; CABOT, F.; MORAN, M. S.; DEDIEU, G. Biophysical parameter estimations using multidirectional spectral measurements. **Remote Sensing of Environment**, v. 54, n. 1, p. 71–83, out. 1995.

RIBEIRO, E. P.; NÓBREGA, R. S.; FILHO, F. O. M.; MOREIRA, E. B. Estimativa dos índices de vegetação na detecção de mudanças ambientais na bacia hidrográfica do rio Pajeú. **Geosul**, v. 31, n. 62, p. 59–92, 2016.

RIBEIRO, S. C.; ANTÔNIO, L.; JACOVINE, G.; PEDRO, C.; SOARES, B.; MARTINS, S. V.; LOPES, A.; SOUZA, D.; MARIA, A.; NARDELLI, B. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma floresta madura no município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 33, n. 5, p. 917–926, 2009.

RIBEIRO, S. C.; FEHRMANN, L.; SOARES, C. P. B.; JACOVINE, L. A. G.; KLEINN, C.; DE OLIVEIRA GASPAR, R. Above- and belowground biomass in a Brazilian Cerrado. **Forest Ecology and Management**, v. 262, n. 3, p. 491–499, ago. 2011.

RIEGELHAUPT, E.; PAREYN, F.; CRUZ FILHO, J.; SILVA NETO, J. R.; GOMES, M.; BACALINI, P. A. **Manejo racional dos algarobais espontâneos para o combate à desertificação no sertão de Pernambuco** APNE. Recife - PE: [s.n.]. Disponível em: <<https://www.bdpa.cnptia.embrapa.br/consulta/busca?b=ad&id=1010018&biblioteca=vazio&busca=autoria:GOMES,M.J.S.&qFacets=autoria:GOMES,M.J.S.&sort=&paginacao=t&paginaAtual=1>>.

SAMPAIO, E.; RODAL, M.; CASTRO, A. J.; SOUTO, A. **Caatingas e cerrados do nordeste - biodiversidade e ação antrópica** Conferência nacional e seminário Latino-americano de desertificação. **Anais...** Fortaleza: 1994

SAMPAIO, E. V. S. B. Overview of the Brazilian caatinga. In: BULLOCK, S.H., MOONEY, H.A. AND MEDINA, E. (Ed.). . **Seasonally dry tropical forests**. 1. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p. 35–63.

SAMPAIO, E. V. S. B. Overview of the Brazilian caatinga. In: BULLOCK, S. H.; MOONEY, H. A.; MEDINA, E. (Eds.). . **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge: Cambridge University Press., 1995. p. 35–63.

SAMPAIO, E. V. S. B. Fitossociologia. In: SAMPAIO, E. V. S. B.; MAYO, S. J.; BARBOSA, M. R. (Eds.). . **Pesquisas botânicas no Nordeste: Progresso e perspectivas**. Recife: Sociedade botânica do Brasil/ Seção regional de Pernambuco, 1996. p. 203–224.

SAMPAIO, E. V. S. B. Caracterização do bioma Caatinga: Reserva da biosfera da Caatinga. In: GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. (Eds.). . **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. 2. ed. Brasília, DF: Serviço florestal brasileiro, 2010. p. 82–85.

SAMPAIO, E. V. S. B. Caracterização do Bioma Caatinga - Características e

Potencialidades. In: BRASILEIRO, S. F. (Ed.). . **Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**. 1. 2. ed. Brasília-DF: Serviço florestal brasileiro, 2010. v. 1p. 27–42.

SAMPAIO, E. V. S. B.; ARAÚJO, E. L.; SALCEDO, H. S.; TIESSEN, H. Regeneração da vegetação de Caatinga após corte e queima, em Serra Talhada, PE. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 33, n. 5, p. 621–632, 1998.

SAMPAIO, E. V. S. B.; FREITAS, A. D. Produção de biomassa na vegetação nativa do semi-árido nordestino. In: MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S. B.; SALCEDO, I. H. (Eds.). . **Fertilidade do solo e produção de biomassa no semi-árido**. 2. ed. Recife-PE: Editora universitária - UFPE, 2008. p. 11–26.

SAMPAIO, E. V. S. B.; GASSON, P.; BARACAT, A.; CUTLER, D.; PAREYN, F. G. C.; LIMA, K. C. Tree biomass estimation in regenerating areas of tropical dry vegetation in northeast Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 6, p. 1135–1140, mar. 2010.

SAMPAIO, E. V. S. B.; SILVA, G. C. Biomass equations for Brazilian semiarid Caatinga plants. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 4, p. 935–943, 2005.

SCHROEDER, P.; BROWN, S.; MO, J.; BIRDSEY, R.; CIESZEWSKI, C. Biomass Estimation for Temperate Broadleaf Forests of the United States Using Inventory Data. **Society of American Foresters**, v. 43, n. 3, p. 424–434, 1997.

SHIMABUKURO, Y. E.; PONZONI, F. J. Orbital sensors data applied to vegetation studies. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 4, n. 64, p. 873–886, 2012.

SHIMABUKURO, Y. E.; PONZONI, F. J. Fundamentação. In: SHIMABUKURO, Y. E.; PONZONI, F. J. (Eds.). . **Mistura espectral: modelo linear e aplicações**. 1. ed. São Paulo: Oficina de textos, 2017. p. 19–29.

SILVA, R. P. DA. Alometria, estoque e dinâmica da biomassa de florestas primárias e secundárias na região de Manaus (AM). p. 152, 2007.

SILVA, A. DE P.; DE RESENDE, A. S.; CHAER, G. M.; GONÇALVES, F.; CAMPELLO, E. Influência da forma e posição da encosta nas características do solo e na regeneração natural em áreas de pastagem abandonadas. **Embrapa Agrobiologia-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, 2018.

SILVA, G. C. **Relações alométricas de dez espécies e estimativas de biomassas aéreas da Caatinga**. [s.l.] Universidade Federal Rural de Pernambuco, 1998.

SILVEIRA, P.; KOEHLER, H. S.; SANQUETTA, C. R.; ARCE, J. E. O estado da arte na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais. **Revista Floresta**, v. 38, n. 1, p. 185–206, 2008.

SIMARD, M.; PINTO, N.; FISHER, J. B.; BACCINI, A. Mapping forest canopy height globally with spaceborne lidar. **J. Geophys. Res.**, v. 116, n. G4, p. 248, 2011.

SMITH, M. O.; USTIN, S. L.; ADAMS, J. B.; GILLESPIE, A. R. Vegetation in deserts: II.

Environmental influences on regional abundance. **Remote Sensing of Environment**, v. 31, n. 1, p. 27–52, jan. 1990.

SPDR/MIN. **Nova Delimitação do Semi-Árido Brasileiro**. Brasília-DF: [s.n.]. Disponível em: <www.mi.gov.br/c/document_library/get_file?uuid=0aa2b9b5...>.

TABARELLI, M.; VICENTE, A. Conhecimento sobre plantas lenhosas da Caatinga: lacunas geográficas e ecológicas. In: SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; FONSECA, M. T.; LINS, L. V. (Eds.). . **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2004. p. 101–111.

TORRES, C. M. M. E.; JACOVINE, L. A. G.; TOLEDO, D. P.; SOARES, C. P. B.; RIBEIRO, S. C.; MARTINS, M. M. Biomass and carbon stock in *Jatropha curcas* L. **Cerne**, v. 17, n. 3, p. 353–359, 2011.

TORRES, F. S. DE M.; PFALTZGRAFF, P. A. DOS S. **Geodiversidade do estado de Pernambuco**. Recife - PE: CPRM, 2014.

VELLOSO, A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C. **Ecorregiões propostas para o Bioma Caatinga**. 1. ed. Recife: Associação de Plantas do Nordeste; Instituto de Conservação Ambiental the Nature Conservancy do Brasil, 2002.

WIRTH, C.; SCHUMACHER, J.; SCHULZE, E. Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe a meta analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. **Tree physiology**, v. 24, p. 121–139, 2004.

WWF. **Zonas de Transição**. Disponível em: <https://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/questoes_ambientais/biomas/bioma_transicao/>. Acesso em: 12 maio. 2019.

XIONG, J.; THENKABAIL, P. S.; TILTON, J. C.; GUMMA, M. K.; TELUGUNTALA, P.; OLIPHANT, A.; CONGALTON, R. G.; YADAV, K.; GORELICK, N. Nominal 30-m Cropland Extent Map of Continental Africa by Integrating Pixel-Based and Object-Based Algorithms Using Sentinel-2 and Landsat-8 Data on Google Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 9, n. 10, p. 1–27, 2017.

XLSTAT, A. Data analysis and statistics software for Microsoft Excel. **New York, NY: Addinsoft**, 2013.