**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Quantificação da biomassa e estoque de carbono em diferentes coberturas
vegetais por meio de sensoriamento remoto**

Érica Silva Nakai

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em
Ciências. Área de concentração: Engenharia de Sistemas
Agrícolas

**Piracicaba
2016**

Érica Silva Nakai
Bióloga

Quantificação da biomassa e estoque de carbono em diferentes coberturas vegetais por meio de sensoriamento remoto

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **CARLOS ALBERTO VETTORAZZI**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em Ciências. Área de concentração: Engenharia de Sistemas Agrícolas

Piracicaba
2016

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP**

Nakai, Érica Silva

Quantificação da biomassa e estoque de carbono em diferentes coberturas vegetais por meio de sensoriamento remoto / Érica Silva Nakai. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2016.
153 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Índices de Vegetação 2. Landsat 3. Capim Tanzânia 4. Floresta Estacional Semidecidual 5. Equações alométricas I. Título

CDD 526.9823
N163q

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

AGRADECIMENTOS

A Deus por me proporcionar a oportunidade de evoluir por meio dos estudos.

Aos meus pais, pelo amor incondicional, carinho, apoio e educação.

Aos meus irmãos pelo constante apoio.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Carlos Alberto Vettorazzi, por sua orientação, conversa, por compartilhar seus conhecimentos durante a pesquisa.

Aos professores Doutores Peterson Fiorio, Rubens Angulo, Hilton Thadeu, Carlos Pedreira, Sérgio Nascimento e Jarbas pelas conversas, compartilhar seus conhecimentos, ensinamentos que proporcionaram evolução na jornada em busca do conhecimento.

À Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” e ao programa de Pós-Graduação em Engenharia de Sistemas Agrícolas pela estrutura e apoio para realização do curso de doutorado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao PDSE pela concessão das bolsas de estudos.

À FEALQ por permitir desenvolver o estudo na fazenda Figueira e apoio financeiro.

Aos funcionários Lúcia, Hamilton, Jesuíno e Davilmar por todo suporte aos alunos.

A todos os funcionários da fazenda Figueira, principalmente ao José Renato, Laísse, Carlinhos e Leonardo por toda ajuda durante o experimento de campo.

Aos bibliotecários da ESALQ que sempre foram prestativos e eficientes.

À Boston University e ao Prof. Dr. Ranga Myneni por aprimorar meu conhecimento.

Aos colegas da BU: Taejin, Chi, Sungho, Bin e Kai pela amizade e sugestões de trabalho.

Aos colegas que ajudaram na identificação florística: Gabriel Colletta, Thiago Flores, Marcelo Pinho e Juliana Kuntz, do herbário da ESALQ.

Aos colegas de sensoramento: Rodrigo, Pedro, Juliano, Leila, Raoni, Magda e todos alunos e estagiários pela companhia e cafezinhos.

Aos colegas de outros departamentos: Thaís, Eloá, Valéria, Osvaldo, Acácio, Rafael, Gean, Alan, Hugo, Bruna, Marcos, Danilo, Ítalo, Michel, Guilherme e Brett.

Ao Chubaca, Tobias, Leia e Preta por todo amor e carinho do mundo!

A todos que contribuíram, direta ou indiretamente, para a realização deste trabalho.

EPÍGRAFE

“A menos que modifiquemos a nossa maneira de pensar, não seremos capazes de resolver os problemas causados pela forma como nos acostumamos a ver o mundo”.

Albert Einstein

SUMÁRIO

RESUMO	9
ABSTRACT	11
LISTA DE FIGURAS	13
LISTA DE TABELAS	15
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	17
1 INTRODUÇÃO.....	19
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
2.1 Estimativas de biomassa e carbono em ecossistemas florestais	23
2.2 Estimativas de biomassa e carbono em ecossistema de pastagem	31
2.3 Sensoriamento remoto aplicado à estimativa de biomassa e estoque de carbono	36
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	47
3.1 Caracterização da área de estudo.....	47
3.1.1 Uso e cobertura do solo	48
3.1.2 Vegetação nativa.....	49
3.1.3 Fauna	53
3.1.4 Pastagem.....	53
3.1.5 Clima	55
3.1.6 Hidrografia, geologia e solos.....	56
3.2 Fluxograma do trabalho.....	57
3.3 Alocação de parcelas	58
3.4 Coleta de dados florísticos.....	60
3.5 Identificação florística	62
3.6 Quantificação de biomassa e carbono	63
3.7 Processamento da imagem de satélite	64
3.7.1 Imagens empregadas.....	64
3.7.2 Correção da imagem e obtenção dos valores de reflectância	66
3.7.3 Aplicação dos Índices de Vegetação	69
3.8 Análise estatística	74
4 RESULTADOS	77
4.1 Caracterização dos ecossistemas florestais.....	77
4.2 Quantificação de biomassa e do estoque de carbono nos ecossistemas florestais.....	80
4.3 Análise dos Índices de Vegetação nos ecossistemas florestais	81

4.4 Correlações entre variáveis analisadas nos ecossistemas florestais.....	87
4.5 Quantificação de biomassa e carbono no ecossistema de pastagem.....	89
4.6 Análise dos Índices de Vegetação no ecossistema de pastagem.....	90
4.7 Correlações entre variáveis analisadas no ecossistema de pastagem.....	91
5 DISCUSSÃO	93
5.1 Caracterização dos ecossistemas florestais	93
5.2 Estimativas de biomassa e do estoque de carbono nos ecossistemas florestais.....	96
5.3 Índices de Vegetação nos ecossistemas florestais.....	100
5.4 Estimativas de biomassa e carbono no ecossistema de pastagem.....	104
5.5 Índices de Vegetação no ecossistema de pastagem	108
6 CONCLUSÕES	113
REFERÊNCIAS.....	115

RESUMO

Quantificação da biomassa e estoque de carbono em diferentes coberturas vegetais por meio de sensoriamento remoto

O aquecimento global desencadeia algumas alterações ambientais, que são causadas pelo aumento da concentração dos gases do efeito estufa. As florestas têm grande importância na regulação climática, no ciclo do carbono e na conservação da biodiversidade. A vegetação remove grande quantidade de dióxido de carbono e o armazena em diferentes partes. Para medir a captura do carbono atmosférico pela vegetação, estimou-se a biomassa vegetal. Este trabalho quantificou a biomassa acima do solo para obtenção do estoque de carbono em diferentes ecossistemas com o uso de sensoriamento remoto na Fazenda Figueira, em Londrina, Paraná. A fazenda possui uma área de 3.686,64 hectares (ha), sendo 1.435,44 ha ocupados por vegetação natural e 1.865,30 ha ocupados por pastagens. A vegetação predominante é a Floresta Estacional Semidecidual (FES), além de apresentar áreas de Floresta Ribeirinha (FR), pastagens, áreas agrícolas e edificações. Para a quantificação da biomassa vegetal aérea, foram estabelecidas 30 parcelas de 300 m² nas áreas de FES e FR para medição do DAP e foram aplicadas três diferentes equações alométricas. Em relação às gramíneas, foram estabelecidas cinco parcelas de 10mx10m com o capim Tanzânia e, após ciclo de crescimento, foram cortadas subamostras de 1 m² para cálculo da biomassa. A partir de duas cenas do Landsat-8/OLI, foram gerados quatro Índices de Vegetação: RS, NDVI, EVI e EVI2, referentes a 2014 e 2015. A análise estatística executada foi a correlação de Pearson e a regressão *stepwise* para selecionar as melhores variáveis. Os resultados mostraram que a maior densidade de espécies foi encontrada na FES do que FR, porém a maior riqueza foi na FR. Ambas florestas apresentaram distribuição diamétrica irregular. Nas três equações alométricas, a biomassa e o estoque de carbono foram maiores na FES do que FR. Em relação aos Índices de Vegetação, os valores de RS, NDVI, EVI e EVI2 foram maiores na FES do que FR e valores foram maiores em 2015 do que 2014. O mesmo ocorreu para os *buffers* de 50 m e 100 m para todos os índices estudados. A correlação de Pearson mostrou melhor correlação da biomassa florestal total com a equação de Medina Sotomayor com EVI/2015 e a análise de regressão *stepwise* indicou melhor relação para equação de Burger e Delitti com EVI/2015 ($R^2 = 0,3742$). A biomassa do capim Tanzânia apresentou média de 3,67 Mg.ha⁻¹ e média de carbono de 1,83 MgC.ha⁻¹. Os valores médios dos Índices de Vegetação foram 0,67 para NDVI, 0,58 para EVI, 0,54 para EVI2 e 4,80 para RS. A análise de correlação de Pearson indicou forte correlação negativa da biomassa total de pastagem com todos os índices de vegetação e os valores de *buffers* de 50 m e 100 m. A análise de regressão *stepwise* foi significativa com EVI ($R^2 = 0,9124$). A quantificação de biomassa e carbono é importante meio para mitigação climática e as imagens Landsat-8 permitiram diferenciar, por meio de índices de vegetação, as coberturas vegetais da Fazenda Figueira. O sensoriamento remoto tem um bom potencial em estimar a biomassa acima do solo.

Palavras-chave: Índices de Vegetação; Landsat; Capim Tanzânia; Floresta Estacional Semidecidual; Equações alométricas

ABSTRACT

Quantification of biomass and carbon stocks in different vegetation covers through remote sensing

Global warming triggers some environmental changes, which are caused by increased concentration of greenhouse gases. Forests have great importance in climate regulation, carbon cycle, and conservation of biodiversity. Vegetation removes and stores large amounts of carbon dioxide. To measure the amount of atmospheric carbon captured by vegetation, biomass is estimated. This study quantified the aboveground biomass for obtaining carbon stocks in different ecosystems by using of remote sensing at Figueira Farm, Londrina, Paraná. The farm has an area of 3686.64 hectares (ha), of which 1435.44 ha are occupied by natural vegetation and 1865.30 ha are occupied by pastures. The predominant vegetation is semideciduous forest (FES), along with areas of riparian forest (FR), pasture, agricultural, and buildings. For quantification of above ground biomass, thirty 300 m² plots were established in the areas of FES and FR for measurement of DBH and were applied in three allometric equations. In relation to grasses, five 10mx10m plots of Tanzania grass were established and after their growth cycle, five subsamples of 1 m² were cut into to calculate biomass. From two scenes of Landsat-8/OLI, were generated four vegetation index: SR, NDVI, EVI and EVI2, referring to 2014 and 2015. Pearson correlation and stepwise regression were applied to select the best variables. The results showed that species density in FES was higher than FR, but the greater richness was found in the FR. Both forests had irregular diameter distribution. Using three allometric equations, the above ground biomass and carbon stocks were higher in FES than FR. The vegetation indices, values for SR, NDVI, EVI, and EVI2 were higher in FES than FR and values were higher in 2015 than in 2014. The same difference between FES and FR occurred with buffers of 50 m to 100 m for all indices studied. Pearson correlation analysis showed a better correlation of total forest biomass with the Medina Sotomayor equation with EVI/2015 and stepwise regression analysis indicated a better value to the Burger and Delitti equation with EVI/2015 ($R^2 = 0.3742$). Biomass of Tanzania grass showed an average biomass of 3.67 Mg.ha⁻¹ and average carbon of 1.83 MgC.ha⁻¹. The average vegetation indices were 0.67 for NDVI, 0.58 for EVI, 0.54 for EVI2, and 4.80 for SR. The pearson correlation analysis indicated a strong negative correlation among the total pasture biomass of among the and all vegetation indices and buffers of 50 m and 100 m. The stepwise regression analysis showed significant correlation with EVI ($R^2 = 0.9124$). The quantification of biomass and carbon is an important way of climate mitigation and Landsat-8 images differentiate the vegetation covers of the Figueira Farm, through vegetation indices. Remote sensing has good potential to provide data for estimating the above ground biomass.

Keywords: Vegetation index; Landsat; Tanzania grass; Semi-deciduous forest; Allometric equations

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização da área de estudo. A: Mapa do Brasil destacando o Estado do Paraná; B: Estado do Paraná com município de Londrina (verde); C: Fazenda Figueira (Landsat-8/OLI, composição R(4) G(3) B(2) de 11 de agosto de 2015).....	47
Figura 2 - Uso e cobertura do solo da Fazenda Figueira em 2015	48
Figura 3 - Perfil esquemático destacando a estrutura de um segmento de Floresta Estacional Semidecidual (Fonte: RODERJAN <i>et al.</i> , 2002).....	49
Figura 4 - Temperatura média (temp_med), máxima (temp_max) e mínima (temp_min) e precipitação total (prep) mensais em 2014 e 2015 (Fonte: SIMEPAR)	56
Figura 5 - Fluxograma metodológico	57
Figura 6 - Áreas das parcelas de Floresta Estacional Semidecidual (vermelho), Floresta Ribeirinha (roxo) e de pastagem (amarelo) na Fazenda Figueira, em Londrina, Paraná (Landsat-8/OLI, composição R(4) G(3) B(2) de 11 de agosto de 2015)	59
Figura 7 - Esquema de medição de DAP em diferentes tipos de troncos, (A) situação padrão; (B) em encostas muito íngremes; (C) com expansão do tronco; (D) com sapopemas basais altas; (E) com raízes altas; (F) em árvores muito inclinadas; (G) bifurcação acima 1,30 m; (H) bifurcação abaixo 1,30 m (Fonte: Batista <i>et al.</i> , 2014).....	62
Figura 8 - Representação dos buffers de 50 m (rosa) e 100 m (azul) para as parcelas de FES e FR e 50 m (marrom) e 100 m (amarelo) para as parcelas de pastagem na Fazenda Figueira, em Londrina, Paraná (Landsat-8/OLI, composição R(4) G(3) B(2) de 11 de agosto de 2015).....	74
Figura 9 - Famílias botânicas identificadas nas parcelas de Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ribeirinha.....	78
Figura 10 - Classes diamétricas dos indivíduos presentes na Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ribeirinha nos anos de 2014 e 2015	79
Figura 11 - Biomassa total (Mg.ha ⁻¹) obtida pelas equações alométricas na Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ribeirinha, em 2014 e 2015	80
Figura 12 - Estimativa de carbono (MgC.ha ⁻¹) obtida pelas equações alométricas na Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ribeirinha, em 2014 e 2015.....	81
Figura 13 - Imagem NDVI da área de estudo, em 2014 e 2015	83
Figura 14 - Imagem EVI da área de estudo, em 2014 e 2015	84

Figura 15 - Imagem RS da área de estudo, em 2014 e 2015.....	85
Figura 16 - Imagem EVI2 da área de estudo, em 2014 e 2015.....	86
Figura 17 - Gráfico de distribuição dos resíduos gerados pelas regressões da equação de Burger e Delitti no ecossistema florestal	88
Figura 18 - Gráfico de distribuição dos resíduos gerados pelas regressões da Medina Sotomayor no ecossistema florestal	89
Figura 19 - Gráfico de distribuição dos resíduos gerados pelas regressões no ecossistema de pastagem.....	91

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Número de pastos e área total de cada variedade de capim na Fazenda Figueira ...	54
Tabela 2 - Equações alométricas utilizadas para estimar a biomassa acima do solo nas áreas de Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ribeirinha	64
Tabela 3 - Bandas espectrais e resoluções das bandas Landsat-8/OLI	65
Tabela 4 - Imagens do satélite Landsat-8 utilizadas no estudo	65
Tabela 5 - Valores máximos, média e desvio padrão do DAP para Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ribeirinha	79
Tabela 6 - Médias e desvios padrões (dp) das biomassas acima do solo (Mg.ha^{-1}) da Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ribeirinha, em 2014 e 2015.....	81
Tabela 7 - Valores mínimo, máximo e médio dos diferentes Índices de Vegetação, em 2014 e 2015	82
Tabela 8 - Valores mínimo, máximo e médio nos <i>buffers</i> de 50 m dos diferentes Índices de Vegetação, em 2014 e 2015	87
Tabela 9 - Valores mínimo, máximo e médio nos <i>buffers</i> de 100 m dos diferentes Índices de Vegetação, em 2014 e 2015	87
Tabela 10 - Estimativas de biomassa acima do solo (Mg.ha^{-1}) e carbono (MgC.ha^{-1}) da pastagem por parcela	90
Tabela 11 - Valores dos índices de vegetação nas parcelas de capim Tanzânia, para 2015	90
Tabela 12 - Valores dos índices de vegetação nas parcelas de capim com <i>buffers</i> de 50 m e 100 m, para 2015	90

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BI	<i>Brightness Index</i>
CAP	Circunferência à Altura do Peito
CTVI	<i>Corrected Transformed Vegetation Index</i>
DAP	Diâmetro à Altura do Peito
DOS	<i>Dark Object Subtraction</i>
DVI	Índice de Vegetação de Diferença
ETM+	<i>Enhanced Thematic Mapper Plus</i>
EVI	Índice de Vegetação Melhorado
EVI2	Índice de Vegetação Melhorado ²
FAO	<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>
FES	Floresta Estacional Semidecidual
FR	Floresta Ribeirinha
GEE	Gases do Efeito Estufa
GVI	<i>Green Vegetation Index</i>
IAF	Índice de Área Foliar
IPCC	Painel Intergovernamental de Mudança do Clima
IV	Índice de Vegetação
IVP	Infravermelho Próximo
L8SR	<i>Landsat 8 Surface Reflectance</i>
LEDAPS	<i>Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System</i>
MODIS	<i>Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer</i>
MS	produção de Matéria Seca (kg.ha ⁻¹)
MSAVI	<i>Modified Soil Adjusted Vegetation Index</i>
MSR	<i>Modified Simple Ratio</i>
MSS	<i>Multispectral Scanner System</i>
MVI5	<i>Moisture Vegetation Index using Landsat's band 5</i>
MVI7	<i>Moisture Vegetation Index using Landsat's band 7</i>
NDSVI	<i>Normalized Difference Senescent Vegetation Index</i>
NDVI	Índice de Vegetação da Diferença Normalizada
NDWI	<i>Normalized Difference Water Index</i>
OLI	<i>Operational Land Imager</i>

OSAVI	<i>Optimized Soil Adjusted Vegetation Index</i>
PRI	Índice de Vegetação Fotosintético
PVI	<i>Perpendicular Vegetation Index</i>
RDVI	<i>Renormalized Difference Vegetation Index</i>
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
RS	Razão Simples
RVI	<i>Ratio Vegetation Index</i>
SAVI	Índice de Vegetação Ajustado para Solo
SATVI	<i>Soil Adjusted Total Vegetation Index</i>
STVI	<i>Stress-related Vegetation Index</i>
TCG	<i>Tasseled Cap Transformation Greenness</i>
TCW	<i>Tasseled Cap Transformation Wetness</i>
TM	<i>Thematic Mapper</i>
TSAVI	<i>Transformed Soil Adjusted Vegetation Index</i>
TVI	<i>Transformed Vegetation Index</i>
V	Vermelho
WDVI	<i>Weighted Difference Vegetation Index</i>
WGS	<i>World Geodetic System</i>
WI	<i>Water Index</i>

1 INTRODUÇÃO

Uma grande preocupação ambiental é o aquecimento global, causado pelo aumento contínuo dos gases do efeito estufa natural. O efeito estufa natural é um processo que ocorre quando a energia solar atinge a superfície da Terra, onde parte dessa energia é refletida e a outra parte é absorvida pelos gases da atmosfera. Isso evita que grande parte do calor emane, aumentando a temperatura média e viabilizando o desenvolvimento da vida na Terra. Se não houvesse o efeito estufa natural, a temperatura média seria de -18°C ao invés de 15°C (CARVALHO *et al.*, 2010). Algumas ações antrópicas potencializam o efeito estufa, como o aumento da queima de combustíveis fósseis e mudanças de uso do solo, ao liberar grande quantidade de carbono para atmosfera. Consequentemente, essas ações implicam em mudanças climáticas, no aumento de temperatura dos oceanos e do ar, na elevação do nível do mar entre outros fatores, que causam alterações ambientais, econômicas e sociais.

Os principais gases do efeito estufa (GEE) são o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4), o óxido nitroso (N_2O), hidrofluorcarbonos (HFC-23, HFC-125, HFC-134a, HFC-143a, HFC-152a), perfluorcarbonos (CF_4 e C_2F_6) e hexafluoreto de enxofre (SF_6). Dentre esses gases, o CO_2 é o gás que mais contribui para o aquecimento global, com aproximadamente 55% do total das emissões dos GEEs. A emissão anual desse gás tem crescido nas últimas décadas, juntamente com o desmatamento, a degradação de florestas e as pressões na mudança de uso da terra, que são considerados grandes fontes emissoras de CO_2 , em nível global. O Painel Intergovernamental de Mudança do Clima (*Intergovernmental Panel on Climate Change* - IPCC, 2014) projeta aumento de mortalidade de árvores e de florestas em muitas regiões devido ao aumento de temperatura em 2°C e à seca ao longo do século 21. Esse cenário é ruim para as florestas que cobrem cerca de 31% da superfície da Terra e fixam mais de 75% do carbono (KEENAN *et al.*, 2015).

Embora seja uma das causas da alteração climática, o CO_2 tem grande importância no ciclo do carbono, por participar da composição química de todos os componentes orgânicos e como fonte de energia. Esse gás é absorvido pelas plantas por meio da fotossíntese, juntamente com a presença de água e de energia solar, para produção de oxigênio e compostos de carbono. Durante o crescimento vegetal, ocorre o armazenamento de grandes quantidades de carbono em distintas partes de uma planta, como folhas, galhos, troncos e raízes, aumentando a taxa de biomassa. A partir da diferença da produção da fotossíntese e o consumo pela respiração, obtém-se a quantidade de biomassa vegetal. Ao multiplicar a biomassa pela concentração de carbono, resulta em uma quantificação do estoque de carbono.

Nas últimas décadas, há uma crescente preocupação mundial com relação à preservação de áreas florestais e suas implicações na mudança climática. Algumas florestas têm elevado potencial para acumular carbono a médio e longo prazos em diferentes compartimentos, tanto na biomassa vegetal quanto na matéria orgânica no solo. Para compreender a captura do carbono atmosférico pela vegetação utilizam-se indicadores de estoque de carbono, como a biomassa vegetal. Existem alguns métodos para avaliar a biomassa acima do solo, como os métodos diretos e indiretos. Atualmente, há um crescente desenvolvimento de métodos indiretos por causa das leis de proteção ambiental. Uma das formas indiretas de estimar a biomassa e o carbono estocado em florestas naturais é por meio do sensoriamento remoto e dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG). Essas técnicas utilizam o emprego dos índices de vegetação a partir das imagens de satélites. A aplicação dos índices já é amplamente utilizada em diferentes áreas, principalmente na avaliação de biomassa, da atividade fotossintética, da produtividade, para diagnosticar área foliar e na porcentagem de cobertura do solo. O emprego deste método indireto permite estimar, prever e extrapolar informações sobre a vegetação, que são essenciais para diminuir as incertezas relativas aos estoques de carbono em diferentes coberturas vegetais.

Considerando também o potencial de acúmulo de carbono em florestas nativas, a Mata Atlântica é um importante bioma no cenário brasileiro. Entretanto, é um dos biomas mais ameaçados pelo histórico de diferentes ciclos de exploração e pelo impacto com a proximidade de grandes cidades e a concentração de núcleos industriais (MMA, 2002). Algumas áreas prioritárias de preservação desse bioma situam-se na região norte do Paraná, onde também sofrem grande pressão da atividade humana. A avaliação das mudanças de estoque de carbono nessa região, por meio da obtenção de dados espaciais via sensoriamento remoto, é uma forma viável de adquirir informações sobre o meio ambiente. Atualmente, a ausência de dados espaciais de biomassa em diferentes locais e a dificuldade de identificar e medir as mudanças de biomassa diretamente no local não permitem uma estimativa mais precisa da perda de carbono. Assim, estudos sobre estoques de carbono podem contribuir para melhor entendimento da captura do carbono atmosférico pela vegetação, quantificar seu estoque e compreender seu fluxo na natureza.

Neste contexto, este estudo visa a estimar o estoque de carbono pela quantificação da biomassa vegetal de uma formação florestal do domínio da Mata Atlântica. Compararam-se as áreas de Floresta Estacional Semidecidual, mata ciliar e pastagem na Fazenda Figueira, em Londrina, Paraná, com auxílio do sensoriamento remoto. Assim, o objetivo específico deste trabalho foi avaliar a eficiência na estimativa de biomassa e do estoque de carbono acima do

solo, em distintas coberturas vegetais, por meio de diferentes índices de vegetação: Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI), Índice de Vegetação da Razão Simples (RS) e Índice de Vegetação Melhorado (EVI e EVI2) obtidos a partir de imagens do satélite Landsat-8.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Estimativas de biomassa e carbono em ecossistemas florestais

As florestas têm grande importância no meio ambiente como proteção de bacias hidrográficas e do solo, regulação do clima, conservação da biodiversidade e no ciclo global de carbono (MARTINELLI; CAMARGO, 1996; ROY; RAVAN, 1996; BONAN, 2008). As florestas armazenam aproximadamente 45% do carbono terrestre e contribuem com aproximadamente 50% da produção primária líquida, sendo que as florestas tropicais contêm 25% do carbono da biosfera terrestre e são responsáveis por 33% de produção primária líquida, podendo sequestrar grandes quantidades de carbono por ano (BONAN, 2008). Portanto, as florestas são importantes para o equilíbrio global de carbono (HOUGHTON, 1994).

As florestas da América Latina contêm aproximadamente 49% da biomassa total de carbono, seguido por 26% da Ásia e 25% da África (SAATCHI *et al.*, 2011). Segundo os autores, dentre os países analisados, o Brasil possui uma das maiores áreas de floresta bem como altos estoques de carbono. Entretanto, as perdas florestais nos últimos cinco anos foram maiores no Brasil ($984000 \text{ ha.ano}^{-1}$), seguido pela Indonésia ($684000 \text{ ha.ano}^{-1}$) e Nigéria ($410000 \text{ ha.ano}^{-1}$), do total de 13 países tropicais analisados (KEENAN *et al.*, 2015). Outro estudo indica que na vegetação estão estocados cerca de $560 \times 10^{15} \text{ g}$ de carbono, sendo em torno de 75% deste total se encontram estocados em florestas e, especificamente, cerca de $100 \times 10^{15} \text{ g}$ de carbono estão estocados nas florestas brasileiras (MARTINELLI; CAMARGO, 1996).

A incorporação de carbono está associada ao crescimento das árvores, reflorestamento, preservação das reservas florestais, que aumentam consideravelmente a biomassa florestal (BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989; HOUGHTON; UNRUH; LEFEBVRE, 1993; TURNER *et al.*, 2004; HOUGHTON, 2005). A proteção de áreas florestais permite acumular carbono, com seu potencial de crescimento (HOUGHTON; UNRUH; LEFEBVRE, 1993). Assim, as boas opções para mitigação das mudanças climáticas são o reflorestamento e a restauração de florestas degradadas, além da proteção de florestas (BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989; HOUGHTON; UNRUH; LEFEBVRE, 1993; ZHANG; XU, 2003).

A liberação de carbono na atmosfera está associada ao processo de desmatamento, degradação da floresta, corte de florestas para agricultura, corte comercial de madeira, aumento de oxidação dos solos, uso do fogo, doenças, ataques de insetos, além do

envelhecimento e mortalidade das árvores, entre outros fatores (BROWN; LUGO, 1984; BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989; HOUGHTON; UNRUH; LEFEBVRE, 1993; HIGUCHI; SANTOS; RIBEIRO, 1998; MYNENI *et al.*, 2001; HOUGHTON, 2005; GOETZ *et al.*, 2009; QURESHI; PARIVA; HUSSAIN, 2012).

Alguns estudos consideram que a perda de carbono pode ser maior em uma floresta degradada do que desmatada (HOUGHTON, 2005). Federici *et al.* (2015) analisaram os dados florestais da FAO (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*), no período de 1990 a 2015, e verificaram que a degradação de florestas aumentou significativamente a liberação de CO₂ em comparação com as emissões ocorridas durante o desmatamento. Dessa forma, qualquer mudança na dinâmica de florestas tropicais e na sua biomassa pode influenciar no processo de crescimento, aumentar os distúrbios que levam à fragmentação florestal e ampliar a vulnerabilidade de plantas e animais (MALHI; PHILLIPS, 2004; POWELL *et al.*, 2010).

Portanto, o conhecimento sobre biomassa florestal é importante para conservação de recursos naturais, avaliação da regeneração natural, análise de produtividade, quantificação da ciclagem de nutrientes, estudar o balanço global de carbono, minimizar os impactos de uma exploração florestal e as questões ligadas às mudanças climáticas (ROY; RAVAN, 1996; DRUMOND *et al.*, 1997; HIGUCHI; SANTOS; RIBEIRO, 1998; BROWN, 2002; HOUGHTON, 2005; LU, 2006; DALLAGNOL *et al.*, 2011; JIN *et al.*, 2014; KHANGHAH; ARZANI; JAVADI, 2014).

Existem cinco tipos de depósitos de carbono que podem ser medidos: biomassa viva acima do solo; biomassa subterrânea; madeira morta; serrapilheira; e a matéria orgânica do solo (BROWN, 1997; STÅHL *et al.*, 2004; RUGNITZ; CHACÓN; PORRO, 2009; QURESHI; PARIVA; HUSSAIN, 2012). O carbono estocado está compartimentado em 45-55% na biomassa acima do solo; 20-26% na biomassa abaixo do solo; 20% no próprio solo; e 6-8% na serrapilheira, dependendo do estágio de desenvolvimento da floresta (HOUGHTON; UNRUH; LEFEBVRE, 1993; QURESHI; PARIVA; HUSSAIN, 2012).

Esses tipos de depósito de carbono diversificaram as definições de biomassa florestal encontradas na literatura. A biomassa pode ser definida como sendo a quantidade de massa de material vegetal disponível em uma floresta (MARTINELLI *et al.*, 1994; SOMOGYI *et al.*, 2007). Ou a biomassa representa a matéria orgânica armazenada no ecossistema e a biomassa viva consiste de água, carboidratos, quantidades menores de proteínas, lipídeos e nutrientes minerais, que variam conforme a estação do ano (GOLLEY *et al.*, 1978). Para Martinelli *et al.* (1994), a biomassa é a quantidade de material vegetal em uma floresta e a biomassa total

compreende a biomassa viva acima do solo, composta de árvores e arbustos, a biomassa morta acima do solo, composta pela serrapilheira e troncos caídos e a biomassa abaixo do solo, composta pelas raízes. Brown (1997) definiu como a quantidade de matéria orgânica viva acima do solo nas árvores. Britez *et al.* (2006) apresentaram uma definição dependente dos diferentes componentes, em que a biomassa viva acima do solo é constituída por troncos, galhos, flores, frutos e folhas e a biomassa morta é composta pelo material orgânico depositado sobre o solo, incluindo animais mortos; já na biomassa abaixo do solo incluem-se raízes vivas e mortas, matéria orgânica do solo e microorganismos. Segundo Grisi (2000), "biomassa refere-se à quantidade de matéria orgânica viva presente num determinado tempo e por unidade de área da superfície terrestre ou de volume de água", que é geralmente expressa em termos de matéria seca (g/m^2 ou kg/m^2 ou Mg/ha). Esta última definição foi adotada neste trabalho.

A estimativa de estoque de carbono pode ser obtida pelo produto da biomassa florestal com a concentração de carbono (HIGUCHI; CHAMBERS; SANTOS, 2004; PREISKORN, 2011). A concentração de carbono na biomassa de florestas tropicais está entre 46% e 52%, geralmente os estudos consideram 50% de carbono na biomassa (BROWN; LUGO, 1992; HOUGHTON; UNRUH; LEFEBVRE, 1993; HIGUCHI; CHAMBERS; SANTOS, 2004; BRITZ *et al.*, 2006; GOETZ *et al.*, 2009; SAATCHI *et al.*, 2011). O armazenamento do carbono pode ser avaliado em diferentes partes das árvores, das folhas até as raízes. A distribuição da biomassa na floresta é em função do tipo de vegetação, estrutura e condição do local (ROY; RAVAN, 1996).

A proporção de carbono nas florestas está relacionada ao seu estágio de crescimento (AREVALO; ALEGRE; VILCAHUAMAN, 2002; MATOS, 2006). Existe uma relação entre biomassa e a longevidade das árvores, sendo que as florestas jovens, em fase de crescimento ou florestas secundárias e plantações jovens fixam mais carbono que florestas primárias e plantios maduros, que já atingiram um estágio de equilíbrio de absorção de carbono e liberam a mesma quantidade na decomposição (HOUGHTON, 1994; AREVALO; ALEGRE; VILCAHUAMAN, 2002).

Quanto maior a precisão da estimativa de biomassa, melhor será a quantificação de carbono estocado pelos ecossistemas florestais (LU, 2006; CASSOL, 2013; MEDINA SOTOMAYOR, 2013). A quantificação de biomassa é relativa à capacidade máxima em armazenar matéria orgânica e pode ser feita por ordem de importância como: diâmetro do tronco, densidade da madeira, altura total e tipo de floresta (CHAVE *et al.*, 2005; BRITZ *et al.*, 2006).

A quantificação de biomassa pode ser separada em dois métodos, o direto (destrutivo) ou indireto (não destrutivo). O método direto implica selecionar e derrubar as árvores para obtenção de dados. A seleção pode ser feita pelo tamanho médio das árvores ou dentro de uma determinada classe de tamanho, ou de todos os materiais de uma área ou ainda selecionando alguns indivíduos para se ter uma ampla variação de tamanho (ROY; RAVAN, 1996). Após a derrubada, ocorre a separação em troncos, galhos, folhas, frutos, flores e raízes para pesagem separada dos componentes (CHAVE; RIÉRA; DUBOIS, 2001; BRITEZ *et al.*, 2006; RUGNITZ; CHACÓN; PORRO, 2009; SOARES; PAULA NETO; SOUZA, 2011; MACEDO, 2014). Alguns estudos utilizaram esse método direto para estimar a biomassa e o carbono (HIGUCHI; SANTOS; RIBEIRO, 1998; SANTOS *et al.*, 2001; WATZLAWICK, 2003; BURGER, 2005; VOGEL; SCHUMACHER; TRÜBY, 2006; MIRANDA; MELO; SANQUETTA, 2011; VERES, 2012). Esse método é considerado muito preciso, porém é demorado, oneroso e não pode ser aplicado em grandes áreas ou áreas protegidas, além de poder causar danos à floresta (CHAVE; RIÉRA; DUBOIS, 2001; WATZLAWICK, 2003; BACCINI *et al.*, 2004; HOUGHTON, 2005; SILVEIRA *et al.*, 2008; QURESHI; PARIVA; HUSSAIN, 2012; MACEDO, 2014). Assim, sua aplicação ocorre somente em áreas pequenas e de fácil acesso, com inclusão poucas árvores grandes, gerando tendenciosidade na seleção (BROWN; LUGO, 1984; BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989; BROWN; LUGO, 1992).

No método indireto são utilizados dados de inventário florestal ou estudos fitossociológicos, fatores de expansão ou conversão, equações alométricas, uso do sensoriamento remoto ou dados auxiliares utilizados em modelo baseado em um Sistema de Informação Geográfica (SIG). Neste método, os custos da coleta de dados são menores, é um método mais fácil para trabalhar com resultados obtidos mais rapidamente e não ocorre destruição do material, porém a precisão é inferior à do método destrutivo (HIGUCHI; CARVALHO JÚNIOR, 1994; BROWN, 1997; SOMOGYI *et al.*, 2007; SILVEIRA *et al.*, 2008; RUGNITZ; CHACÓN; PORRO, 2009; QURESHI; PARIVA; HUSSAIN, 2012). Outro aspecto importante é que a legislação brasileira vigente dificulta a aplicação de métodos destrutivos visando à proteção das florestas (BURGER; DELITTI, 1999; VIEIRA *et al.*, 2008), por isso é crescente a aplicação de métodos indiretos.

Os dados de inventário são meios práticos para estimar a biomassa acima do solo, geralmente coletados de escalas e populações de interesse, porém há falhas nos dados do inventário, principalmente em florestas tropicais, em que pode haver dados faltantes por não incluir a altura das árvores (BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989; BROWN, 2002; CHAVE *et al.* 2005; VIEIRA *et al.*, 2008). Outro problema são os dados incompletos, pois os

inventários florestais apresentam as áreas basais, classes de diâmetro ou volume da madeira e raramente os diâmetros individuais de cada árvore (PREISKORN, 2011). O uso de dados de estudos fitossociológicos não foi recomendado por Brown e Lugo (1992) e Brown (1997), pela ausência de dados adequados e por esses levantamentos possuírem a tendência de serem localizados em trechos de floresta escolhidos por pesquisadores. O uso de fatores de expansão ou conversão necessitam do cálculo da variável volume, que pode variar sua definição entre tipos florestais (BROWN, 1997). A expansão é calculada pelo volume do tronco com casca ou volume comercial ou volume do tronco e a conversão pode ser feita com dados de densidade da madeira, que pode ser definido de diferentes modos (SOMOGYI *et al.*, 2007).

Assim, a equação alométrica passou a ser mais difundida para estimar a biomassa. A equação alométrica é uma fórmula que indica quantitativamente a relação entre biomassa e uma dimensão da árvore (SOMOGYI *et al.*, 2007; PICARD; SAINT-ANDRÉ; HANRY, 2012). As equações são compostas por variáveis, que podem assumir qualquer valor, e coeficientes, que possuem valores conhecidos. Podem ser correlacionadas e ajustadas com variáveis de fácil medição, como diâmetro à altura do peito (DAP), área basal, altura total da árvore ou altura comercial, volume e/ou densidade da madeira, diâmetro da copa, de forma separada ou em conjunto (BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989; BACCINI *et al.*, 2004; CHAVE *et al.*, 2005; SOMOGYI *et al.*, 2007; SILVEIRA *et al.*, 2008; RUGNITZ; CHACÓN; PORRO, 2009; RIBEIRO *et al.*, 2010; PAULA; COSTA; TABARELLI, 2011; PICARD; SAINT-ANDRÉ; HANRY, 2012). O uso de duas ou mais variáveis em uma mesma equação alométrica apresenta melhores resultados, por exemplo, DAP e altura (BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989; ZHENG *et al.*, 2004), porém a altura é de difícil medição em campo, tornando a variável diâmetro à altura do peito (DAP) como mais prática, usual e facilmente repetida (WILLIAMS; SCHREUDER, 2000; CHAVE; RIÉRA; DUBOIS, 2001; BROWN, 2002). A medição de altura de muitas árvores, em um grande número de parcelas ou de um inventário é um processo oneroso e demorado pela dificuldade de enxergar o topo das árvores emergentes, aumentando a imprecisão dos dados, principalmente em florestas naturais (BROWN *et al.*, 1995; WILLIAMS; SCHREUDER, 2000; BROWN, 2002; CHAVE *et al.* 2005). Higuchi, Santos e Ribeiro (1998) apresentaram resultados consistentes com apenas uma variável independente, o DAP, tanto quanto os modelos que também utilizaram a altura. Barbosa (2015) testou diferentes modelos com uma variável, o DAP, até modelos com três variáveis, DAP, altura e densidade e seu resultado foi que o DAP é a variável mais relevante para a predição de biomassa em florestas tropicais.

As equações alométricas são em função do tipo de vegetação, espécie estudada ou tipo de componente arbóreo (RUGNITZ; CHACÓN; PORRO, 2009). Para ajuste e calibração das equações, este método ainda depende do método direto. As equações podem ser específicas para um determinado local, quando elaborado para um ecossistema particular ou podem ser utilizadas para estimar a biomassa em diferentes locais (VIEIRA *et al.*, 2008). As equações de uma região específica, baseadas numa população de árvores locais, são melhores para estimar a biomassa, mas quando não houver equações específicas para a área estudada, as estimativas podem ser obtidas a partir de equações gerais (BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989). Entretanto, Nogueira *et al.* (2008) compararam diferentes equações alométricas para um mesmo banco de dados de DAP e encontraram divergência da biomassa por hectare de 6% a 18,7%. Os autores verificaram que as equações desenvolvidas para florestas densas podem resultar em superestimativas de biomassa quando aplicadas a florestas abertas. Esse resultado concorda com Chave *et al.* (2004) e Burger e Delitti (2008), em que a escolha do modelo alométrico é fundamental para diminuir a fonte de erros, uma vez que há uma adequada estimativa de biomassa para cada ecossistema.

Diversos estudos indicam que essas equações alométricas têm resultados aceitáveis em diferentes tipos de ambiente (HIGUCHI; CHAMBERS; SANTOS, 2004). Em relação à Mata Atlântica, foram realizados poucos estudos sobre a biomassa nesse ecossistema (BRITZ *et al.*, 2006). Essa ausência é decorrente da localização de alguns fragmentos de Floresta Atlântica, que estão em áreas protegidas e os métodos destrutivos para desenvolvimento de equações alométricas são impraticáveis (VIEIRA *et al.*, 2008). Geralmente, a biomassa desse ecossistema tem sido avaliada através de métodos indiretos, utilizando equações para florestas tropicais, visto que poucos modelos alométricos foram feitos pelo método direto na Floresta Atlântica, como o Tiepolo, Calmon e Feretti (2002) e o de Burger (2005).

Outros trabalhos usaram as medições diretas para ajustes dos modelos alométricos na Mata Atlântica como Burger e Delitti (2008), Miranda (2008), Vismara (2009), Nogueira Junior (2010), Ferez (2010) e Miranda, Melo e Sanquetta (2011). No estudo de Tiepolo, Calmon e Feretti (2002), os autores encontraram 471.547,89 tC na parte florestal, através da medição do DAP, e 2,4 tC.ha⁻¹ no pasto em Guaraqueçaba, no Paraná. Burger (2005) formou um modelo com DAP e altura em uma mata próxima a Santos, em São Paulo. Burger e Delitti (2008) desenvolveram equações utilizando DAP, altura e quadrado do diâmetro multiplicado pela altura para estimar a biomassa no Parque Estadual da Serra do Mar, em São Paulo. Vismara (2009) testou diferentes técnicas volumétricas e gravimétricas, além de testar sete modelos de predição de biomassa aérea de árvores em Linhares, Espírito Santo. Ferez (2010)

testou modelos alométricos de áreas de restauração de Mata Atlântica submetidas a manejo usual e intensivo.

Estudos específicos de quantificação de carbono em Floresta Estacional Semidecidual (FES) foram realizados por vários autores. Britez *et al.* (2006) avaliaram 15 amostras em Floresta Estacional Semidecidual do Sul e Sudeste do Brasil e encontraram uma variação de 61 tC.ha^{-1} e no máximo 178 tC.ha^{-1} devido à extensa extração de madeira nessa área. Melo e Durigan (2006) estudaram a FES no Vale do Paranapanema, São Paulo, e estimaram $79,7 \text{ tC.ha}^{-1}$ na mata ciliar. No estudo de Stape *et al.* (2007), houve diferença de sequestro de carbono entre espécies pioneiras e secundárias iniciais, com taxas maiores e mais aceleradas para as primeiras.

Boina (2008) estudou dois fragmentos de FES no Parque Florestal Estadual do Rio Doce, em Minas Gerais. A autora analisou inventários florestais contínuos e obteve estoque de biomassa igual a $73,39 \text{ t.ha}^{-1}$ e estoque de carbono de $36,70 \text{ t.ha}^{-1}$ em um fragmento e $152,35 \text{ t.ha}^{-1}$ para biomassa e $76,17 \text{ t.ha}^{-1}$ de estoque de carbono em outro fragmento.

Nogueira Junior (2010) avaliou o estoque de carbono, o desenvolvimento florestal e atributos edáficos em dois sistemas de restauração florestal de FES, no município de Botucatu, São Paulo. O reflorestamento com baixa diversidade de espécies arbóreas apresentou maior potencial de estoque de carbono do que sistema de alta diversidade.

Amaro (2010) quantificou a biomassa na FES no município de Viçosa, Minas Gerais, a partir das medições de DAP, altura total e altura do fuste. Neste estudo, a biomassa total média estimada foi de $227,40 \text{ t.ha}^{-1}$ e o estoque total médio de carbono foi $108,98 \text{ t.ha}^{-1}$.

Souza *et al.* (2011) utilizaram dados de inventário para estimar a biomassa da FES no Vale do Rio Doce, em Minas Gerais, em estágios médio e avançado de regeneração. No estágio médio de regeneração, o estoque total de biomassa e carbono evoluíram de $71,74 \text{ tB.ha}^{-1}$ e $35,87 \text{ tC.ha}^{-1}$, respectivamente, em 2002 para $73,09 \text{ tB.ha}^{-1}$ e $36,54 \text{ tC.ha}^{-1}$, em 2007. Na área em estágio avançado de regeneração, os estoques de biomassa foram $146,84 \text{ tB.ha}^{-1}$ e $158,77 \text{ tB.ha}^{-1}$, em 2002 e 2007, respectivamente, e os estoques de carbono foram $73,42 \text{ tC.ha}^{-1}$ e $79,38 \text{ tC.ha}^{-1}$ em 2002 e 2007, respectivamente. Comparando as duas áreas, o estágio avançado de regeneração apresentou maior acúmulo de biomassa total que a área em estágio médio (SOUZA *et al.*, 2011).

Bruzinga *et al.* (2012) estudaram um remanescente de FES de 50 ha em Almenara, Minas Gerais, onde foi encontrado um total de $8.943,890 \text{ kg.ha}^{-1}$, que evidenciou o potencial na fixação de carbono. Contudo, algumas espécies contribuíram com os maiores estoques de carbono devido à alta densidade da madeira e frequência em relação às outras espécies

presentes na área (BRUZINGA *et al.*, 2012).

Veres (2012) estimou $42,1 \text{ t.ha}^{-1}$ para biomassa total e $29,39 \text{ t.ha}^{-1}$ de carbono estocado total na FES do município de São José das Palmeiras, no Paraná. Torres *et al.* (2013) compararam diferentes equações na FES do Parque Tecnológico de Viçosa. Os estoques totais de biomassa encontrados foram $116,98 \text{ t.ha}^{-1}$ e $107,59 \text{ t.ha}^{-1}$, já os estoques de carbono foram $56,31 \text{ t.ha}^{-1}$ e $48,70 \text{ t.ha}^{-1}$, respectivamente para as equações regionais propostas por Amaro (2010) e por Brown, Gillespie e Lugo (1989). Medina Sotomayor (2013) utilizou método direto para comparar e ajustar modelos para determinação de biomassa florestal aérea total em Angatuba, São Paulo, e o melhor modelo estimou a biomassa total em $125,22 \text{ t.ha}^{-1}$. Apesar dos trabalhos descritos acima, ainda faltam estudos de estoque de carbono em áreas de regeneração de FES para comparação de resultados (BRUZINGA *et al.*, 2012), principalmente na região norte do Estado do Paraná.

Entretanto, os métodos de campo para medição de biomassa são onerosos, muito demorados, específicos aos locais e são trabalhosos (HALL *et al.*, 2002; FASSNACHT *et al.* 2014). Ao contrário deles, as técnicas de sensoriamento remoto possibilitam acessar informações em locais de difícil acesso e grandes áreas, com redução de tempo e custo de execução e quantificam com precisão aceitável (MAIRE *et al.*, 2011; FASSNACHT *et al.*, 2014). Esse procedimento tem sido utilizado para estimar biomassa pelas propriedades espectrais da vegetação (SILVEIRA *et al.*, 2008). Desde os anos de 1980, a disponibilidade de imagens de satélite e avanços no processamento digital das imagens contribuíram com estudos de biomassa vegetal (MYNENI *et al.*, 2001; WATZLAWICK; KIRCHNER; SANQUETTA, 2009; LIU *et al.*, 2015). Embora a biomassa florestal não seja calculada diretamente, a reflectância pode ser relacionada à quantidade de biomassa florestal (BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989; MYNENI *et al.*, 2001; DONG *et al.*, 2003; SAATCHI *et al.*, 2007).

Diferentes estudos foram realizados para verificar o fluxo de carbono em diversos ambientes utilizando o sensoriamento remoto: solo (ROSENDO; ROSA, 2011), floresta (WATZLAWICK; KIRCHNER; SANQUETTA, 2009; PAULA; COSTA; TABARELLI, 2011), agrossistemas (RONQUIM, 2010) e outros. Também houve aplicação unindo geotecnologia e biomassa vegetal em diferentes biomas: araucária (WATZLAWICK; KIRCHNER; SANQUETTA, 2009); cerrado (BITENCOURT *et al.*, 2007); caatinga (CERQUEIRA; FRANCA-ROCHA, 2007); mata atlântica (PAULA; PEREIRA FILHO, 2009) e amazônia (MATOS, 2006). Com os avanços tecnológicos, estão disponíveis diversos satélites e sensores para avaliar a quantidade de carbono da biomassa florestal. Os satélites

mais utilizados foram IKONOS-II (WATZLAWICK, 2003), Landsat-7 (CERQUEIRA; FRANCA-ROCHA, 2007; PAULA; COSTA; TABARELLI, 2011), Landsat-5 e CBERS-2 (DALLA CORTE; SANQUETTA, 2007).

Nos últimos anos tem havido um grande esforço em desenvolver ferramentas e modelos que possam extrapolar os dados obtidos no campo ou obtidos por meio de instrumentos do sensoriamento remoto (LU, 2006). As medidas de campo podem ser usadas para desenvolver um modelo preditivo de biomassa ou validar os resultados obtidos do sensoriamento remoto (QURESHI; PARIVA; HUSSAIN, 2012). Os benefícios das imagens de satélite relacionam-se à obtenção de estoques de carbono em grandes áreas utilizando um método uniforme e em curto período de tempo (QURESHI; PARIVA; HUSSAIN, 2012). Entretanto, a limitação do uso do sensoriamento remoto no estudo da biomassa é o foco apenas na biomassa florestal viva e acima do solo, não sendo possível estimar a biomassa morta e abaixo do solo (DONG *et al.*, 2003; STÅHL *et al.*, 2004). Outros problemas envolvem fatores como dependência das condições atmosféricas, sem nebulosidade, mistura de pixels, tamanho de pixel, saturação dos dados, periodicidade com dados coincidentes com campo, que podem afetar a exatidão dos dados (LU, 2006), além do alto custo e limitada cobertura espacial, quando associada aos sensores hiperespectrais (DUBE; MUTANGA, 2015).

No caso de florestas naturais, a grande diversidade florística, fisionômica e fenológica aumenta a complexidade da aplicação de técnicas de sensoriamento remoto; além disso são poucos dados quantitativos disponíveis que integram dados coletados em campo com imagens de satélite (SOUSA; PONZONI, 1998; FERRAZ, 2012). A quantificação da biomassa é fundamental para os estudos de ciclo de carbono e um importante indicador para avaliar e monitorar os nutrientes, para verificar os impactos ambientais e na bioenergia (AMARAL *et al.*, 1996; DRUMOND *et al.* 1997; BONATTO *et al.*, 2007; MATOS; KIRCHNER, 2008; SILVEIRA *et al.*, 2008; CALDEIRA *et al.*, 2013).

2.2 Estimativas de biomassa e carbono em ecossistema de pastagem

O ecossistema de pastagem também é reconhecido pelo acúmulo de carbono (SILVER; OSTERTAG; LUGO, 2000; LI; GRANT; FLANAGAN, 2004; SANTOS *et al.*, 2004). As pastagens constituem um dos tipos de vegetação de ampla ocupação em todo o mundo, cobrindo 15 milhões de km² nos trópicos, comparando-se em área às florestas tropicais (SCURLOCK; HALL, 1998). Além da importância por acumular carbono, as gramíneas são de suma importância na pecuária, por ser a principal fonte de alimento para

gado e população animal selvagem, auxiliar na redução da erosão e desempenhar uma variedade de serviços ecossistêmicos (GRANT *et al.*, 2012).

De acordo com o Censo Agropecuário Brasileiro (IBGE, 2012), o território brasileiro tem aproximadamente 172,3 milhões de hectares de área total de pastagens, que inclui as pastagens plantadas e pastagens naturais. Em 1970, a área de pastagem ocupava cerca de 154,1 milhões de ha; cinco anos depois aumentou para 165,7 milhões de ha, até atingir maior tamanho em 1985 com 179,2 milhões de ha (IBGE, 2012). Entretanto, de 1970 a 2006, a taxa de crescimento das áreas de pastagem foi de apenas 4% no Brasil, principalmente como consequência da expansão de áreas agrícolas, do reflorestamento e da urbanização. Observa-se nos dados do Censo, no mesmo período de 1970 a 2006, que as áreas de pastagens naturais eram 124,4 milhões de ha e diminuíram para 57,6 milhões de ha e as pastagens plantadas aumentaram de 29,7 milhões de ha para 102,4 milhões de ha, representando cerca de 63,9% da área total de pastagens (IBGE, 2012). Houve a diminuição das pastagens naturais devido à substituição, principalmente, por pastagens plantadas.

Por causa de sua grande extensão territorial, esse ecossistema chega a ser responsável por 20% ou mais da produção terrestre de carbono total (SCURLOCK; HALL, 1998). De acordo com Boddey *et al.* (2015), quando a floresta é derrubada e substituída por pastagem bem manejada, após dez anos ou mais, os níveis de estoque de carbono no solo podem aumentar em níveis até maiores do que havia com a floresta. Por exemplo, os solos com pasto produtivo de capim braquiária podem acumular mais carbono do que com a vegetação nativa. Isso ocorre devido à maior produtividade primária das raízes da braquiária em comparação com a vegetação nativa e à maior fertilidade do solo após estabelecimento das pastagens. Outros estudos demonstraram a acumulação de carbono por gramíneas. Em uma área de cerrado, a conversão deste bioma para pasto com braquiárias não resultou em depleção do estoque de carbono, quando manejado apropriadamente (SANTOS *et al.*, 2004). E o mesmo ocorreu após o desmatamento da Mata Atlântica e sua substituição por capim *Brachiaria humidicola* em monocultura ou com a leguminosa *Desmodium ovalifolium*, no sul da Bahia (TARRÉ *et al.*, 2001). Os autores analisaram a taxa de acumulação de carbono e verificaram um aumento do estoque de carbono após nove anos de pasto bem manejado. Em outro estudo, as florestas que cresceram em campos antigos de agricultura acumularam biomassa em taxas mais rápidas do que as florestas que cresceram em pastos abandonados (SILVER; OSTERTAG; LUGO, 2000).

Consequentemente, pastagens com manejo inadequado, sem adubação, com altas taxas de lotação animal ou em que se utiliza muito o fogo como forma de limpeza de pragas e

invasoras, ocorre queda acentuada da produtividade potencial, perda da fertilidade do solo e redução nos estoques de carbono (SPAIN; GUALDRÓN, 1991; DIAS-FILHO, 2003). A diminuição da capacidade de produção de biomassa vegetal pela falta de manejo em pastagens é derivada da degradação dos solos, que perderam nutrientes e matéria orgânica, levando à sua compactação e evidenciando o processo erosivo (WADT *et al.*, 2003). A alta taxa de lotação animal leva a um superpastejo, que compromete a produtividade da pastagem, ultrapassa a capacidade de regeneração do pasto e leva a degradação deste ao quebrar o equilíbrio de reciclagem de nutrientes (DIAS-FILHO, 2003; PAULINO; TEIXEIRA, 2009). O superpastejo causa remoção da proteção dos solos e sem essa cobertura, ficam mais susceptíveis à compactação e têm menores taxas de infiltração de água e maior evaporação (DIAS-FILHO, 2003). O uso do fogo no manejo de pastagens aumenta o processo erosivo do solo ao remover os nutrientes, como o fósforo, nitrogênio e enxofre presentes em baixas quantidades no solo, que são de grande importância para as plantas (DIAS-FILHO, 2003; WADT *et al.*, 2003). A área queimada deixa o solo mais exposto à ação direta do ambiente, aumentando a taxa de decomposição da matéria orgânica, incentivando a erosão e a compactação do solo (DIAS-FILHO, 2003). As plantas invasoras e pragas diminuem a capacidade de renovação natural e aceleram o processo de degradação, causando diminuição da capacidade suporte da pastagem (DIAS-FILHO, 2003). Portanto, a degradação e manejo inadequado levam a perdas de carbono por erosão e oxidação, ao invés do sequestro de carbono (SCURLOCK; HALL, 1998).

Assim, o conhecimento da massa de forragem do pasto é interessante para intensificar o acúmulo e/ou sequestro de carbono. A amostragem de massa de forragem em uma área de pastagem pode ser realizada pelo método direto ou indireto. O método direto ou destrutivo consiste em cortar a gramínea, de uma área delimitada e conhecida, por uma moldura de madeira ou metálica (PEDREIRA, 2002). As técnicas diretas podem ser: a Técnica do Corte e a Técnica do Quadrado (CARVALHO *et al.*, 2008). A Técnica do Corte corresponde à escolha de locais de amostragem no pasto, que podem ser ao acaso por sorteio de coordenadas ou arremesso da moldura no pasto, porém podem corresponder a pontos fora do valor real. Outra forma de medição é a Técnica do Quadrado que consiste na escolha de locais que representem a média para então ser cortado e utilizado para uma estimativa do pasto (PEDREIRA, 2002). Não há uma regra exata para tamanho do quadrado ou para formato, retangular, quadrado ou circular (T'MANNETJE, 2000). As áreas do quadrado de 0,5 m² ou 1m² são adequadas para maioria dos pastos tropicais, em geral com formato quadrado ou retangular (SHAW *et al.*, 1987). Recomenda-se o arremesso aleatório dentro da parcela e, em

seguida, um corte rente ao solo do material localizado dentro do quadrado. De acordo com os autores, caso seja necessário retirar subamostras, o tamanho de um quilo é conveniente. Este método destrói o pasto e demanda um certo tempo, portanto quanto menor a amostra, mais fácil será o processo de corte e secagem de material. As desvantagens do método são alto custo e necessidade de equipamentos como tesoura, foices ou máquinas de cortar grama (HAYDOCK; SHAW, 1975; T'MANNETJE, 2000). O método direto é o melhor e o mais amplamente utilizado para estimativa de biomassa da pastagem, mesmo sendo caro, demorado e destrutivo, devido as amostras serem medidas com precisão (FLYNN, 2006).

O método indireto ou não destrutivo pode ser dividido em três categorias: estimativa visual, medida de altura e densidade, medidas de atributos não vegetativos que estejam correlacionados com a matéria seca (T'MANNETJE, 2000). As técnicas incluem avaliação visual, verificação da altura do dossel com uma régua ou disco medidor de altura e densidade do dossel (PEDREIRA, 2002). As vantagens são o menor tempo e o menor número de ajudantes (T'MANNETJE, 2000). Segundo Carvalho *et al.* (2008), as técnicas indiretas são denominadas de Avaliação Visual, Altura do dossel, Disco Medidor, Rendimento Comparativo, Sonda da Pastagem, Bico da Bota, Botanal e Calibração das Técnicas indiretas de Medição. As técnicas estão sujeitas a irregularidade do solo, pisoteio e acamamento da vegetação, variedade de espécies e efeitos do observador (PEDREIRA, 2002).

Existem numerosos métodos para estimar a biomassa de pastagem devido ao hábito de crescimento, produção de novos perfilhos, altura, densidade da gramínea e composição botânica que podem interagir com uma técnica ou outra ao exigir diferentes calibrações para diferentes espécies (HAYDOCK; SHAW, 1975; HARMONEY *et al.*, 1997). Essa grande variabilidade das características morfológicas, dos teores de matéria seca das diferentes espécies de gramíneas, influências do solo e do clima, além da limitação de materiais e recursos humanos dificultam a escolha mais apropriada para estimar a biomassa da gramínea (CARVALHO *et al.*, 2008).

Alguns estudos referentes à biomassa de gramíneas foram importantes para produção de biomassa total. Sanderson, Read e Reed (1999) compararam quatro frequências de corte (uma ou quatro vezes ao ano) do capim *Switchgrass* (*Panicum virgatum* L.), um tipo de capim perene nos Estados Unidos, e foram obtidos altos valores de biomassa com um corte ao ano, cerca de 15-20 t.ha⁻¹. Tiepolo, Calmon e Feretti (2002) não especificaram a variedade de capim, mas obtiveram 0,7 a 3,5 tC.ha⁻¹ de conteúdo de carbono acima do solo em pastos puros e pastos dominados por arbustos, em Guaraqueçaba, no Paraná. Rasnake *et al.* (2001) avaliaram a produção de biomassa em dois sistemas de corte, um ou dois cortes ao ano, com

seis cultivares de *Switchgrass* (*Panicum virgatum*). O sistema de um corte produziu mais biomassa, 15 Mg.ha⁻¹ de matéria seca, nas áreas de planície de Princeton, Estados Unidos. Ribeiro (2007) quantificou a biomassa no Sítio Bom Sucesso, localizado próximo a um fragmento de Mata Atlântica, em Viçosa, Minas Gerais. O estoque de carbono encontrado pelo autor foi de 0,42±0,18 tC.ha⁻¹ e de biomassa foi 0,84 t.ha⁻¹. Zanchi *et al.* (2009) estudaram biomassa com e sem pastejo, de 1999 a 2005, em Rondônia e obtiveram 2.202 kg.ha⁻¹ de biomassa total com capim *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich) R. D. Webster. Müller *et al.* (2009) estimaram a biomassa de um sistema agrossilvipastoril na zona da Mata Mineira, com misto de eucalipto, acácia e pastagem. Para o eucalipto foi estimado um total de 24,8 Mg.ha⁻¹ de biomassa e 11,17 Mg.ha⁻¹ de carbono; para acácia foi estimado um total de 6,94 Mg.ha⁻¹ de biomassa e 3,12 Mg.ha⁻¹ de carbono e na pastagem, 1,28 Mg.ha⁻¹ de biomassa e 0,58 Mg.ha⁻¹ de carbono no resíduo do pastejo. Bamberg *et al.* (2009) avaliaram a produção de biomassa total, de folhas e colmos em diferentes idades de crescimento, de 35 até 135 dias após a semeadura de dois cultivares de *Panicum maximum*. As médias obtidas foram 504,85 g.vaso⁻¹ para cultivar Atlas e 484,34 g.vaso⁻¹ para cultivar Aruana. Goulart e Monteiro (2012) estimaram a biomassa de pastagem *Brachiaria decumbens* Stapef próxima a uma área de Floresta Estacional Semidecidual Submontana, no Rio de Janeiro. Os valores de biomassa variaram de 1,58 a 1,65 t.ha⁻¹ e o estoque de carbono variou entre 0,58 a 0,62 tC.ha⁻¹. Richner, Kallenbach e Roberts (2014) examinaram a viabilidade da colheita de *Switchgrass* (*Panicum virgatum* L.) para obtenção de uma maior quantidade de biomassa em uma estação e o melhor tratamento foi com um único corte durante o outono.

Os métodos para estimar a biomassa acima do solo em campo são laboriosos e custosos, o que não é bom para aplicações regionais (BARRACHINA; CRISTÓBAL; TULLA, 2015). Outra técnica é o uso do sensoriamento remoto, que pode analisar a estrutura e estimar a biomassa de gramíneas em grandes áreas a baixo custo e de modo eficiente por meio de análises espectral, espacial e temporal (GUO *et al.* 2000; CLARK *et al.* 2001; BOLFE *et al.* 2011; BARRACHINA; CRISTÓBAL; TULLA, 2015). As medidas de reflectância do dossel de gramíneas pelo sensoriamento podem proporcionar uma metodologia rápida e não destrutiva para avaliar os parâmetros biofísicos, como biomassa e área foliar (WEISER *et al.*, 1986; AASE; FRANK; LORENZ, 1987).

A associação de métodos diretos e índices espectrais foi realizada por Flynn, Dougherty e Wendroth (2008). Os autores demonstraram uma boa precisão do método direto ao utilizarem *Greenseeker* para avaliar a biomassa da pastagem e o NDVI. Esse índice foi

correlacionado com a biomassa do método direto ($R^2 = 0,68$) e com método indireto do prato ascendente ($R^2 = 0,54$) na espécie *Schedonorus arundinaceus* (Schreb.) Dumort.

A maioria dos trabalhos neste ecossistema possui maior interesse com a identificação, quantificação e monitoramento da produtividade das pastagens (BOLFE *et al.*, 2011). Segundo He, Guo e Wilmschurst (2009), ainda há necessidade de informações sobre as condições biofísicas da pastagem para conservação e manejo. Também, existem poucas informações sobre avaliação da biomassa das gramíneas por um longo período de tempo (ZANCHI *et al.*, 2009).

2.3 Sensoriamento remoto aplicado à estimativa de biomassa e estoque de carbono

O sensoriamento remoto é uma técnica capaz de gerar informações sobre alvos da superfície terrestre, sem ter contato físico, através de sensores que atuam de forma ativa ou passiva, via terrestre, aérea ou orbital, registrando a interação da energia eletromagnética com o meio (JENSEN, 2009).

A radiação solar interage com a vegetação por três fenômenos: absorção, reflexão e transmissão (MOREIRA, 2011). A magnitude de cada uma das partes depende da interação da região do espectro eletromagnético com a estrutura física e química da folha (MOREIRA, 2011). A radiação solar é absorvida em cerca de 50%, pelos pigmentos contidos na folha (MOREIRA, 2011). Essa quantidade absorvida participa do processo de fotossíntese para a síntese de compostos ricos em energia, altera estruturas moleculares, acelera reações de foto-oxidação das xantofilas e/ou destrói estruturas moleculares (MOREIRA, 2011). Outra parte da radiação é refletida pelas folhas e finalmente, a transmissão é realizada através dos componentes que constituem a folha, tais como a cutícula, o parênquima lacunoso e o paliçádico (MOREIRA, 2011). Destes três fenômenos, a energia refletida pela vegetação tem sido a mais utilizada pela facilidade de ser estudada pela grande maioria dos sensores orbitais e sub-orbitais, que são capazes de quantificar essa energia (MOREIRA, 2011).

Em relação à fotossíntese, as plantas absorvem mais energia nas faixas espectrais que correspondem às faixas do azul e do vermelho e refletem mais na faixa do infravermelho próximo (KNIPLING, 1970; TODD; HOFFER, 1998; JENSEN, 2009). A região do visível situa-se entre 400 nm e 720 nm do espectro eletromagnético, correspondendo à radiação fotossinteticamente ativa absorvida para acúmulo de biomassa (MOREIRA, 2011). A maior parte dessa radiação é absorvida pelos pigmentos compostos pelas clorofilas "a" e "b" existentes nos cloroplastos, com picos de absorção das bandas do vermelho e do azul, respectivamente, embora os carotenóides, as xantofilas e antocianinas contribuam com menor

intensidade nessa absorção na região do mesófilo das folhas (MOREIRA, 2011). Segundo Novo (2010), a reflectância é baixa (menor que 20%) até 700 nm, dominando a absorção da radiação incidente pelos pigmentos das plantas em 480 nm (carotenóides) e em 620 nm (clorofila). Em 560 nm há um pequeno aumento de reflectância, não atingindo níveis superiores a 20%, responsável pela percepção da cor verde da vegetação. Portanto, a pigmentação das folhas é o fator importante para baixa reflectância e absorção da energia incidente. Quando as plantas estão senescentes, ocorre mudança na pigmentação e no conteúdo de água das plantas (TODD; HOFFER; MILCHUNAS, 1998), consequentemente uma perda de clorofila aumentará a reflectância na faixa do vermelho.

A região do infravermelho próximo situa-se na faixa espectral entre 720 nm a 1.100nm, onde o comportamento da radiação eletromagnética depende das estruturas celulares internas e há uma contribuição indireta do conteúdo de água da folha (MOREIRA, 2011). No mesófilo ocorre pequena absorção, com um considerável espalhamento interno da radiação na folha e a reflectância é constante (PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2012). Quanto mais lacunosa for a estrutura interna foliar, maior será o espalhamento interno da radiação incidente e maiores os valores de reflectância (PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2012).

Outra região do espectro eletromagnético é a do infravermelho médio, que se situa na faixa espectral entre 1.100 nm e 3.200 nm (TODD; HOFFER, 1998; MOREIRA, 2011). A presença de água líquida diminui os valores da energia refletida, devido à absorção da radiação incidente na região entre 1.300 nm e 2.000 nm (PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2012). Quanto maior a quantidade de água líquida presente nas células da folha, maior será a absorção e menor a reflectância. Assim, a variação da resposta espectral pela espécie vegetal é muito maior na região do infravermelho, por causa das diferenças na estrutura celular, uma vez que as plantas possuem pigmentos similares, dificultando a distinção na faixa do visível (GRANT *et al.*, 2012).

Segundo Epiphanyo *et al.* (1996), a vegetação é um alvo complexo para o sensoriamento remoto por apresentar variadas reflexões foliares em uma mesma planta, não uniformidade de estrutura inter e intra plantas e localiza-se sobre solo e restos vegetais que apresentam suas próprias propriedades de reflexão. A quantidade de energia refletida no vermelho e no infravermelho próximo, emitida pela vegetação e que chega ao sensor, irá variar com a irradiância solar, condições atmosféricas, tipo de substrato, estrutura e composição do dossel. A radiância é recebida pelos componentes ópticos e depois convertida em sinais elétricos. Esses sinais são transformados em um valor de número digital associado

aos pixels das imagens de satélite. Esses valores podem ser convertidos para níveis de radiância com o conhecimento das condições da superfície no momento da passagem do satélite.

O mapeamento e o monitoramento das mudanças de estoques de carbono com uso do sensoriamento remoto é prático e viável (FOODY *et al.*, 2001; MYNENI *et al.*, 2001; GOETZ *et al.*, 2009; AVITABILE *et al.*, 2012; PICARD; SAINT-ANDRÉ; HANRY, 2012). Desde 1980, observações da vegetação por imagens de satélite têm fornecido uma cobertura global com alta resolução espacial e temporal (MYENNI *et al.*, 2001). A biomassa florestal não pode ser medida diretamente do espaço, mas o sensoriamento remoto através das características da vegetação possibilita estudos em regiões distantes e por períodos mais longos (BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989; MYENNI *et al.*, 2001; DONG *et al.*, 2003).

As relações entre as medidas de inventário e a biomassa estimada por dados de satélite fornecem detalhes do reservatório de carbono e indica onde as mudanças estão ocorrendo (ROY; RAVAN, 1996; MYENNI *et al.*, 2001). Segundo Picard, Saint-André e Hanry (2012), independente do sensor ser do satélite Landsat, MODIS, IKONOS, QuickBird ou LiDAR, esses métodos assumem que as medições de campo disponíveis podem ajustar modelos de predição de biomassa às observações de sensoriamento remoto. Relacionar índices de vegetação com equações de regressão e o uso de imagens de satélite permitem uma estimativa da biomassa arbórea com erros aceitáveis, a partir de valores obtidos em inventários florestais ou em campo (SADER *et al.*, 1989; JAKUBAUSKAS; PRICE, 1997; FOODY *et al.*, 2001; LEFSKY; COHEN; SPIES, 2001; ZHENG *et al.*, 2004; HALL *et al.*, 2006; RAHMAN; CSAPLOVICS; KOCH, 2008; ROSA *et al.*, 2013; HENTZ *et al.*, 2014).

Segundo Houghton (2005), para determinar a biomassa de florestas, o tamanho do pixel deve ser próximo a 25-100 m, sem exceder esse limite. Considerando os tipos de satélites e o tamanho do pixel, o Landsat tem sido o recurso mais utilizado para diferentes estudos relacionados com a vegetação. Nelson *et al.* (2000) utilizaram imagens do Landsat/TM, para a biomassa de uma floresta tropical e a idade de uma floresta secundária. Os autores estimaram 5 a 10 t.ha⁻¹.ano⁻¹ de biomassa de uma floresta secundária em Rondônia. Steininger (2000) estimou a biomassa acima do solo de uma floresta secundária através de imagens do Landsat-5/TM, tanto em Manaus, no Brasil, quanto em Santa Cruz de la Sierra, na Bolívia. Hall *et al.* (2002) estimaram a biomassa de diferentes formações florestais no Canadá através das imagens do Landsat-5/TM e inventário florestal e obtiveram resultados moderadamente correlacionados para espécies coníferas (63%), decíduas (68%) e mistas (70%).

Cohen *et al.* (2003) realizaram a inclusão de vários índices de vegetação e diferentes datas para correlacionar com variáveis biofísicas através de diferentes análises de regressão e encontraram melhores resultados com a análise de regressão de correlação canônica. Foody (2003) investigou a capacidade de generalizar a biomassa tropical através da análise de transferência das relações de predição de biomassa em três diferentes lugares (Brasil, Malásia e Tailândia) com índices de vegetação derivados das imagens Landsat-4 e 5 e múltiplas equações de regressão. O autor encontrou diferença entre a contribuição dos comprimentos de onda e os diferentes lugares, consequentemente a composição de índices de vegetação diferiram entre os locais, mesmo sendo fortemente correlacionados com a biomassa. As diferenças foram a generalização de diferentes locais, generalização de imagens adquiridas ao longo de um tempo, condições de visualização e propriedades atmosféricas.

Em Wisconsin, nos Estados Unidos, Zheng *et al.* (2004) acrescentaram a idade das árvores para a estimar a biomassa acima do solo com os dados de DAP e vários índices de vegetação (NDVI, SR, Razão das bandas Azul e Vermelho, MSAVI - *Modified Soil Adjusted Vegetation Index*, NDVIc e seis bandas individuais) do Landsat-7. Labrecque *et al.* (2006) compararam quatro métodos (Relação Radiométrica Direta, Vizinho k-mais próximo, Classificação da Cobertura do Solo, Biomassa por Agrupamento usando estrutura e tipo) para mapear a biomassa florestal a partir das bandas do Landsat-5/TM, para prever a biomassa acima do solo em Newfoundland, Canadá. Eles encontraram resultados similares entre os métodos, sendo que um deles não precisa de parcelas georreferenciadas no campo e outro com erros maiores que pode ser aplicado quando a precisão dos valores de biomassa é menos crítica. Hall *et al.* (2006) utilizaram dados do Landsat/ETM+ para modelar a biomassa acima do solo em Alberta, no Canadá. Eles verificaram que ao adicionar dados de altura e da copa das árvores como variáveis preditoras, além de modelos de biomassa e volume, poderia melhorar significativamente os erros ao estimar e mapear a biomassa. Masek e Collatz (2006) utilizaram imagens de 1973 a 1999 do Landsat para reconstruir o histórico de distúrbio e a idade das florestas.

Coltri *et al.* (2009) estimaram a biomassa e o estoque de carbono do cafeeiro arábica com índices NDVI, PRI (Índice de Vegetação Fotossintético) e CO₂flux (integração do NDVI e PRI) do Landsat/TM e QuickBird. Avitabile *et al.* (2012) demonstraram que os dados do Landsat forneceram uma capacidade de espacializar as medições de biomassa no campo, com estimativas precisas e detalhadas da distribuição de biomassa em escala nacional, a partir de um modelo de regressão não paramétrico. Bolfe, Batistella e Ferreira (2012) testaram 24 índices de vegetação, obtidos através das imagens do Landsat-5/TM, para avaliar a correlação

com estoque de carbono em sistemas agroflorestais, no Pará. Pereira (2013) estimou a biomassa acima do solo de diferentes tipologias florestais no município de Belterra, no Pará, utilizando imagens Landsat-5/TM.

Das e Singh (2012) investigaram a relação entre biomassa acima do solo e diferentes índices de vegetação (NDVI, RDVI - *Renormalized Difference Vegetation Index*, MSR - *Modified Simple Ratio*, RVI - *Ratio Vegetation Index*, MSAVI, OSAVI - *Optimized Soil Adjusted Vegetation Index*) gerados pelo Landsat/TM em Sindhudurg, na Índia. Cassol, Saldanha e Kuplich (2013) estimaram o estoque de biomassa e carbono comparando diferentes sensores, ASTER e TM, além dos diferentes índices de vegetação (RS, NDVI, TVI - *Transformed Vegetation Index*, SAVI - Índice de Vegetação Ajustado para Solo, EVI), em uma área de Floresta Ombrófila Mista. Os autores concluíram que os índices NDVI e EVI modificado gerados pelo sensor TM apresentaram melhores resultados do que com o sensor ASTER. Günlü *et al.* (2014) utilizaram imagens do Landsat/TM e índices de vegetação (NDVI, RS, DVI - Índice de Vegetação de Diferença, SAVI, EVI, ND53, ND54, ND32, ND73) para estimar a biomassa de uma floresta de Pinus no noroeste da Turquia.

As técnicas de sensoriamento remoto com pastagens estão sendo aplicadas principalmente para auxiliar a identificação, quantificação e monitoramento de pastagens e mapeamento de problemas de degradação de pastagens por análise do comportamento espectral (GUO; PRICE; STILES, 2000; FRANCO; ROSA., 2003; ANDRADE *et al.*, 2013; ROSA *et al.*, 2015). As imagens do satélite Landsat também foram utilizadas para vários propósitos como em Todd, Hoffer e Milchunas (1998), que utilizaram diferentes índices de vegetação com imagens do Landsat-5/TM para estimar a biomassa acima do solo em lugares com e sem pastejo, no Colorado, Estados Unidos. Os lugares com pastejo foram linearmente relacionados com os índices de vegetação GVI - *Green Vegetation Index*, NDVI, WI - *Water Index*, e banda vermelha ($R^2 = 0,62 \pm 0,67$) e não houve relações significativas com lugares sem pastejo. Gou, Price e Stiles (2000) avaliaram as relações entre fatores biofísicos da pastagem com modelos de reflectância espectral (NDVI, BI - *Brightness Index*, GVI e WI, Razão Verde e Razão Infravermelho Médio) pelo Landsat-5/TM, no Kansas, Estados Unidos. Os autores obtiveram resultados significativos entre biomassa acima do solo e variáveis espectrais.

Clark *et al.* (2001) criaram mapas de pastagem com boa acurácia utilizando Landsat-5/TM e Spot-3/HRV. Henebry (1993) exemplificou a dependência da disponibilidade de água com a produtividade de pastagem com a variação de valores de NDVI do Landsat/TM. Price, Guo e Stiles (2002) avaliaram bandas puras do Landsat/TM e combinação de bandas para

discriminar áreas de pastagem no Kansas, Estados Unidos. Zha *et al.* (2003) obtiveram uma acurácia de 89% em quantificar a cobertura de capim a partir de imagens do Landsat/TM no oeste da China, com auxílio de dados da reflectância espectral medidos no local com um espectrômetro. Andrade *et al.* (2013) aplicaram as técnicas de sensoriamento remoto, como IAF (Índice de Área Foliar), NDVI e SAVI, para detecção de áreas degradadas de pastagens em três microbacias em Guararapes, São Paulo, utilizando uma imagem de satélite Landsat-5/TM. Paula *et al.* (2013) discriminaram as pastagem natural e plantada, comparando NDVI, EVI e EVI2 obtidos das imagens Landsat-5/TM.

Porter *et al.* (2014) verificaram uma acurácia razoável entre biomassa de gramíneas e modelos de regressão de NDVI ou combinação de várias bandas do sensor ativo *Crop Circle* e das imagens de satélite Landsat. O modelo de NDVI derivado do Landsat forneceu uma estimativa mais precisa, com diferença de $22 \pm 96 \text{ kg.ha}^{-1}$, enquanto o modelo NDVI do *Crop Circle* foi de $182 \pm 94 \text{ kg.ha}^{-1}$, modelos de regressão das bandas do Landsat foi de $83 \pm 90 \text{ kg.ha}^{-1}$ e os modelos de regressão das bandas do *Crop Circle* foi de $155 \pm 90 \text{ kg.ha}^{-1}$. Ao comparar o *Crop Circle* com as imagens de Landsat, o *Crop Circle* estimou biomassa dentro de 8% do valor real e as imagens de Landsat estimaram dentro de 1% ao longo de duas estações de crescimento consecutivo. Ferreira *et al.* (2013) avaliaram a biomassa total, a biomassa verde e cobertura de *Brachiaria spp.* no bioma cerrado utilizando índices de vegetação NDVI e EVI das imagens combinadas do Landsat/TM e MODIS. Para os autores, o sensoriamento remoto permite um discernimento importante sobre as características e condições das pastagens.

Mundava *et al.* (2014) verificaram a relação entre biomassa acima do solo de pastagens e seis índices de vegetação (NDVI, SAVI, SATVI – *Soil Adjusted Total Vegetation Index*, NDSVI – *Normalized Difference Senescent Vegetation Index*, STVI-1 – *Stress-related Vegetation Index*, STVI-3 – *Stress-related Vegetation Index*, Banda verde-vermelha) das imagens do Landsat-7/ETM+, em Kimberley, Austrália. Os autores não encontraram relação entre os índices de vegetação e a biomassa acima do solo dos 19 lugares, mas quando foram agrupados lugares com similaridade botânica, houve uma melhora nos resultados. Barrachina, Cristóbal, Tulla (2015) estimaram a biomassa acima do solo de prados e pastos com cinco índices de vegetação derivados do Landsat-5/TM (NDVI, EVI, TCG – *Tasseled Cap Transformation Greenness*, TCW – *Tasseled Cap Transformation Wetness*, NDWI – *Normalized Difference Water Index*). Os resultados deste estudo mostraram que a biomassa acima do solo apresentou alta variabilidade interanual e intrasazonal devido às condições meteorológicas e práticas de agricultura. Além disso, o NDVI não foi um bom preditor de

biomassa e índices de umidade, como TCW e NDWI, apresentaram uma forte relação com a biomassa.

Entretanto, fatores inerentes afetam a quantidade e qualidade da radiação refletida da planta, como a atmosfera, ângulo azimutal solar e zenital, distância e posição do sensor, topografia, estágio fenológico da vegetação no período de aquisição da imagem, orientação e forma das folhas, e imperfeições da calibração radiométrica e geométrica (KNIPLING, 1970; KANEMASU, 1974; JACKSON; SLATER; PINTER JUNIOR, 1983; STEININGER, 2000; LU, 2006; NOVO, 2010). Apesar do sucesso da aplicação de sensores de alta resolução espacial e espectral para estimar a biomassa acima do solo, ainda há desafios relacionados aos custos, pequena área de cobertura, multicolinearidade e disponibilidade limitada (TURNER *et al.*, 2003; DUBE; MUTANGA, 2015).

Uma importante técnica do sensoriamento remoto é a aplicação de índices de vegetação para estimar a biomassa acima do solo. Baseia-se nos processos de interação da vegetação e radiação eletromagnética. As plantas absorvem mais energia na faixa do azul e do vermelho, faixas espectrais referentes à fotossíntese, e refletem bastante na faixa do infravermelho próximo (JENSEN, 2009; MOREIRA, 2011). Na faixa do vermelho da região do visível, ocorre alta absorção da radiação solar e baixa reflectância nos pigmentos, como a clorofila das folhas de uma vegetação verde e sadia. Na região do infravermelho próximo ocorre pouca absorção e alta reflectância nas estruturas celulares do interior das folhas (SHIMABUKURO; NOVO; PONZONI, 1998). O comportamento espectral das folhas dependerá da composição química e da estrutura interna, já a reflectância da cobertura vegetal dependerá da quantidade de folhas e da arquitetura do dossel (SHIMABUKURO; NOVO; PONZONI, 1998). Além disso, alguns fatores externos como fonte de radiação, espalhamento atmosférico, sombra, reflectância do solo e teor de umidade interferem nesta avaliação (BANNARI *et al.*, 1995; PONZONI; GALVÃO; EPIPHANIO, 2001).

A partir de várias combinações matemáticas das reflectâncias de várias faixas espectrais são obtidos os índices de vegetação (IVs), permitindo um monitoramento de curtos ou longos períodos da variação estrutural, ciclo fenológico e dos parâmetros biofísicos da vegetação (EPIPHANIO *et al.*, 1996; HUETE *et al.*, 2002; LIU, 2006; JENSEN, 2009). Assim, os índices de vegetação são medidas radiométricas adimensionais, resultantes de transformações matemáticas de soma, diferença e/ou razão de duas ou mais bandas do espectro eletromagnético, cujo objetivo é extrair informações relacionadas à vegetação com base nos pixels da imagem digital e diminuir a quantidade de análise dos dados orbitais (JACKSON; HUETE, 1991; JENSEN, 2009). Segundo Moreira (2011), foram maximizadas

as informações espectrais da vegetação, com o uso de um menor número de bandas, e foram minimizadas as variabilidades dos fatores externos, como geometria de aquisição dos dados, atmosfera e solo. Um índice de vegetação ideal deve ser sensível à vegetação, insensível ao fundo (solo), não ter interferências atmosféricas, permitir comparações espaciais e temporais e acoplar um parâmetro biofísico mensurável no campo, tanto quantitativamente como qualitativamente, para avaliar o vigor da cobertura vegetal e relacionar partes da curva de reflectância da vegetação (EPIPHANIO *et al.*, 1996; LIU, 2006; JENSEN, 2009). Eles tendem a aumentar a sensibilidade a parâmetros biofísicos da planta, para que seja condizente com a dinâmica da vegetação, porém dependerá das características estruturais e fisiológicas da vegetação. Além disso, cada ambiente tem suas próprias características e cada índice de vegetação é um indicador do seu meio (BANNARI *et al.*, 1995; TANAJURA; ANTUNES; UBERTI, 2005).

Na literatura são encontrados mais de 50 índices de vegetação que foram desenvolvidos nos últimos 20 anos (BANNARI *et al.*, 1995; LIU, 2006). Os IVs são agrupados em dois tipos de classes: índices na forma de razão e índices caracterizados pela distância ortogonal (BANNARI *et al.*, 1995; MOREIRA, 2011). Os índices de razão combinam duas bandas e são mais simples de usar do que os derivados de combinações complexas (BANNARI *et al.*, 1995). Já os índices caracterizados pela distância ortogonal incluem índices espectrais de “n dimensões”, em que as isolinhas de verde permanecem paralelas à linha do solo, como o Índice de Vegetação Perpendicular e Índice de Vegetação Verde (BANNARI *et al.*, 1995). Outra forma é diferenciar em duas diferentes fases: uma de combinações lineares entre as faixas da radiação eletromagnética, sem considerar outros fatores externos, e outra fase envolve interações da radiação eletromagnética com atmosfera, cobertura vegetal e solo, e posterior correção dos valores de reflectância pela calibração do sensor (BANNARI *et al.*, 1995). O objetivo destes índices da distância ortogonal é calcular a distância entre a linha do solo e a vegetação.

Os IVs têm a finalidade de compensar a influência da geometria na aquisição dos dados, como os efeitos de sombreamento, topografia e retroespalhamento, e minimizar as diferenças entre a irradiância da fonte e radiância detectadas pelo sensor (MYNENI *et al.*, 1995; PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2012). Entretanto, o cálculo dos IVs pode ser afetado pela calibração dos sensores, influência dos efeitos atmosféricos, posicionamento das bandas espectrais, ângulo zenital solar, ângulo de visada do sensor, composição e arquitetura do dossel, contribuição da vegetação não fotossinteticamente ativa e do substrato (PRICE, 1987; JACKSON; HUETE, 1991; KAUFMANN; TANRÉ, 1992; EPIPHANIO;

HUETE, 1995; EPIPHANIO *et al.*, 1996; TANAJURA; ANTUNES; UBERTI, 2005; NUNES, 2008; PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2012).

Os índices de vegetação foram correlacionados com vários parâmetros da vegetação, como biomassa, Índice de Área Foliar (IAF) e cobertura do dossel, que representam uma medida integrada de atividade fotossintética da vegetação e variações estruturais do dossel (HUETE *et al.*, 2002). Diversos estudos empregam índices de vegetação, tanto por sensores orbitais quanto por espectroradiômetros, com os principais objetivos de verificar o IAF (XAVIER; VETTORAZZI; MACHADO, 2004), biomassa (TUCKER, 1979) produção de culturas (PARISE; VETTORAZZI, 2005), produtividade (PICOLI *et al.*, 2009), definição de áreas prioritárias para conservação (VALENTE, 2005) e variações temporais e espaciais da cobertura vegetal (RIZZI; FONSECA, 2001).

Os principais índices utilizados na quantificação da biomassa vegetal são: Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI), Índice de Vegetação da Razão Simples (RS), Índice de Vegetação Melhorado (EVI), Índice de Vegetação Ajustado para Solo (SAVI) (COLTRI *et al.*, 2009; WATZLAWICK; KIRCHNER; SANQUETTA, 2009; RODRIGUES, 2010). Sader *et al.* (1989) consideraram que o NDVI não foi um bom preditor para biomassa total da floresta em Luquillo, no Porto Rico. Outros estudos indicaram o oposto, Roy e Ravan (1996) verificaram uma relação positiva do NDVI com a biomassa de uma floresta decídua no parque Nacional de Madhav com imagens do Landsat/TM. O uso da análise de regressão múltipla e índices espectrais das bandas do Landsat tiveram relações significativas entre biomassa e Landsat-7/TM ($R^2 = 0,58$) e entre biomassa e NDVI ($R^2 = 0,59$), no Parque Nacional de Yellowstone, Estados Unidos (JAKUBAUSKAS; PRICE, 1997). Para os autores, a biomassa é melhor estimada utilizando as bandas do infravermelho ou utilizando combinações de bandas visíveis e infravermelho. Em relação ao sub-bosque e pastagem, as análises foram pobremente explicadas pelos modelos de regressão e dados do Landsat/TM ou índices de vegetação (JAKUBAUSKAS; PRICE, 1997). Alguns estudos documentaram as limitações da modelagem de biomassa utilizando dados de sensores passivos, como o problema de saturação da alta densidade de biomassa, cobertura de nuvens e níveis de IAF (STEININGER, 2000; AVITABILE *et al.*, 2012). Foody *et al.* (2001) encontraram forte correlação da biomassa com as bandas individuais do Landsat/TM e fraca correlação entre os valores de biomassa e os seis índices de vegetação (RS, NDVI, *Ratio-based*, *Stress-related*, *Complex division*, *Normalized-based*) obtidos das imagens Landsat, em Borneo, Malásia. Os autores encontraram uma fraca relação da biomassa com o NDVI. Hermuche e Felfili (2011) estudaram a relação entre o NDVI e o comportamento de espécies dominantes em três

fragmentos de Floresta Estacional Decidual com imagens do Landsat-7/ETM+, no Vale do Paran, Gois. Houve relao entre NDVI, das pocas de chuva e de seca, e a florstica dos fragmentos estudados.

Outros estudos utilizam ndices de vegetao para estimar a biomassa de gramneas, como Bremm *et al.* (2015) que verificaram as relaes de ndice de Vegetao por Diferena Normalizada (NDVI) obtidas pelo sensor *GreenSeeker* com as massas de forragens nas pastagens naturais do Bioma Pampa. Tucker *et al.* (1985) encontraram forte correlao das imagens do stlite NOAA-7 e a biomassa acima do solo de gramneas coletada no Sahel, no norte da frica, no perodo de quatro anos. A combinao dos dados do visvel e infravermelho prximo adquiridos pelas imagens de stlite e de biomassa da pastagem, no perodo de 1981 a 1983, resultou em uma relao linear com um valor R^2 de 0,69. Weiser *et al.* (1986) obtiveram correlao direta da reflectncia espectral e a estimativa de fitomassa das pastagens, porm no tratamento sem queima da pastagem, os valores foram subestimados por causa da camada de senescncia da vegetao na superfcie do solo. Frank e Aase (1994) relacionaram ndices de vegetao de um radimetro *Mark II* com pastos moderado a pesadamente pastejados em pastagens nativas, os quais foram significativamente correlacionados com o acmulo de matria seca nos dois tipos de pastos. Todd, Hoffer e Milchunas (1998) verificaram que a relao entre NDVI e biomassa que foi reduzida com a presena de material senescente, em decomposio ou morto da planta.

Flynn (2006) encontrou melhor correlao para estimar biomassa e NDVI com o procedimento de coleta direta destrutiva ($R^2=0,68$) do que a indireta com o do prato ascendente ($R^2=0,54$). Flynn, Dougherty e Wendroth (2008) utilizaram o NDVI pelo *Greenseeker* para definir a variabilidade espacial e temporal das pastagens e concluíram que a frequncia de distribuio da biomassa derivada do NDVI pode refletir as estratgias de forrageio do gado. Khanghah, Arzani e Javadi (2014) utilizaram diversos ndices de vegetao (RS, NDVI, WDV, RVI, TVI, CTVI, DVI, PVI3, TSAVI2, MSAVI2) para estimar a pastagem no Ir, sendo que o NDVI no foi considerado um bom preditor de biomassa acima do solo. Jin *et al.* (2014) avaliaram a dinmica espao-temporal da biomassa de pastagem na China, no perodo de 2006 a 2012. Os ndices de vegetao (NDVI, DVI, EVI2, SAVI, MSAVI) foram fortemente correlacionados com a biomassa da pastagem e a preciso do sensoriamento remoto para estimar a biomassa foi de 73%, com mdia anual de 604,5 kg.ha⁻¹.

Portanto, o uso dos IVs tem se mostrado uma tcnica robusta capaz de facilitar as comparaes em escalas espaciais e temporais da vegetao, tanto local quanto global (MYNENI *et al.*, 1995).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área de estudo

A Fazenda Figueira localiza-se no município de Londrina, região norte do Estado do Paraná (PR) (Figura 1), a $23^{\circ} 32' 27''$ S de latitude e $50^{\circ} 58' 23''$ W de longitude. É uma propriedade da Fundação de Estudos Agrários Luiz de Queiroz (FEALQ) desde 2000, quando seu antigo proprietário, Alexandre Von Pritzeltwitz fez a doação. A fazenda possui uma área de 3.686,64 hectares, destes 1.435,44 hectares são representados por vegetação natural ou em regeneração, protegidos pela Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Estadual “Mata do Barão” e APP (Área de Preservação Permanente). Os outros 1.865,30 hectares são ocupados por pastagens e 385,90 hectares para agricultura e edificações. As pastagens são dedicadas ao gado bovino, equino, muar e ovino, em regime extensivo. As atividades de pecuária são de cria, recria e engorda, uma vez que na fazenda também funciona a Estação Experimental Agrozootécnica Hildegard Georgina Von Protzelwitz.

Figura 1 - Localização da área de estudo. A: Mapa do Brasil destacando o Estado do Paraná; B: Estado do Paraná com município de Londrina (verde); C: Fazenda Figueira (Landsat-8/OLI, composição R(4) G(3) B(2) de 11 de agosto de 2015)

3.1.1 Uso e cobertura do solo

De forma geral, o uso e cobertura do solo da Fazenda Figueira é composto por: agricultura, pastagem, edificações, Floresta Estacional Semidecidual (FES) e Floresta Ribeirinha (FR) (Figura 2). A área correspondente a FES é de 1.027,55 ha (27,87%), FR é de 407,89 ha (11,06%), pastagem é de 1.865,30 ha (50,60%), agricultura é de 341,63 ha (9,27%) e a de edificações e outros é de 44,27 ha (1,20%).

Figura 2 - Uso e cobertura do solo da Fazenda Figueira em 2015

3.1.2 Vegetação nativa

O Estado do Paraná apresenta cinco unidades fitogeográficas representativas: Estepes (campos gerais), Savana (cerrado), Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual (RODERJAN *et al.*, 2002; FERRETTI; BORGES; BRITZ, 2006). A Floresta Estacional pode ser subdividida em Floresta Estacional Decidual ou Floresta Estacional Semidecidual (KLEIN, 1984). A Floresta Estacional Decidual caracteriza-se quando mais de 80% das árvores emergentes perdem as folhas durante o inverno (KLEIN, 1984). A Floresta Estacional Semidecidual é constituída por um dossel irregular (Figura 3), com árvores que variam entre 15 m e 20 m de altura, que apresenta estrato mais denso e perenifólio, e árvores emergentes de 25 m a 30 m de altura, que não formam cobertura superior contínua (RODRIGUES, 1999; FERRETTI; BORGES; BRITZ, 2006; ACCIOLY, 2013), aproximadamente 20% a 50% de árvores, e não de espécies, perdem as folhas durante o inverno, modificando a fisionomia da vegetação (KLEIN, 1984; IBGE, 1992; VELOSO *et al.*, 1992; RODERJAN *et al.*, 2002; ACCIOLY, 2013). A dupla estacionalidade climática, com verão chuvoso e inverno seco, e flutuações climáticas foram os maiores responsáveis pela seleção de espécies da Floresta Estacional Semidecidual (KLEIN, 1984; IBGE, 1992; VELOSO *et al.*, 1992; ACCIOLY, 2013).

Figura 3 - Perfil esquemático destacando a estrutura de um segmento de Floresta Estacional Semidecidual (Fonte: RODERJAN *et al.*, 2002)

Historicamente, o Paraná experimentou vários ciclos econômicos, o primeiro foi o ciclo da madeira, que provocou um desmatamento seletivo. Durante a década de 1970, a colonização era dominada por cafezais, que foram substituídos por lavouras anuais de soja, milho e trigo (SOARES; MEDRI, 2002). A troca da cafeicultura por atividades anuais fez a

região perder grande quantidade de solos com manejo inadequado de máquinas agrícolas. Esse processo de colonização gerou perda da vegetação, em aproximadamente 96%, e do solo com os processos erosivos. Concomitante a atividade agrícola, ocorreu a extração de madeira passando por diferentes ciclos econômicos até a atividade agropecuária (FERRETTI; BORGES; BRITEZ, 2006). O processo de fragmentação acarreta uma série de problemas ecológicos, como a diminuição da população e extinção de algumas espécies, que ameaça a biodiversidade local. O nível de extinção pode aumentar caso haja diminuição da área de ocorrência, ou seja, quanto menor o fragmento florestal. Por isso, há uma necessidade urgente de recuperação, preservação dos fragmentos e manutenção da biodiversidade.

A Floresta Estacional Semidecidual foi o tipo florestal mais rápido e extensamente desmatado em toda sua área de ocorrência (DURIGAN *et al.*, 2000). Esta formação florestal ocupava solos de grande fertilidade e foi devastada drasticamente pelo homem com a expansão da fronteira agrícola (DURIGAN *et al.*, 2000; RODERJAN *et al.*, 2002; FERRETTI; BORGES; BRITEZ, 2006; ACCIOLY, 2013). Antes de passar por um intenso processo de fragmentação no século XIX pela ação antrópica, a Floresta Estacional Semidecidual (FES) formava um contínuo com a Floresta Ombrófila Densa, que representam as formações florestais de Domínio da Mata Atlântica (MEDRI *et al.*, 2002; TOREZAN, 2002; TOREZAN; SILVEIRA, 2002; FERRETTI; BORGES; BRITEZ, 2006). A Floresta Estacional Semidecidual tinha uma cobertura original de 11.243.831,4 ha, ou seja, 56,26% no Estado do Paraná e hoje resta apenas 6,07%, sendo o tipo florestal mais devastado, principalmente devido à atividade cafeeira no norte e nordeste do Paraná (ACCIOLY, 2013).

Após a intensificação da atividade humana no Paraná, atualmente restaram menos de 9% dos tipos florestais da situação original em bom estado de conservação, cerca de 2% estão em áreas protegidas (ANJOS 1998; RODERJAN *et al.*, 2002; ACCIOLY, 2013). Essa pequena parte da vegetação original é protegida pelo poder público, como as 68 Unidades de Conservação no Paraná ou protegida por proprietários particulares, que totalizam 220 RPPNs no Paraná (IAPAR, 2014).

A Fazenda Figueira conta com áreas de reserva legal e preservação permanente (RPPN), que corresponde a 38,94% de sua área total. A Mata do Barão é a maior RPPN do município de Londrina e a quinta do estado do Paraná. Além da área de preservação há 13 remanescentes florestais (RODRIGUES *et al.*, 2003) resultantes do intenso processo de fragmentação, transformando-se numa imagem de pequenos fragmentos cercados por capim colônia (*Panicum maximum*).

A Fazenda Figueira está situada na Bacia do Rio Tibagi. Esta bacia abrange uma região com variações climáticas e topográficas, proporcionando diferentes coberturas florestais, da Floresta Ombrófila Mista, manchas de Cerrado até Floresta Estacional Semidecidual, apresentando uma riqueza de espécies (DIAS; VIEIRA; PAIVA, 2002). Segundo Torezan e Silveira (2002), a diversidade vai decrescendo em direção ao Sul da bacia, indicando a grande variação na composição de espécies. Isso ocorre devido à associação das variáveis ambientais com o aumento da latitude e altitude.

Na bacia do rio Tibagi existem dois tipos de fragmentos florestais, os remanescentes florestais, encontrado mais ao Norte da bacia e manchas de florestas na região Sul (ANJOS, 2002). A vegetação do baixo Tibagi foi determinada pela profundidade do solo, onde solos profundos e bem drenados apresentaram um sub-bosque menos denso e um dossel mais alto, como laranjeira-do-mato (*Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll.Arg.), catiguá (*Trichilia P.Browne*), pau-d'alho (*Gallesia integrifolia* (Spreng.) Harms), peroba-rosa (*Aspidosperma polyneuron* Müll.Arg.). Nas encostas com solos rasos, o dossel é interrompido pelas clareiras, onde ocorrem a canelinha (*Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez), a canjarana (*Cabralea canjerana* (Vell.) Mart.) e a gurucaia (*Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan). Nas áreas com solos rasos, em margem de rios sujeitos à inundação, foram encontradas guabirobeira (*Campomanesia xanthocarpa* (Mart.) O.Berg) e branquilha (*Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B.Sm.). Nas encostas de declividade acentuada, foram encontradas as cactáceas arbóreas, como o mandacaru (*Cereus peruvianus* (L.) Mill.) (TOREZAN, 2002).

A Floresta Ribeirinha (FR) é a floresta ciliar, situada às margens dos cursos d'água. Segundo Rodrigues *et al.* (2003), é uma vegetação florestal às margens de cursos d'água, independente de sua área ou composição florística. A cobertura arbórea é espessa e mantém a umidade relativa no interior da floresta, assim há a superposição das copas e na época seca não há queda de folhas. A Floresta Ciliar também sofreu processo de degradação ambiental, devido à extração de madeira, acúmulo de agrotóxicos da agricultura intensiva e construção de barragem (MEDRI *et al.*, 2002). As diferentes altitudes da bacia do rio Tibagi propiciaram a construção da barragem do Capivari, que também degradou ainda mais os fragmentos de floresta ciliar (MEDRI *et al.*, 2002). A importância da preservação das florestas ciliares são os diversos benefícios ao ecossistema, como a proteção aos cursos d'água e nascentes, contenção de erosão, controle ao aporte de nutrientes, fonte de alimento e abrigo para animais, corredores de migração e dispersão de animais e plantas, portanto auxiliam na manutenção da biodiversidade (MEDRI *et al.*, 2002; WADT *et al.*, 2003).

A Fazenda Figueira abrange áreas de Floresta Estacional Semidecidual (FES), a Floresta Ribeirinha (FR) ou mata ciliar, campo úmido ou banhado, que se desenvolveu em áreas de retirada da mata ciliar. No ano de 2004, foi realizado um Projeto de Adequação Ambiental na Fazenda Figueira. Antes do projeto, os fragmentos florestais estavam perturbados, sem um dossel definido e com predomínio de espécies no estágio inicial de sucessão ecológica, como açoita-cavalo (*Luehea divaricata* Mart. & Zucc.), candeia (*Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera), chal-chal (*Allophylus guaraniticus* (A. St.-Hil.) Radlk.), coerana (*Cestrum* L.), embaúba (*Cecropia* Loefl.) erva-de-jaboti (*Piper gaudichaudianum* Kunth), fumo bravo (*Solanum erianthum* D.Don. e *S. granulosoleprosum* Dunal), garajú (*Bacharis tridentata* Vahl), grão-de-galo (*Celtis spinosa* Spreng. e *C. ferruginea* (Weed) Miq.), guaçatonga (*Casearia sylvestris* Sw.), maria-mole (*Guapira opposita* (Vell.) Reitz), pau-pólvora (*Trema micrantha* (L.) Blume), entre outras (RODRIGUES *et al.*, 2003). Segundo os autores, o fragmento maior apresentava um bom estado de conservação, com densidade arbórea de 1.569 indivíduos/ha, sendo a família Meliaceae com 36,7% do total de indivíduos.

No estudo de Rodrigues *et al.* (2003) foram identificadas as formações vegetais e o grau de degradação. A Floresta Estacional Semidecidual foi classificada como degradada (899,43 ha) e muito degradada (50,19 ha), a Floresta Estacional Semidecidual Ribeirinha também encontrava-se em estado degradada (91,09 ha) e muito degradada (40,48 ha), a Floresta Paludosa ocupava uma área menor 8,33 ha em estado muito degradada e 0,52 ha em estado degradado. A Floresta Estacional Semidecidual Ribeirinha era a região mais afetada pelo efeito de borda da fazenda, uma vez que predominava fragmentos estreitos e alongados com contato direto com áreas produtivas. Apesar do certo grau de perturbação da vegetação, a RPPN ainda representa uma das principais áreas de remanescentes naturais de Londrina, contribuindo de forma significativa na arrecadação de imposto ICMS ecológico pelo município.

De acordo com Lovato (2004), na Fazenda Figueira foram registradas 190 espécies vegetais pertencentes a 48 famílias, 124 gêneros. A riqueza de espécies está nas famílias Leguminosae (31 ssp.), Myrtaceae (14 ssp.), Meliaceae (10 ssp.), Euphorbiaceae (10 ssp.), Solanaceae (9 ssp.), Lauraceae (8 ssp.) e Rutaceae (6 ssp.). A flora arbórea da fazenda apresenta 73,43% de similaridade com a flora do município de Londrina (LOVATO, 2004). No estudo de Rodrigues *et al.* (2003), foram encontradas 278 espécies vegetais pertencentes a 60 famílias, as de maior riqueza foram Leguminosae-Papilionoideae (18), Solanaceae (14) e Euphorbiaceae (14).

3.1.3 Fauna

A bacia do rio Tibagi abriga cerca de 60 espécies de mamíferos (PERACCHI; ROCHA; REIS, 2002). A mastofauna da fazenda é composta por 35 espécies de mamíferos não voadores, que representam 50% das espécies da Bacia do Tibagi e 14 espécies de mamíferos voadores (LAZO, 2004). Essa autora observou espécies ameaçadas de extinção e importantes para manutenção dos ecossistemas, como *Chrysocyon brachyurus*, *Leopardus pardalis*, *Leopardus tigrinus*, *Puma concolor* e *Pteronura brasiliensis* e outras espécies menos tolerantes ao ambiente degradado, como *Tapirus terrestris* e *Tayassu tajacu*.

Em relação às aves, na bacia do rio Tibagi foram registradas 482 espécies, distribuídas em 60 famílias (ANJOS, 2002). Segundo esse autor, do total de espécies registradas, 203 são não-Passeriformes, 154 são Passeriformes Suboscines e 125 Passeriformes Oscines. Dessa lista, há 12 espécies de aves ameaçadas de extinção na bacia do rio Tibagi (ANJOS, 2002). Na fazenda foram avistados cerca de 32% da avifauna do Paraná, compondo 224 espécies de aves (MARCELINO, 2007).

Portanto, os fragmentos florestais da Fazenda Figueira abrigam inúmeras espécies ameaçadas de extinção, aumentando sua importância na conservação da vegetação e manutenção da diversidade animal e vegetal.

3.1.4 Pastagem

A área de pastagem da Fazenda Figueira corresponde a 1.865,30 ha, dentre esses 854,53 são mecanizáveis e 1.010,77 são não mecanizáveis. Quando a fazenda foi doada, as pastagens encontravam-se em diferentes graus de degradação, com a presença de plantas invasoras e grama mato-grosso. Foram necessários a construção e o reposicionamento de cercas, uma vez que as divisões de pasto e estrutura de manejo para bovinos eram insuficientes. Em 2000, o tamanho dos pastos variava de 141,5 ha a 15,48 ha, com média de 46,76 ha distribuídos em 51 pastos. Atualmente, a variação no tamanho dos pastos é de 1 ha a 36,56 ha, distribuídos em 189 pastos, com média de 25,92 ha para pasto não mecanizável e 5,70 ha para pasto mecanizável. A fazenda possui cinco mil cabeças de gado em pastejo rotacionado nos diferentes pastos. Atualmente, as principais variedades de capim são: Colômbio (*Panicum maximum* Jacq cv. Colômbio), Tanzânia (*Panicum maximum* Jacq cv. Tanzânia), Marandu (*Brachiaria brizantha* (Hochst ex A. Rich.) Stapf cv. Marandu), capim estrela (*Cynodon dactylon* L. Pers.) e convert HD 364 (*Brachiaria* híbrida cultivar Mulato II). A Tabela 1 indica a quantidade de pastos e a área total para cada variedade de capim plantada na Fazenda Figueira.

Tabela 1 - Número de pastos e área total de cada variedade de capim na Fazenda Figueira

Variedades de capim	nº pasto	área (ha)
<i>Panicum maximum</i> Jacq cv. Colonião	36	460,91
<i>Brachiaria brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.) Stapf cv. Marandu	110	1011,16
<i>Brachiaria</i> híbrida cultivar Mulato II - Convert HD 364	10	97,06
<i>Cynodon nlemfuensis</i> Vandyerst	1	4,37
<i>Panicum maximum</i> Jacq cv. Tanzânia	32	291,8
Total	189	1865,30

Entre as variedades de capim presentes na fazenda, foi escolhido apenas o capim Tanzânia para realização deste estudo. O gênero *Panicum* pertence à família Gramínea, tribo *Paniceae*, origina-se da África e apresentam cerca de 81 gêneros e mais de 1.460 espécies (CUNHA, 2004). No Brasil, diferentes cultivares são plantados, tais como Colonião, Mombaça, Tanzânia e outros.

O cultivar de *Panicum maximum* Jacq. cv. Tanzânia é o capim Tanzânia, sendo a principal gramínea cultivada em pastagens em larga escala e tornando-se uma das gramíneas mais difundidas no Brasil (SORIA, 2002). Este material foi lançado para uso comercial no Brasil pelo Centro Nacional de Pesquisa de Gado de Corte, da Embrapa Gado de Corte em 1990, após ser introduzido e avaliado em diferentes condições de clima e solo. O capim Tanzânia é nativo da Tanzânia na África (EMBRAPA, 2001; VILELA, 2005). É uma planta cespitosa com altura média de 1,30 m e com crescimento livre até 1,60 m, considerado como um cultivar de porte médio (VILELA, 2005). Apresenta lâminas e bainhas das folhas com 2,6cm de largura, folhas decumbentes, sem pilosidade e nem cerosidade (VILELA, 2005). São formadoras de touceiras com sistema radicular pouco profundo, requerendo solos de média a alta fertilidade e exigentes em relação ao nitrogênio, fósforo e potássio (CUNHA, 2004; VILELA, 2005). O período juvenil deste capim é de 50 a 70 dias (SANTOS *et al.*, 2006a). Seu florescimento é concentrado entre os meses de abril a maio, com uma produção de sementes puras de 132 kg.ha⁻¹.ano⁻¹, nas regiões centrais do Brasil. Entretanto, a época de florescimento pode variar de acordo com a região, devido ao capim ser sensível a variações de fotoperíodo. Durante o processo de florescimento, ocorre o alongamento das hastes, que aumenta sua participação na produção de forragem (EMBRAPA, 2001).

O capim Tanzânia é semelhante às gramíneas de clima quente, apresentando uma elevada estacionalidade de produção (CUNHA, 2004). Em relação à produção total de forragem durante o ano, 60% ocorreram no período chuvoso e 40% no período seco (EMBRAPA, 2001). O capim Tanzânia produz 15,6 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ de matéria seca foliar com 80,4% de folhas no ano e 79,6% na seca, o teor de proteína bruta foi de 12,5% nas folhas e

8,5% nos colmos (SADIVAN; JANK; COSTA, 1990), já para VILELA (2005) a produção de matéria seca chega a 26 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹. Alguns autores observaram uma variação da taxa de acúmulo de matéria seca, no período de setembro de 1995 a maio de 1996, com diferentes intervalos de pastejos, a cada 28, 38 ou 48 dias (SANTOS; CORSI; BALSALOBRE, 1999). Inicialmente, a taxa de acúmulo de forragem do Tanzânia foi de 79,80 kg.MS.ha⁻¹.dia⁻¹ de setembro até novembro/1995, aumentou para 128,20 kg.MS.ha⁻¹.dia⁻¹ de novembro a dezembro/1995, depois novamente aumentou para 150,10 kg.MS.ha⁻¹.dia⁻¹ em janeiro e fevereiro/1996 e depois diminuiu para 96,10 kg.MS.ha⁻¹.dia⁻¹ de fevereiro até abril/1996 (SANTOS; CORSI; BALSALOBRE, 1999).

3.1.5 Clima

A temperatura média anual na área de estudo é de 21°C (média máxima 28°C e média mínima 18°C), na zona climática Cfa, segundo a classificação de Köppen, na faixa de transição entre os climas tropical e subtropical. Apresenta um verão quente e úmido e um inverno frio e seco, com geadas pouco frequentes (CARMO; MORELLATO, 2009). A precipitação anual média é de 1.600 mm, com período de estiagem de julho e agosto, com média mensal de 50 mm (FRANÇA, 2002; MENDONÇA; DANNI-OLIVEIRA, 2002; COOPER *et al.*, 2003; CARMO; MORELLATO, 2009). Em 2014, a temperatura média anual foi de 21,9°C, com média máxima de 28,6°C e média mínima de 16,3°C e a precipitação anual foi de 1.378 mm, com meses de setembro e dezembro com maiores valores. Em 2015, a temperatura média anual foi de 21,7°C, com média máxima de 28,2°C e média mínima de 16,6°C e a precipitação anual foi de 2.442 mm, com meses de novembro e dezembro com maiores valores. Os dados temperatura e pluviometria foram cedidos pelo Sistema Meteorológico do Paraná (SIMEPAR), baseado na estação de Londrina (Figura 4).

Figura 4 - Temperatura média (temp_med), máxima (temp_max) e mínima (temp_min) e precipitação total (prep) mensais em 2014 e 2015 (Fonte: SIMEPAR)

3.1.6 Hidrografia, geologia e solos

A fazenda Figueira é margeada pelos rios Tibagi a Leste, que faz divisa com o município de Londrina, e Taquara ao Norte. Essa região, mais baixa e próxima à foz, fica inserida no Baixo Tibagi. A bacia do Rio Tibagi compreende uma área de 26.000 km², correspondendo a 13% da superfície do Estado do Paraná (CARMO; MORELLATO, 2009). O Rio Tibagi nasce ao sul do Estado do Paraná em direção ao Norte, com a foz no rio Paranapanema (MEDRI *et al.*, 2002). Entre os 65 tributários diretos do Rio Tibagi, encontra-se o rio Taquara (FRANÇA, 2002; MEDRI *et al.*, 2002; CARMO; MORELLATO, 2009). O encontro entre esses rios ocorre na Fazenda Figueira.

A bacia sedimentar do Paraná é constituída por rochas cristalinas pré-cambrianas e por rochas neopaleozóicas afossilíferas, onde podem ser distinguidas duas unidades morfoesculturais: o Segundo e o Terceiro Planalto Paraense (MINEROPAR, 2006; SANTOS *et al.*, 2006b). O município de Londrina está situado no Terceiro Planalto Paranaense (ou Planalto Arenito-Basáltico). O material de origem dos solos corresponde aos derrames basálticos da Formação Serra Geral, pertencente ao Grupo São Bento e rochas sedimentares depositadas no período Cretáceo, do Grupo Bauru (PINESE, 2002; SANTOS *et al.*, 2006b). A Formação Serra Geral caracteriza-se por erupções de rochas básicas, como o basalto, e derrames de riolitos, dacitos e riodacitos (PINESE, 2002). Os relevos predominantes são suaves ondulados, em direção ao sul, aumenta a declividade com aparecimento de escarpas rochosas (COOPER *et al.*, 2003). A altitude varia entre a máxima de 1.250 m e mínima de 220 m (SANTOS *et al.*, 2006b).

O relevo da fazenda caracteriza-se por ser muito acidentado em toda sua extensão, de ondulado a forte ondulado (FEALQ, 2002). A parte Sudeste é a mais declivosa da propriedade (maiores que 30%) com relevo forte ondulado. A cota mais alta possui um relevo suave-ondulado que se estende da parte central até a direção o limite da fazenda. A região noroeste possui cotas mais baixas que a parte central. As partes planas, com declividade menor que 18%, correspondem a aproximadamente 1.200 ha.

Encontram-se ao sul, as classes de solos Nitossolo vermelho eutroférico e Neossolo litólico eutrófico, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação dos solos (EMBRAPA, 2013), e ao norte localiza-se o Latossolo vermelho eutroférico (PINESE, 2002; STIPP, 2002). O primeiro tipo de solo apresenta textura muito argilosa (60% ou mais na maior parte dos horizontes), com cerosidade expressiva, bem estruturado, profundo e bem drenado, com alta fertilidade natural (EMBRAPA, 2013). O segundo tipo é um solo jovem e raso, sendo horizonte A diretamente sobre a rocha consolidada, constituído por material orgânico pouco espesso e de pouca profundidade. Os solos litólicos são intensamente erodidos após a retirada da mata nativa (STIPP, 2002). O Latossolo vermelho eutroférico é um solo muito profundo, em estágio avançado de intemperização, caracterizado como solo muito argiloso, profundo e bem drenado (EMBRAPA, 2013).

3.2 Fluxograma do trabalho

As etapas metodológicas deste trabalho encontram-se no fluxograma (Figura 5). A metodologia foi dividida em duas etapas, uma realizada com amostras de campo e a outra foi executada com imagens de satélite.

Figura 5 - Fluxograma metodológico

3.3 Alocação de parcelas

A quantificação da biomassa florestal acima do solo foi realizada pelo método indireto, em função da área ser uma RPPN protegida pela lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que impede a utilização do método destrutivo. Foram estabelecidas 15 parcelas retangulares de 300 m² (10 m x 30 m) na área de estudo, em cada uma das diferentes formações vegetais. As parcelas foram ser suficientemente grandes para incluir a variabilidade de árvores (WALKER *et al.*, 2011). Segundo Barbosa (2015), as parcelas de tamanho retangulares de 300 m² apresentaram valor e forma mais próximos ao valor obtido na parcela maior, ao considerar apenas uma variável como o DAP.

No total foram 30 parcelas equitativamente para cada área (Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ribeirinha) (Figura 6). Cada parcela foi plotada com o auxílio de trena e balizas topográficas. Os quatro vértices da parcela foram demarcados com estacas de madeira de 60 cm e fitas de marcação. Cada vértice foi georreferenciado com auxílio de receptor GPS (Sistema de Posicionamento Global), de navegação, com 12 canais, antena interna e exatidão nominal ao redor de 15 m, no Datum WGS 84 (*World Geodetic System* 1984). A distância entre as parcelas foi de aproximadamente 20 m em linha, dependendo do tamanho do fragmento florestal, buscando dispor as parcelas por toda a área da fazenda. As parcelas não foram escolhidas aleatoriamente, mas devido ao relevo e à disponibilidade de trilhas, principalmente aquelas de passagem de animais, para facilitar o acesso à área e reduzir a supressão da vegetação. Seguindo as considerações de Picard, Saint-André e Hanry (2012), a biomassa total da área foi representada pela soma da biomassa das parcelas.

Figura 6 - Áreas das parcelas de Floresta Estacional Semidecidual (vermelho), Floresta Ribeirinha (roxo) e de pastagem (amarelo) na Fazenda Figueira, em Londrina, Paraná (Landsat-8/OLI, composição R(4) G(3) B(2) de 11 de agosto de 2015)

Em relação à biomassa de gramínea, foram estabelecidas cinco parcelas para o capim Tanzânia (Figura 6), de tamanho 10 m x 10 m, depois o solo foi roçado e foram adotadas medidas de proteção com arame para o gado não invadir a área.

A proteção da área de gramínea pode ser feita por gaiolas de contenção ou cercas. Entretanto, as gaiolas de contenção tendem a influenciar no crescimento pelo efeito de microclima dentro da gaiola (SHAW *et al.*, 1987). Machado *et al.* (2007) consideraram que o uso de gaiolas poderia ter contribuído para superestimativa da taxa de acúmulo da *Brachiaria brizantha* cultivar Marandu. Outro problema é que seria necessário um grande número de gaiolas, o que dificultaria o transporte e aumentaria o custo do estudo.

Após o primeiro ciclo de crescimento das forrageiras de fevereiro a agosto, conforme a literatura de aproximadamente 180 dias, uma nova poda foi feita dentro das parcelas. Entretanto, o período total de crescimento foi de 261 dias devido a problemas sociais e políticos (invasão do Movimento Sem Terra), no período de agosto até outubro de 2015, prejudicando o período de coleta de dados, que foi realizado em novembro. Um estudo com período semelhante foi de Silveira *et al.* (2010), que compararam variáveis morfogênicas e estruturais de dez forrageiras de regiões tropicais sob condição de crescimento livre de 178 dias. Para esses autores, o capim Tanzânia possui alto potencial de acúmulo de forragem e as folhas possuem um longo tempo de vida.

Em cada parcela foram escolhidos cinco locais demarcados por uma moldura quadrada de 1 m², mostrando os limites da amostra. A moldura foi posicionada em pontos representativos de altura média do dossel da forrageira e distante da cerca. O corte foi feito com um auxílio de uma segadeira costal, a altura (estrato superior) de 15 cm pela dificuldade de cortar o colmo com o aparador. Após o corte, a pesagem da biomassa foi feita com balança eletrônica, capacidade máxima de 15 kg. Posteriormente foram separadas subamostras de um quilo em um saco de papel identificado, que foram representativas de cada parcela, este processo demorou dois dias devido à separação dos componentes verdes e secos. Em seguida, as subamostras foram secas em estufa a 28°C por 72 horas e após regulagem da estufa, a secagem ocorreu a 90°C por 24 horas para determinação do teor de matéria seca. O teor de matéria seca foi subtraído pela massa verde da amostra e o valor foi dividido pela massa verde, que foi convertido para kg.ha⁻¹. Neste estudo, a biomassa de gramíneas foi considerada como todo material herbáceo acima do solo (T'MANNETJE, 2000).

3.4 Coleta de dados florísticos

Em cada parcela da Floresta Estacional Semidecidual (FES) e Floresta Ribeirinha (FR), a variável dendométrica medida foi o DAP, igual ou superior a cinco centímetros (DAP ≥ 5 cm), medido a 1,30 m do solo, com auxílio de trena. Moraes *et al.* (2014) estudaram diâmetros mensurados a 0,10 m; 0,30 m e 1,30 m em relação ao nível do solo e os autores concluíram que a padronização da medida do DAP a 1,30 m é importante por influenciar na precisão dos modelos e apresenta melhores ajustes com estimativas mais precisas. Rugnitz, Chacón e Porro (2009) recomendam que toda árvore cuja base do tronco esteja em parte ou em sua totalidade dentro da parcela seja incluída, mesmo que a copa esteja fora. Se a copa estiver dentro da parcela mas a base estiver fora, essa árvore não pode ser incluída.

As árvores menores que cinco cm de diâmetro não foram medidas porque geralmente possuem um total de biomassa pequeno e são muito numerosas para serem medidas eficientemente (WALKER *et al.*, 2011).

A escolha de apenas uma variável DAP é devido à fácil mensuração no campo (NOGUEIRA *et al.* 2008). Diversos autores como Higuchi, Santos e Ribeiro (1998) e Lacerda *et al.* (2009) constataram bom desempenho na utilização do DAP como única variável. Além disso, a altura não foi medida pela grande subjetividade durante a medição devido à troca de pessoas e pela dificuldade de visualização para medição de altura em áreas de mata fechada (CHAVE *et al.*, 2005; LACERDA *et al.*, 2009). Foram realizadas duas coletas de dados, nas mesmas parcelas, uma em setembro/2014 e outra em novembro/2015. A coleta não ocorreu no mesmo mês devido à invasão do Movimento Sem Terra no período de agosto até outubro de 2015, prejudicando o período de coleta de dados.

Para a distribuição diamétrica, foram estabelecidas classes de 5 cm a 10 cm e demais classes com amplitude de 10 cm até o maior diâmetro medido. Segundo Scolforo (1998), a distribuição diamétrica é uma ferramenta importante sobre a estrutura de uma floresta nativa, com as informações sobre amplitudes dos diâmetros, é possível identificar a maior concentração de diâmetro dos indivíduos e verificar a regeneração natural ao nível de espécie e de uma floresta. Essas medidas tomadas com trena são Circunferência à Altura do Peito (CAP). A conversão de CAP para DAP foi realizado através da Equação (1):

$$DAP = \frac{CAP}{\pi} \quad (1)$$

Entretanto, as irregularidades dos troncos das árvores dificultaram a coleta de dados. Adotou-se um padrão de medição representado pela Figura 7.

Também foram identificadas as espécies medidas dentro das parcelas, uma vez que a riqueza de espécies pode influenciar a biomassa de um local (DÍAZ; CABIDO, 2001). Foram retirados materiais botânicos como galhos, se possível com flores ou frutos, para identificação por um especialista em taxonomia vegetal, além de consultas na literatura e em revisões taxonômicas específicas e comparação com outros trabalhos realizados com o mesmo tipo florestal.

Figura 7 - Esquema de medição de DAP em diferentes tipos de troncos, (A) situação padrão; (B) em encostas muito íngremes; (C) com expansão do tronco; (D) com sapopemas basais altas; (E) com raízes altas; (F) em árvores muito inclinadas; (G) bifurcação acima 1,30 m; (H) bifurcação abaixo 1,30 m (Fonte: Batista *et al.*, 2014)

3.5 Identificação florística

Para identificação florística, foram coletados materiais vegetativos ou reprodutivos com tesoura de poda e depois prensados e secos por 72 horas a 65°C em estufa cedida pelo CENA/ESALQ e pelo herbário da ESALQ. As exsiccatas foram analisadas por especialistas em taxonomia vegetal da ESALQ/USP e consulta à lista das árvores identificadas pelo projeto de adequação ambiental da ESALQ/USP, na literatura e em revisões taxonômicas específicas.

Os parâmetros fitossociológicos considerados foram: riqueza, densidade e diversidade de espécies. A riqueza de espécies é a contagem das espécies da amostra, o número de indivíduos (HUSTON, 1994). A densidade refere-se ao número de total de indivíduos por unidade de área (indivíduos.ha⁻¹), expresso pela Equação (2):

$$D = \frac{n}{A} \quad (2)$$

Em que:

D = densidade de indivíduos;

n = número total de indivíduos;

A = área total da amostra.

A diversidade florística foi mensurada pelo Índice de Shannon-Weaver (H') (POOLE, 1974). Segundo Huston (1994), o índice baseia-se na proporção do número total de indivíduos amostrados de uma determinada espécie em relação ao número total de indivíduos amostrados. Quanto maior o valor de H' , maior será o valor da diversidade de espécies. O índice varia de zero, quando não há diversidade e todos os indivíduos são da mesma espécie, a um valor máximo, em que cada indivíduo corresponde a uma espécie diferente. É expresso pela Equação (3):

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (3)$$

Em que:

$p_i = n_i/N$, é a probabilidade de um indivíduo amostrado pertencer à espécie i ;

H' = índice de Shannon-Weaver;

P_i = abundância relativa da espécie i ;

$\ln$ = logaritmo neperiano;

n_i = número indivíduos da espécie i ;

N = número total de indivíduos amostrados na área;

S = soma total de espécies.

3.6 Quantificação de biomassa e carbono

O carbono foi estimado pelo método indireto, por três diferentes equações alométricas selecionadas da literatura (Tabela 2) que utilizam apenas uma variável dendométrica independente (DAP), uma vez que modelos mais simples podem ser usados para monitorar a variação de carbono (VIEIRA *et al.*, 2008) e por apresentar semelhante tipo de formação florestal. As equações alométricas foram de Medina Sotomayor (2013) para Floresta Estacional Semidecidual, de Burger e Delitti (2008) para a Mata Atlântica e outra de Brown (1997), que é indicada pelo IPCC para estimar biomassa em florestas tropicais. Ao realizar a comparação entre as equações pode-se chegar a uma melhor estimativa de biomassa para a área de estudo.

A somatória da biomassa acima do solo de todas as árvores da parcela foi dividida por mil para obtenção do valor em Megagramas de biomassa na área amostrada. Novamente, dividiu-se o valor pelo tamanho da parcela (300 m^2) e multiplicou-se por 10.000 m^2 para

obtenção do resultado em Megagramas por hectare ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$) (RUGNITZ; CHACÓN; PORRO, 2009). A conversão para teor de carbono foi de aproximadamente 50%, ou seja, a quantidade de carbono é 0,5 para cada Megagramas de biomassa (BRITEZ *et al.*, 2006; SAATCHI *et al.*, 2011; SOARES; PAULA NETO; SOUZA, 2011; BRUZINGA *et al.*, 2012). Portanto, ao multiplicar por 0,5 o resultado de biomassa por hectare ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$), obtém-se o valor de carbono por hectare ($\text{MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$) (RUGNITZ; CHACÓN; PORRO, 2009).

Tabela 2 - Equações alométricas utilizadas para estimar a biomassa acima do solo nas áreas de Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ribeirinha

Equação alométrica	Parâmetro	Intervalo - DAP (cm)	Tipo de floresta	Referência
$B = \exp^{(-2,265242+2,406563 \cdot \log(\text{DAP}))}$	AIC=27,45	5-35	Floresta Estacional Semidecidual	Medina Sotomayor (2013)
$\ln \text{PS} = -3,068 + 2,522 \cdot \ln(\text{DAP})$	$R^2=0,91$	1,5-50	Mata Atlântica	Burger & Delitti (2008)
$B = 21,297 - 6,953 \cdot (\text{DAP}) + 0,740 \cdot (\text{DAP})^2$	$R^2=0,92$	4-112	Floresta Tropical Úmida	Brown (1997)

Em que: B = biomassa acima do solo ($\text{kg}/\text{árvore}$); DAP = diâmetro a altura do peito; R^2 = coeficiente de correlação; AIC = Critério de Akaike; PS = peso seco

Para as gramíneas, foi realizado o seguinte cálculo para matéria seca (Equação 4), para um quilo de amostra:

$$\text{MS final} = 1 - \frac{\text{MF subamostra} - \text{MS subamostra}}{\text{MF subamostra}} \quad (4)$$

Em que: MS final = matéria seca da amostra (kg/m^2); MF subamostra = matéria fresca (kg) da subamostra; MS subamostra = matéria seca (kg) da subamostra levada para determinação do teor de umidade. O resultado foi dividido por mil para obtenção do valor em Megagramas de biomassa na área amostrada. Depois o valor da MS final é multiplicado por 10.000 para obtenção do valor em hectare ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$).

3.7 Processamento da imagem de satélite

3.7.1 Imagens empregadas

Para verificar a sensibilidade dos comprimentos de onda no sensor quanto aos Índices de Vegetação, foram utilizadas as imagens de satélite Landsat-8, sensor OLI (*Operational*

Land Imager), com nove bandas espectrais. A Tabela 3 apresenta as diferenças das resoluções de cada banda.

Tabela 3 - Bandas espectrais e resoluções das bandas Landsat-8/OLI

Sensor	Bandas espectrais	Resolução espectral (μm)	Resolução espacial	Resolução temporal	Largura da faixa imageada	Resolução radiométrica
OLI (<i>Operational Land Imager</i>)	B1 - Costal	0,43-0,45				
	B2 - Azul	0,45-0,51				
	B3 - Verde	0,53-0,59				
	B4 - Vermelho	0,64-0,67				
	B5 - Infravermelho próximo	0,85-0,88	30 m	16 dias	185 km	16 bits
	B6 - Infravermelho médio	1,57-1,65				
	B7 - Infravermelho médio	2,11-2,29				
	B8 - Pancromático	0,50-0,68	15 m			
	B9 - Cirrus	1,36-1,39	30 m			

Foram necessárias duas cenas do satélite Landsat-8 para comparação anual. Uma cena foi referente à passagem de setembro de 2014 e outra de agosto de 2015, órbita ponto 222/76 (Tabela 4). Foram utilizadas as bandas 2 (0,45 - 0,51 μm), 4 (0,64 - 0,67 μm) e 5 (0,85 - 0,88 μm), referente às faixas do azul, vermelho e infravermelho próximo do espectro eletromagnético, respectivamente. Com essas bandas foi possível calcular os índices de vegetação. A imagem foi obtida gratuitamente do site da NASA (*National Aeronautics and Space Administration*), com Datum WGS 84 (*World Geodetic System 1984*) e projeção Universal Transversa de Mercator - fuso 22S. As imagens já são disponibilizadas com correção geométrica e sem nenhuma correção atmosférica. O processamento das imagens foi por meio de softwares como ENVI, software desenvolvido pela *Exelis Visual Information Solutions* e ArcGIS, software desenvolvido pelo *Environmental Systems Research Institute* (ESRI).

Tabela 4 - Imagens do satélite Landsat-8 utilizadas no estudo

Data	Ângulo de elevação do sol	Ângulo azimutal do sol	Elemento de Resolução do Terreno
09/09/2014	49,5°	49,5°	30m x 30m
11/08/2015	40,6°	42°	30m x 30m

As vantagens do uso das imagens do Landsat são mais de 40 anos de imageamento da Terra; resolução espacial que facilita a caracterização da cobertura da terra e identificação das mudanças da cobertura, sem limitação de custo sobre um certo número de imagens; sensores que recobrem grandes faixas do espectro eletromagnético, principalmente a partir do TM e ETM+; formato fácil de usar e tecnologia necessária para processamento dos dados de forma que os computadores possam analisar grandes volumes de dados; possibilidade de construção de séries temporais para detecção de eventos episódicos; tendências sutis ou a longo prazo; e aplicações em escalas regionais a continentais (COHEN; GOWARD, 2004; ZHU; WOODCOCK; OLOFSSON, 2012; KENNEDY *et al.*, 2014).

As imagens Landsat têm um formato consistente e de fácil utilização, sem custo, catalisada com vários dos recentes avanços que permitiram melhor caracterização do pixel, melhorando o refinamento, que é útil na área ambiental (WULDER *et al.*, 2012). Por ser o sistema de imagem mais antigo de execução contínua projetado para monitorar os ecossistemas da Terra, os sensores do programa Landsat oferecem consistência temporal. Além disso, os índices de vegetação foram originalmente aplicados utilizando o sensor MSS do primeiro Landsat, com isso melhorou o uso de imagens para estudar as características da vegetação, como Índice de Área Foliar (IAF), dinâmica da vegetação, biomassa e detecção nas mudanças de cobertura da terra, mesmo com apenas duas imagens por mês fornecidas por um único sensor Landsat de um determinado local (COHEN; GOWARD, 2004; ZHU; WOODCOCK; OLOFSSON, 2012).

3.7.2 Correção da imagem e obtenção dos valores de reflectância

Existem três tipos de correção durante a fase de pré-processamento das imagens: correção geométrica, correção radiométrica e correção atmosférica.

A correção geométrica minimiza as distorções geométricas provenientes do sensor e das variações do movimento do sensor durante a sua passagem sobre o alvo (LUIZ; OLIVEIRA; OKIDA, 2003). Geralmente, a correção geométrica pode ocorrer por dois métodos: mosaico de imagens e reamostragem (CRÓSTA, 1992; LIU, 2006). O mosaico de imagem requer informações como a geometria do sensor, movimento e tempo de passagem exatos do satélite, altitude, trajetória do satélite e a posição exata do pixel na superfície terrestre (CRÓSTA, 1992; LIU, 2006). A reamostragem utiliza pontos de controle em uma região específica e um mapeamento por projeção. Uma transformação geométrica é definida pela reorganização dos pixels da imagem em relação a um determinado sistema de projeção

cartográfica (CRÓSTA, 1992; LIU, 2006). Neste estudo, não foi necessária a correção geométrica conforme indicada nas instruções da USGS (2015), que distribui as imagens.

A calibração radiométrica foi necessária para reduzir as distorções de fatores como: mudança de iluminação da cena, geometria da visada, curvatura da Terra, limitações e desgaste dos sensores e deslocamento do satélite no espaço durante o tempo de funcionamento (LIU, 2006). Após esses processos, os dados são restaurados em uma região específica sob condições atmosféricas semelhantes (LIU, 2006).

A correção atmosférica foi utilizada para atenuar o efeito combinado da absorção, espalhamento e reflectância atmosféricos, ocasionados pela presença de vários gases, vapor d'água e partículas que interagem com a radiação eletromagnética (LIU, 2006). De acordo com Zullo Júnior (1994), a correção atmosférica é essencial porque os efeitos atmosféricos reduzem os valores reais que deveriam ser registrados pelo sensor, visto que a atmosfera causa os fenômenos de espalhamento, absorção e refração da energia eletromagnética ao interagir com a presença de gases (principalmente oxigênio e dióxido de carbono), vapor d'água e aerossóis (pequenas partículas em suspensão), diminuindo o contraste entre as superfícies adjacentes e alteração de brilho em cada ponto da imagem. Entretanto, a atmosfera não é o único fator perturbador das imagens de satélite, há problemas do próprio sensor e pelo perfil do relevo (ZULLO JÚNIOR, 1994).

A correção atmosférica também é necessária para calcular os índices de vegetação, uma vez que os efeitos do espalhamento atmosférico aumentam inversamente ao comprimento de onda (MATHER, 2004). Alguns estudos mostraram que o NDVI é sensível à influência atmosférica, podendo ter seu valor subestimado nas reflectâncias sem a correção atmosférica, principalmente em áreas de menor cobertura vegetativa (BEZERRA *et al.*, 2011; SANCHES *et al.*, 2011). O mesmo resultado foi obtido por Song e Woodcock (2003), em que a correção dos efeitos atmosféricos aumentou o NDVI e diminuiu os valores de brilho e umidade. O estudo de Costa e Ramos (2013) demonstrou o contrário, ou seja, a diferença de NDVI com e sem correção radiométrica foi relativamente pequena, os valores da média e do desvio padrão das diferenças com e sem correção radiométrica se apresentaram similares. A correção atmosférica é essencial quando parâmetros biofísicos como, por exemplo, biomassa, IAF, porcentagem de cobertura vegetal são extraídos dos índices de vegetação como produtos finais (SILLEOS *et al.*, 2006).

Os sensores orbitais armazenam informações na forma de números digitais, que são dependentes de vários fatores como a data da aquisição da imagem, condições atmosféricas no instante da aquisição, posição do sensor, relevo da área imageada e banda espectral

(EPIPHANIO; FORMAGGIO, 1988; CHEN; HERZ, 1996; FERRAZ 2012; PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2012). Assim, o número digital corresponde à média da intensidade da energia refletida ou emitida representada no pixel (CRÓSTA, 1992). A conversão dos números digitais de cada pixel transforma em valores físicos de radiância ou reflectância espectral, que permite a elaboração dos cálculos de diferentes bandas espectrais (EPIPHANIO; FORMAGGIO, 1988; PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2012). Tanto o usuário quanto as agências responsáveis pela geração e distribuição dos dados podem realizar essa conversão. O usuário acessa as imagens em números digitais e os converte em radiância ou reflectância utilizando os coeficientes de calibração fornecidos pelos fabricantes dos sensores ou pela aplicação de modelos da teoria da transferência radioativa (PONZONI *et al.*, 2014).

Já as agências, como a *United States Geological Survey* (USGS), que é responsável pela disponibilização das imagens do Landsat, usa o software *Provisional Landsat 8 Surface Reflectance* (L8SR). Este software utiliza um algoritmo diferente do *Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System* (LEDAPS), que utiliza o 6S específico para processamento de imagens do Landsat-4 e 5/TM e Landsat-7/ETM+ (MASEK *et al.*, 2006; FENG *et al.*, 2013). O L8SR aplica o roteiro da correção atmosférica do *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) (USGS, 2015). Os dados produzidos do Landsat são processados com correção geométrica e radiométrica usando o *Level 1 Product Generation System* (Level 1G) (USGS, 2015) e convertidos para superfície de reflectância com o algoritmo. A eficácia da correção é afetada por condições de baixo ângulo solar, regiões hiper-áridas ou cobertas por neve, regiões costeiras, onde a área é pequena em relação à água ou áreas com extensiva contaminação de nuvem, além de não ser executada para uma cena com um ângulo solar zenital maior do que 76°.

O estudo de Sendra *et al.* (2015) comparou as imagens corrigidas por *Provisional Landsat 8 Surface Reflectance* (L8SR) e *Dark Object Subtraction* (DOS). Os autores obtiveram espectros muito similares em ambos métodos, com resultados muito bons para área de vegetação e solo exposto. Neste estudo, foram testadas as correções muito utilizadas na literatura como o DOS e o L8SR. Este último método mostrou-se de grande utilidade para correção atmosférica, que é necessária para obtenção de parâmetros biofísicos. Yunus, Dou e Sravanthi (2015) também avaliaram os produtos de reflectância obtidos do L8SR com a correção DOS para mapear a clorofila-*a* em águas costeiras da baía de Tóquio, no Japão. Para os autores, houve falha na correção com L8SR por se situar em região costeira, por isso que os melhores resultados foram obtidos com DOS.

3.7.3 Aplicação dos Índices de Vegetação

O índice de vegetação é a integração de duas ou mais bandas espectrais, cuja finalidade é realçar o comportamento espectral da vegetação que se correlacionam com o vigor de vegetação, atividade fotossintética, índice de área foliar, produtividade, teor de clorofila e porcentagem de cobertura do solo. Produzem dados que servem como indicadores do crescimento e auxiliam no diagnóstico da biomassa aérea (EPIPHANIO; FORMAGGIO, 1990; EPIPHANIO *et al.*, 1996; HUETE *et al.*, 2002; RIZZI; RUDORFF, 2007; FRANÇA; SILVA; CANDEIAS, 2010). No entanto, as extrapolações das relações entre índices de vegetação e valores de biomassa vegetal determinados no campo ainda apresentam dificuldades (FOODY; BOYD; CUTLER, 2003). Os IVs utilizados neste estudo foram descritos a seguir.

A) Razão simples (RS)

É um índice de vegetação simples, desenvolvido por Jordan (1969) e Pearson e Miller (1972). É a razão entre fluxo radiante refletido no infravermelho próximo (IVP) e o fluxo radiante refletido no vermelho (V). É sensível a variações de biomassa, ao IAF para vegetação de grande biomassa, tais como floresta, sendo um bom indicador do crescimento da cultura (LIU, 2006; JENSEN, 2009). Em áreas com grande densidade de vegetação, a reflectância na faixa do vermelho será menor, ou seja, inversamente relacionada com a densidade, assim quanto maior a densidade de folhas na copa, maior será o contraste (PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2012). Quanto mais alto o valor de RS, maior é a presença de vegetação verde, uma vez que a presença da clorofila aumenta a absorção, diminui a reflexão na faixa do V e aumenta na faixa do IVP (EPIPHANIO; FORMAGGIO, 1990). Os problemas de iluminação variável por causa da topografia são minimizados porque o índice foi construído como uma razão (SILLEOS *et al.*, 2006). Bolfe, Batistella e Ferreira (2012) testaram 24 índices de vegetação para avaliar a correlação entre as variáveis espectrais de imagens Landsat-5/TM e os estoques de carbono em áreas de sistemas agroflorestais. Os autores verificaram que as melhores correlações foram obtidas pelo RS e NDVI em sistemas agroflorestais mais jovens. A Razão Simples é expressa por (Equação 5):

$$RS = \frac{IVP}{V} \quad (5)$$

Em que:

IVP = infravermelho próximo;

V = vermelho.

B) Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)

Foi desenvolvido por Rouse *et al.* (1973) para separar a vegetação verde do solo exposto. É calculado pela diferença de reflectância entre a faixa do vermelho e do infravermelho próximo, que posteriormente é normalizada pela divisão da soma dessas faixas (LIU, 2006). Seu intervalo varia de -1 a +1. Os valores negativos representam as nuvens ou água, ao redor de zero representam solo nu ou sem vegetação e valores maiores que zero indicam a presença de vegetação (LIU, 2006; SILLEOS *et al.*, 2006; PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2012). Os maiores valores de NDVI correspondem a vegetação com maior vigor e os menores valores de NDVI relacionam com vegetação menos densa ou estressada. O aumento da vegetação acarreta o aumento da reflectância na banda do IVP e diminuição na banda do V, devido à maior absorção da radiação eletromagnética pelos pigmentos, aumenta o valor do NDVI (SOUSA; PONZONI, 1998). A vantagem do NDVI é eliminar parcialmente as interferências atmosféricas, auxilia no monitoramento de mudanças sazonais e interanuais no desenvolvimento da vegetação e na redução de ruídos presentes em múltiplas bandas, como sombras de nuvens, variações topográficas e diferença de iluminação solar (HUETE *et al.*, 2002; LIU, 2006; SILLEOS *et al.*, 2006; JENSEN, 2009). As desvantagens são influência da radiância da trajetória atmosférica, saturação durante o período máximo de índice de área foliar (IAF) e sensibilidade a variações do substrato sob o dossel, como o solo (HUETE *et al.*, 2002; JENSEN, 2009). A maior ocorrência de sombras no interior do dossel de florestas primárias pode apresentar valores inversos de NDVI em relação às florestas secundárias (PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2012).

O NDVI pode ser relacionado à biomassa, à radiação fotossintética, à produtividade primária, ao IAF, à avaliação do vigor da cobertura vegetal, aos parâmetros meteorológicos e às variações sazonais dos diferentes tipos de vegetação (TUCKER *et al.*, 1985; NUNES, 2008; JENSEN, 2009). O perfil temporal do NDVI tem sido utilizado para detectar atividades sazonais e fenológicas, mudanças fisiológicas das folhas e períodos de senescência (PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2012). Os valores de NDVI tendem a aumentar com o vigor e densidade da vegetação e em períodos chuvosos em comparação aos secos (NUNES, 2008). As correlações entre NDVI e precipitação foram melhores ao considerar a precipitação integrada a um período de tempo, este índice respondeu mais efetivamente a intensidade pluviométrica de quatro a cinco meses anteriores (NICÁCIO *et al.*, 2009).

É um índice menos sensível às variações nos altos valores de biomassa; oposto do que ocorre com o índice RS (JENSEN, 2009). Entretanto é um índice mais sensível à presença de

clorofila e outros pigmentos (HUETE *et al.*, 2002; RISSO *et al.*, 2009), foi assintoticamente saturado nas regiões de alta biomassa na Amazônia (HUETE *et al.*, 2002). Além disso, é mais eficaz nos estudos de estoque de carbono (AMARAL *et al.*, 1996; COLTRI *et al.*, 2009). Para Liu (2006), um NDVI ideal deve ser sensível à vegetação, insensível ao solo e não sofrer interferências dos constituintes atmosféricos. Sua importância está no monitoramento das mudanças sazonais e interanuais no desenvolvimento e na atividade da vegetação (JENSEN, 2009). Atualmente, o NDVI tem sido utilizado na agricultura para precisão de safras (IPPOLITI-RAMILO *et al.*, 1999), monitoramento de desmatamentos (FERREIRA *et al.*, 2007), incêndio (ANTUNES; ESQUERDO, 2009) e variação na cobertura vegetal (CUNHA *et al.*, 2012). Segundo Lima *et al.* (2013), o NDVI foi eficiente em avaliar as variações de densidade de diferentes coberturas vegetais em Extrema, Minas Gerais. Essa região foi caracterizada por pastagens degradadas em grande parte de sua área, possuindo menor valor de NDVI. Segundo Rizzi e Rudorff (2007), a variação do NDVI foi relacionada aos diferentes estádios fenológicos da soja. Foram obtidos altos valores de NDVI durante o desenvolvimento da cultura. Entretanto, durante os meses de novembro e abril, foram obtidos baixos valores de NDVI, coincidentes com o estabelecimento e senescência da cultura. A partir de março, ocorre um decréscimo dos valores de NDVI com a diminuição da fitomassa verde da soja no final do ciclo, comprovando a perda de sensibilidade do NDVI com o acréscimo de fitomassa nos estádios fenológicos mais avançados.

O NDVI é expresso pela Equação (6) abaixo:

$$NDVI = \frac{(IVP - V)}{(IVP + V)} \quad (6)$$

Em que:

IVP = infravermelho próximo;

V = vermelho.

C) Índice de Vegetação Melhorado (EVI)

Desenvolvido por Liu e Huete (1995) para aperfeiçoar a captação do sinal da vegetação, melhorar a sensibilidade de detecção em regiões com maiores densidades de biomassa e melhorar o monitoramento da vegetação com a redução do sinal do solo e das influências atmosféricas sobre a resposta do dossel (HUETE *et al.*, 2002; FRANÇA; SILVA; CANDEIAS, 2010; PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2012). É um NDVI modificado, contendo fator de ajuste para solos (L) e dois coeficientes de resistência ao aerossol (C1 e C2), que descrevem uso da banda azul para a correção da banda vermelha

quanto ao espalhamento atmosférico. Todos esses coeficientes assumem valores de 1,0; 6,0 e 7,5 respectivamente. O comprimento de onda da faixa do azul é usado por estar relacionado ao conceito de resistência atmosférica, que é baseado nos efeitos dos aerossóis nos comprimentos de onda (HUETE *et al.*, 2002).

O EVI é mais sensível às variações estruturais do dossel, Índice de Área Foliar (IAF), arquitetura da copa, fisionomia da planta e aumento de biomassa, retardando o ponto de saturação (HUETE *et al.*, 2002). Santos *et al.* (2009) observaram uma relação entre EVI e valores de precipitação no Pantanal entre 2000 e 2008, com altos valores de EVI no período alagado e os valores decresciam à medida que intensificava a seca. É expresso pela Equação (7):

$$EVI = \frac{(IVP - V)}{(L + IVP + C1 * V - C2 * A)} \quad (7)$$

Em que:

L = fator de ajuste para o solo;

C1 e C2 = coeficientes de ajuste para efeito de aerossóis da atmosfera;

IVP = infravermelho próximo; V = vermelho; A = azul.

Os valores dos coeficientes adotados pelo algoritmo do EVI são: L = 1, C1 = 6, C2 = 7,5 (HUETE *et al.*, 1997; JUSTICE *et al.*, 1998).

D) Índice de Vegetação Melhorado 2 (EVI2)

Foi proposto por Jiang *et al.* (2008), a fim de minimizar as distorções causadas pela atmosfera, como ruídos e a presença de aerossóis, e anular a banda azul, uma vez que quanto menor o comprimento de onda, maior a interferência da atmosfera (PONZONI; SHIMABUKURO; KUPLICH, 2012). Assim, o EVI2 realça a maior absorção da radiação eletromagnética pela clorofila, melhorando os resultados fornecidos pelo EVI e apresenta grande sensibilidade em áreas com altos valores de biomassa. Segundo Bayma-Silva *et al.* (2014), as áreas de pastagem plantada foram discriminadas nas estações chuvosa e seca com o uso do EVI2. O EVI2 tem comportamento similar ao tradicional EVI e representa um potencial uso para explorar a fase e amplitude ao longo de um ciclo fenológico (FREITAS *et al.*, 2011). No estudo de Anjos *et al.* (2013), com o uso do EVI2 foi possível discriminar pastagens cultivadas de outras classes de cobertura do solo e a série histórica pode aumentar consideravelmente a capacidade discriminação com a somatória do EVI2. É expresso pela Equação (8):

$$EVI2 = \frac{(IVP-V)}{IVP+2,4*V+1} \quad (8)$$

Em que:

IVP = infravermelho próximo;

V= vermelho.

Foram extraídas as médias dos valores dos pixels, de cada IV, que continham as parcelas georreferenciadas. Depois foram criados dois *buffers* de 50 m e 100 m para maior abrangência da área de vegetação (Figura 8), uma vez que o tamanho das parcelas foi menor do que o do pixel da imagem. Em seguida, foram extraídos os valores médios dos pixels de cada IV que continham os *buffers* de 50 m e 100 m.

Figura 8 - Representação dos buffers de 50 m (rosa) e 100 m (azul) para as parcelas de FES e FR e 50 m (marrom) e 100 m (amarelo) para as parcelas de pastagem na Fazenda Figueira, em Londrina, Paraná (Landsat-8/OLI, composição R(4) G(3) B(2) de 11 de agosto de 2015)

3.8 Análise estatística

Para análise estatística foi utilizado o software *SAS Statistical Analysis System 9.3*, desenvolvido pela *North Carolina State University*, Estados Unidos, obtido através de licença para alunos da USP.

Inicialmente, realizou-se o teste de Tukey, a 5% de probabilidade, para identificar as diferenças significativas dos valores médios entre as variáveis. Também foi feita a análise de correlação de Pearson (r), entre os dados obtidos das equações alométricas e os índices de vegetação para quantificar o grau de associação linear entre as variáveis. O coeficiente de correlação varia de -1 a 1, sendo que os extremos representam perfeita correlação entre as variáveis e 0 representa a ausência de correlação. O coeficiente de Pearson é a divisão da covariância entre as variáveis x e y pelo desvio padrão de x e o desvio padrão de y (DRAPPER; SMITH, 1998), dado pela Equação (9) abaixo:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{[\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2][\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2]}} \quad (9)$$

Onde r é o coeficiente de correlação de Pearson.

A análise de regressão envolveu as relações entre os valores de biomassa como variáveis dependentes e os índices de vegetação como variáveis independentes. Inicialmente, foram testadas, no SAS, as regressões lineares ($y = \alpha + \beta.x$), múltiplas ($y = \beta_0 + \beta_1.x_1 + \beta_2.x_2$), logarítmicas ($y = \alpha \cdot x^\beta$) e exponenciais ($y = \alpha \cdot e^{\beta x}$), sendo y a variável dependente, x a variável independente e α , β os parâmetros de regressão. O método de seleção foi o passo-a-passo ou *stepwise*, por selecionar as variáveis com contribuição significativa para o modelo de regressão (DRAPPER; SMITH, 1998). Este método escolhe a variável regressora, que possui o maior coeficiente de correlação, com variável resposta. Após o acréscimo de uma nova variável para ser verificada, segue com a inserção de variáveis, passo-a-passo, até quando não há mais variável significativa para ser inserida ou descartada pelo modelo. As melhores equações para estimativa de biomassa e carbono total foram provenientes do procedimento *stepwise* (MIRANDA; MELO; SANQUETTA, 2011).

Ao se trabalhar com várias equações alométricas, a capacidade preditiva do melhor modelo foi aferida por meio de indicadores de qualidade de ajuste como: coeficiente de determinação (R^2) e análise gráfica dos resíduos (SANTOS *et al.* 2001; SANQUETTA, 2002; REZENDE *et al.*, 2006; FASSNACHT *et al.*, 2014). Portanto, o melhor modelo foi escolhido com maior R^2 e uniformidade e homogeneidade na distribuição dos resíduos.

O coeficiente de determinação (R^2) mede o quanto é explicado pela relação das variáveis dependentes (biomassa) com as independentes (índices de vegetação). É expresso pela Equação (10):

$$R^2 = \frac{SQE}{SQT} = 1 - \frac{SQR}{SQT} = \frac{\hat{\beta}_1 \sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X}) Y_i}{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2} \quad (10)$$

Onde SQE é a soma dos quadrados explicada, SQT é a soma de quadrados total e SQR é a soma dos quadrados dos resíduos.

A análise gráfica da dispersão de resíduos é um indicador da qualidade da regressão gerada. Uma boa distribuição dos resíduos ocorre quando resultados flutuam uniformemente e encontram-se centrados em zero e que 95% destes resíduos estejam situados no intervalo de (-2 e 2). Essa análise permite verificar a tendenciosidade das estimativas e se os resultados apresentam sub ou superestimativas.

4 RESULTADOS

4.1 Caracterização dos ecossistemas florestais

Na identificação das espécies, foram coletados 3.030 materiais vegetativos dos indivíduos vivos nas 30 parcelas que incluem FES e FR. Cerca de 67,7% foram identificados até o nível de espécie, 19,4% de gênero, 8,8% de família e 4% não foram identificados. As famílias predominantes nas parcelas, ou seja, com maior número de indivíduos, foram Euphorbiaceae, Meliaceae, seguida por Fabaceae (Figura 9). Em número de espécies diferentes, sobressaíram-se as famílias Fabaceae (21 espécies), Meliaceae (13 espécies), Euphorbiaceae (5 espécies), Myrtaceae (5 espécies) e Sapindaceae (5 espécies).

Não foram identificadas algumas espécies por causa de diferentes fatores como coleta de plântulas que são difíceis de identificar por não possuir órgãos reprodutivos, dificuldade de alcançar alguns ramos nas árvores, material mal coletado ao faltar partes dos ramos ou mesmo a complexidade de identificar alguns indivíduos.

As famílias Meliaceae, Euphorbiaceae, Myrtaceae, Rutaceae entre outras são de sub-dossel e sub-bosque nesta formação florestal de FES (RODRIGUES, 1999). Destacam-se as espécies *Trichilia* P. Browne, *Cupania vernalis* Cambess., *Campomanesia* Ruiz & Pav., *Astronium graveolens* Jacq. e *Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll.Arg. que foram encontrados nas parcelas de FES. As espécies iniciais de sucessão e presentes em ambientes muito perturbados foram *Casearia sylvestris* Sw., *Bauhinia forficata* Link, *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake, *Urera baccifera* (L.) Gaudich. ex Wedd., *Allophylus edulis* (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl., *Cestrum* L., *Guapira opposita* (Vell.) Reitz entre outras. As espécies do primeiro estrato (de 8 m a 10 m de altura) e emergentes (mais de 15 m de altura) encontradas tanto na FES quanto na FR foram *Croton floribundus* Spreng., *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Macbr., *Aspidosperma polyneuron* Müll.Arg., já as espécies do segundo estrato (com até 7 m de altura) foram, por exemplo, *Trichilia catigua* A.Juss. na FES e *Casearia sylvestris* Sw. na FR.

Das espécies encontradas, apenas a *Cedrela fissilis* Vell. está citada na Lista de Espécies da Flora Ameaçada de Extinção, publicada pelo IBAMA (Portaria nº 443, 17 de dezembro de 2014). Embora seja apenas uma espécie vulnerável presente, isso não diminui a importância em conservar os fragmentos florestais e toda sua biodiversidade presente na região.

Uma espécie que não é nativa e foi frequente nas observações foi *Citrus x limon* (L.) Osbeck, que também foi constatada no estudo de Rodrigues *et al.* (2003). Essa espécie ocorria

muito nas pastagens da propriedade e foi considerada neste estudo como pioneira por estar presente na FR, favorecendo o processo de regeneração do local, seguindo os critérios de Rodrigues *et al.* (2003). Outra espécie não nativa foi o *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake, provavelmente alguns indivíduos foram plantados e esta espécie se espalhou para os remanescentes florestais (RODRIGUES *et al.*, 2003).

Figura 9 - Famílias botânicas identificadas nas parcelas de Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ribeirinha

A maior densidade de espécies encontrada foi na FES com 4.048,9 indivíduos por hectare (FR com 2.684,4 ind.ha⁻¹). A maior riqueza de espécies encontrada foi na FR com 75 espécies, contra 67 espécies na FES. A estimativa do índice de diversidade de Shannon-Weaver foi maior em FR ($H' = 4,43$) em comparação com a FES ($H' = 4,27$), caracterizando uma floresta com alta diversidade. A maior riqueza da FR foi associada a uma floresta em regeneração, de grande perturbação por estar em contato direto com pasto ou áreas agrícolas e histórico da presença do gado. Historicamente, a pressão antrópica na propriedade foi o extrativismo de espécies selecionadas, para fabricação de móveis e decoração interna, construção de pontes, postes, cercas de mourões até como carvão (RODRIGUES *et al.*, 2003). Segundo os autores, a Floresta Estacional Semidecidual Ribeirinha é o tipo vegetacional mais afetado na fazenda por apresentar fragmentos estreitos e alongados, em contato direto com áreas produtivas. A FR apresentou maior variedade de espécies devido à proximidade da água, de riachos e represas e ao estágio de regeneração da mata.

Os indivíduos com DAP ≥ 5 cm foram divididos em 20 classes de DAP, com intervalos de 5 cm (Figura 10). O diâmetro dos indivíduos mostrados na FES variou de 5 cm a

maior que 100 cm, já na FR a última classe foi de 75 cm a 80 cm. Na primeira classe (5-10cm) ocorreu o maior número de indivíduos para os diferentes tipos florestais e anos, FES-2014 com 58,30%, FES-2015 com 56,97%, FR-2014 com 51,18% e FR-2015 com 49,25%. Na FES, houve incorporação de muitos indivíduos com diâmetro igual a 5 cm na amostragem e de um indivíduo maior que 100 cm, enquanto na FR já era esperado maior número de indivíduos na primeira classe por ser o primeiro estágio sucessional.

Figura 10 - Classes diamétricas dos indivíduos presentes na Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ribeirinha nos anos de 2014 e 2015

Conforme esperado e representado na Figura 10, as classes apresentaram distribuição diamétrica irregular, um "J invertido", típico de floresta inequianea (BATISTA *et al.*, 2014), à medida que aumentam de tamanho as classes de tamanho de DAP, diminui-se o número de indivíduos.

Houve também grande variação entre FES e FR nos parâmetros quantitativos. Ao comparar os valores máximos de DAP, a FES teve 134 cm de DAP e FR teve 72 cm de DAP. As médias de DAP foram parecidas em aproximadamente 13 cm de DAP. A diferença de amplitude também denota as diferenças entre FES e FR (Tabela 5).

Tabela 5 - Valores máximos, média e desvio padrão do DAP para Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ribeirinha

Área	média	máximo	desvio padrão
FES-2014	13,37	134,01	13,73
FES-2015	13,80	135,60	14,11
FR-2014	12,86	71,94	9,26
FR-2015	13,53	77,99	9,44

A diferença entre FES e FR é a presença de árvores com maior diâmetro na FES, como *Ficus guaranitica* Chodat, *Actinostemon conceptionis* (Chodat & Hassl.) Hochr., *Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll.Arg., *Matayba juglandifolia* (Cambess.) Radlk. entre outras. Já na FR, houve maior variedade de espécies com diâmetros bem menores, como *Bauhinia forficata* Link, *Tabernaemontana catharinensis* A.DC., *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Macbr. e presença de limoeiros (*Citrus x limon* (L.) Osbeck).

4.2 Quantificação de biomassa e do estoque de carbono nos ecossistemas florestais

As equações alométricas indicaram diminuição de biomassa em todas as equações utilizadas de 2014 para 2015, tanto em FES quanto em FR (Figura 11). A equação de Brown obteve maiores valores de biomassa tanto na FES quanto FR (FES com somatória de biomassa total de aproximadamente 5.101,897 Mg.ha⁻¹ em 2014 e 4.473,104 Mg.ha⁻¹ em 2015 e FR com biomassa total de 2.682,918 Mg.ha⁻¹ em 2014 e 2.582,934 Mg.ha⁻¹ em 2015), já a equação de Burger obteve os menores valores (FES com biomassa total de 3.219,983 Mg.ha⁻¹ em 2014 e 3.001,648 Mg.ha⁻¹ em 2015 e FR com biomassa total de 1.468,490 Mg.ha⁻¹ em 2014 e 1.419,676 Mg.ha⁻¹ em 2015). A equação de Medina Sotomayor, que é correspondente à Floresta Estacional Semidecidual, resultou em 4.556,079 Mg.ha⁻¹ de biomassa total em FES/2014 e 4.242,142 Mg.ha⁻¹ em FES/2015, enquanto a biomassa da FR resultou em 2.223,918 Mg.ha⁻¹ em 2014 e 2.143,691 Mg.ha⁻¹ em 2015. As equações alométricas diferem entre si pelas características particulares de composição florística, classe de solo e disponibilidade hídrica de cada área.

Figura 11 - Biomassa total (Mg.ha⁻¹) obtida pelas equações alométricas na Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ribeirinha, em 2014 e 2015

A estimativa de carbono em relação às equações alométricas foi similar à biomassa (Figura 12). A equação de Brown obteve os maiores valores de carbono tanto na FES quanto FR (FES com aproximadamente 2.551 $\text{MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ em 2014 e 2.371,5 $\text{MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ em 2015 e FR com 734 $\text{MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ em 2014 e 710 $\text{MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ em 2015), já a equação de Burger obteve os menores valores (FES com aproximadamente 1.610 $\text{MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ em 2014 e 1.500 $\text{MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ em 2015 e FR com 734 $\text{MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ em 2014 e 709 $\text{MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$ em 2015).

Figura 12 - Estimativa de carbono ($\text{MgC}\cdot\text{ha}^{-1}$) obtida pelas equações alométricas na Floresta Estacional Semidecidua e Floresta Ribeirinha, em 2014 e 2015

Ao analisar as médias de biomassa, os altos valores foram para Brown e os baixos valores para Burger, tanto em FES quanto FR (Tabela 6). Foi possível observar que quanto maior a biomassa, maior foi o desvio padrão e maior a variabilidade entre as parcelas. De fato, houve maior variação de DAP nas parcelas de FES do que FR. No teste de Tukey ($p < 0,05$), as médias de biomassa não diferiram significativamente (mesma letra minúscula da Tabela 6).

Tabela 6 - Médias e desvios padrões (dp) das biomassas acima do solo ($\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) da Floresta Estacional Semidecidua e Floresta Ribeirinha, em 2014 e 2015

Formação florestal	média2014	dp2014	média2015	dp2015
FES - Sotomayor	303,739a	190,963	282,809a	195,989
FES - Brown	340,126a	193,429	316,207a	199,992
FES - Burger	214,666a	145,115	200,110a	148,555
FR - Sotomayor	148,266a	61,272	142,913a	76,707
FR - Brown	178,861a	71,197	172,196a	89,384
FR - Burger	97,899a	42,020	94,645a	53,837

4.3 Análise dos Índices de Vegetação nos ecossistemas florestais

Os índices de vegetação apresentaram redução ao comparar FES e FR, tanto em 2014 quanto em 2015 (Tabela 7), como esperado pela diferença estrutural e de espécies entre os

dois tipos de florestas. As variações das reflectâncias dependem da interação da radiação com a estrutura interna das folhas e arquitetura do dossel, como a quantidade de folhas e sua orientação espacial. Dessa forma, esperava-se valores mais baixos dos índices de vegetação para FR do que FES, tanto pelo estado de degradação quanto pelo histórico de desmatamento que ocorreu na FR. Também os menores valores podem estar relacionados a cobertura menos densa, do pequeno porte e menor valor de biomassa em FR. As médias do IVs diferiram significativamente com RS pelo teste de Tukey, a 5 % de probabilidade (letras minúsculas diferentes nas linhas da Tabela 7).

Tabela 7 - Valores mínimo, máximo e médio dos diferentes Índices de Vegetação, em 2014 e 2015

Formações florestais	2014				2015			
	NDVI	RS	EVI	EVI2	NDVI	RS	EVI	EVI2
FES_máximo	0,865	13,333	0,897	0,790	0,872	14,000	0,915	0,800
FES_médio	0,813b	10,144a	0,799b	0,722b	0,831b	10,806a	0,828b	0,744b
FES_mínimo	0,691	5,000	0,582	0,568	0,786	7,500	0,744	0,683
FR_máximo	0,835	10,500	0,846	0,748	0,862	13,000	0,850	0,785
FR_médio	0,786b	8,133a	0,745b	0,685b	0,806b	9,306a	0,771b	0,711b
FR_mínimo	0,733	6,000	0,638	0,618	0,747	7,333	0,678	0,641

Ao avaliar o NDVI da Fazenda Figueira, os valores das parcelas variaram de 0,691 até 0,872, confirmando a presença da vegetação (Figura 13). As parcelas de FES e FR apresentaram NDVI médio de 0,813 e 0,786 respectivamente em 2014 e em 2015, as parcelas de FES com valor médio de 0,831 e as de FR de 0,806. Em ambas formações florestais, o valor de NDVI aumentou de um ano para outro (Tabela 7). No teste t pareado, não houve diferença significativa entre as médias de NDVI de um ano para outro.

Figura 13 - Imagem NDVI da área de estudo, em 2014 e 2015

Ao otimizar o sinal da vegetação e reduzir a influência do solo, o EVI apresentou os valores médios das parcelas de 0,799 para FES e 0,745 para FR em 2014 e 0,828 para FES e de 0,771 para FR em 2015. Os valores médios de EVI aumentaram nas parcelas de FES e de FR (Tabela 7). Ao avaliar o EVI da Fazenda Figueira, os valores das parcelas variaram de 0,582 até 0,915, confirmando a presença da vegetação (Figura 14). No teste t pareado, não houve diferença significativa entre as médias de EVI de um ano para outro.

Figura 14 - Imagem EVI da área de estudo, em 2014 e 2015

Os valores médios de RS das parcelas em 2014 foram de 10,144 para FES e de 8,133 para FR. Em 2015, os valores aumentaram para FES com 10,806 e para FR com 9,306 (Tabela 7). Ao avaliar o RS da Fazenda Figueira, os valores das parcelas variaram de 5 até 14, confirmando a presença da vegetação (Figura 15). No teste t pareado, não houve diferença significativa entre as médias de RS de um ano para outro.

Figura 15 - Imagem RS da área de estudo, em 2014 e 2015

Ao reduzir a banda do azul, o EVI2 apresentou os valores médios das parcelas de 0,722 para FES e 0,685 para FR em 2014, e 0,744 para FES e de 0,711 para FR em 2015 (Tabela 7). Os valores de EVI2 aumentaram de um ano para outro nas duas formações florestais. Ao avaliar o EVI2 da Fazenda Figueira, os valores das parcelas variaram de 0,568 até 0,800, confirmando a presença da vegetação (Figura 16). No teste t pareado, não houve diferença significativa entre as médias de EVI2 de um ano para outro.

Figura 16 - Imagem EVI2 da área de estudo, em 2014 e 2015

Também foram realizados entornos, ou *buffers*, de 50 m e 100 m para cada um dos índices de vegetação (Figura 8). Assim como ocorreu nas parcelas, os valores dos *buffers* para todos os IVs foram maiores na FES do que FR, tanto em 2014 quanto em 2015. No *buffer* de 50 m, os valores médios de NDVI para FES e FR foram 0,812 e 0,756 em 2014 (Tabela 8). Em 2015 os valores aumentaram, sendo 0,827 para FES e 0,765 FR. No *buffer* de 100 m, foram de 0,793 para FES e 0,727 para FR em 2014 e de 0,808 para FES e 0,746 para FR em 2015 (Tabela 9). Os valores aumentaram em ambos *buffers* de um ano para outro. As médias dos IVs diferiram significativamente com *buffers* de RS pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade (letras minúsculas diferentes nas linhas da Tabela 8 e 9).

Tabela 8 - Valores mínimo, máximo e médio nos *buffers* de 50 m dos diferentes Índices de Vegetação, em 2014 e 2015

Formações florestais	2014				2015			
	NDVI 50m	RS 50m	EVI 50m	EVI2 50m	NDVI 50m	RS 50m	EVI 50m	EVI2 50m
FES_máximo	0,8586	12,8000	0,8805	0,7811	0,8664	13,5385	0,8894	0,7920
FES_médio	0,8120b	10,0634a	0,7984b	0,7205b	0,8269b	10,8019a	0,8237b	0,7392b
FES_mínimo	0,7230	6,7333	0,6720	0,6147	0,7631	7,2500	0,7179	0,6572
FR_máximo	0,8441	11,5000	0,8755	0,7608	0,8488	11,8333	0,8533	0,7675
FR_médio	0,7557b	7,5326a	0,7062b	0,6502b	0,7648b	8,1638a	0,7199b	0,6634b
FR_mínimo	0,5610	3,2500	0,4404	0,4309	0,6311	4,0000	0,5163	0,5023

Tabela 9 - Valores mínimo, máximo e médio nos *buffers* de 100 m dos diferentes Índices de Vegetação, em 2014 e 2015

Formações florestais	2014				2015			
	NDVI 100m	RS 100m	EVI 100m	EVI2 100m	NDVI 100m	RS 100m	EVI 100m	EVI2 100m
FES_máximo	0,8668	13,6667	0,8918	0,7926	0,8703	14,0000	0,8852	0,7976
FES_médio	0,7933b	9,8022a	0,7738b	0,7002b	0,8077b	10,4423a	0,7925b	0,7176b
FES_mínimo	0,6159	4,0000	0,5190	0,4913	0,5714	3,0000	0,4530	0,4394
FR_máximo	0,8407	10,8571	0,8737	0,7562	0,8445	11,6667	0,8495	0,7617
FR_médio	0,7271b	7,0544a	0,6727b	0,6204b	0,7460b	7,7951a	0,6985b	0,6422b
FR_mínimo	0,3970	1,8000	0,2891	0,2896	0,5779	3,3636	0,4685	0,4503

Em relação ao EVI, no *buffer* de 50 m os valores foram 0,798 para FES e 0,706 para FR em 2014 e 0,824 para FES e 0,72 para FR em 2015. No *buffer* de 100 m foram 0,774 para FES e 0,673 para FR em 2014 e 0,793 para FES e 0,699 para FR em 2015. Mais uma vez, os valores de EVI aumentaram de um ano para outro.

Em relação ao EVI2, no *buffer* de 50 m os valores foram 0,721 para FES e 0,65 para FR em 2014 e 0,739 para FES e 0,663 para FR em 2015. No *buffer* de 100 m foram 0,7 para FES e 0,62 para FR em 2014 e 0,718 para FES e 0,642 para FR em 2015. Os valores de EVI2 aumentaram de 2014 para 2015.

Em relação à RS, no *buffer* de 50 m os valores foram 10,063 para FES e 7,533 para FR em 2014 e 10,802 para FES e 8,164 para FR em 2015. No *buffer* de 100 m foram 9,802 para FES e 7,054 para FR em 2014 e 10,442 para FES e 7,795 para FR em 2015.

4.4 Correlações entre variáveis analisadas nos ecossistemas florestais

A análise de correlação de Pearson (r) foi gerada a partir da associação entre duas variáveis, valores de biomassa e índices de vegetação. Observou-se melhor correlação da biomassa total obtida com a equação de Medina Sotomayor com EVI/2015 ($r = 0,529$), seguido por Burger e Delitti com EVI/2015 ($r = 0,528$).

A análise de regressão *stepwise* indicou o maior valor para a equação de Burger e Delitti com EVI/2015 ($R^2 = 0,3742$), o modelo gerado foi $\text{biomassa} = 30446 + 97043 \cdot \text{EVI15} - 126266 \cdot \text{NDVI15}$. Em seguida foi a equação de Medina Sotomayor com EVI/2015 ($R^2 = 0,3727$) e equação de Brown com EVI/2015 ($R^2 = 0,3524$).

A análise gráfica de dispersão de resíduos mostrou melhores valores e dispersão dos dados com da equação de Burger e Delitti com a melhor variável de índice de vegetação foi com EVI/2015 (Figura 17), seguido pela equação de Medina Sotomayor com a variável EVI/2015 (Figura 18). A distribuição dos resíduos foi uniforme tanto na região positiva quanto na negativa, demonstrando que o modelo de regressão foi adequado. A grande heterogeneidade de espécies em floresta nativa, com a presença de árvores tortas, com pequeno fuste e variação de biomassa e carbono também pode ser observado no gráfico de dispersão de resíduos (VERES, 2012), assim esperava-se a ocorrência de *outliers*.

Figura 17 - Gráfico de distribuição dos resíduos gerados pelas regressões da equação de Burger e Delitti no ecossistema florestal

Figura 18 - Gráfico de distribuição dos resíduos gerados pelas regressões da Medina Sotomayor no ecossistema florestal

Ao se considerar separadamente os diferentes tipos vegetais em FES e FR, as análises de correlação de Pearson (r) foram diferentes em relação ao total de dados porque nenhuma equação foi significativa ($p \leq 0,05$) com os índices de vegetação. Entretanto, ao elevar o nível de significância para 20%, a análise de correlação de Pearson, com as 15 parcelas de FES, indicou melhor correlação da biomassa total com a equação de Burger e Delitti com EVI/2015 ($r = 0,423$). Nas 15 parcelas de FR, ao elevar o nível de significância para 10%, a análise de correlação de Pearson, a melhor correlação da biomassa total foi a equação de Medina Sotomayor com EVI/2015 ($r = 0,503$).

4.5 Quantificação de biomassa e carbono no ecossistema de pastagem

A média de biomassa foi $3,67 \text{ Mg.ha}^{-1}$ e a média de carbono foi $1,83 \text{ Mg C.ha}^{-1}$. A parcela 3 apresentou a menor biomassa com $2,42 \text{ Mg.ha}^{-1}$ e parcela 5 o maior valor de biomassa, com $4,93 \text{ Mg.ha}^{-1}$. Consequentemente, o estoque de carbono foi menor na parcela 3 ($1,21 \text{ Mg.ha}^{-1}$) e maior na parcela 5 ($2,46 \text{ Mg.ha}^{-1}$) (Tabela 10).

Tabela 10 - Estimativas de biomassa acima do solo (Mg.ha^{-1}) e carbono (MgC.ha^{-1}) da pastagem por parcela

Parcelas	biomassa (Mg.ha^{-1})	carbono (MgC.ha^{-1})
1	2,80	1,40
2	3,41	1,71
3	2,42	1,21
4	4,77	2,39
5	4,93	2,46

4.6 Análise dos Índices de Vegetação no ecossistema de pastagem

Da mesma forma que foram extraídos os valores de índices de vegetação das parcelas de FES e FR, o mesmo foi feito para as parcelas de capim, entretanto não foram feitas comparações entre os anos porque foi realizado apenas um corte em 2015. O valor médio de NDVI foi 0,666, o de EVI foi 0,579, EVI2 foi 0,543 e RS foi 4,80 (Tabela 11). As médias dos IVs diferiram significativamente com RS e seus *buffers* pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade (letras minúsculas diferentes nas linhas da Tabela 11 e 12).

Tabela 11 - Valores dos índices de vegetação nas parcelas de capim Tanzânia, para 2015

Tanzânia	NDVI	RS	EVI	EVI2
Valor máximo	0,754	7,000	0,707	0,644
Valor médio	0,666b	4,800a	0,579b	0,543b
Valor mínimo	0,561	3,000	0,431	0,429

Igualmente às parcelas de FES e FR, também foram feitos *buffers* de 50 m e 100 m para as parcelas de capim (Figura 8). Houve uma sobreposição de duas parcelas por serem próximas uma da outra.

Os índices de vegetação tiveram valores maiores ao comparar o *buffers* de 50 m e 100m. À medida que aumentava o tamanho do *buffer*, diminuía a média do IV, mesmo com *buffers* sobrepostos (Tabela 12).

Tabela 12 - Valores dos índices de vegetação nas parcelas de capim com *buffers* de 50 m e 100 m, para 2015

Tanzânia	EVI 50m	EVI2 50m	NDVI 50m	RS 50m	EVI 100m	EVI2 100m	NDVI 100m	RS 100m
Valor máximo	0,648	0,605	0,722	5,846	0,607	0,570	0,690	5,324
Valor médio	0,543b	0,516b	0,641b	4,354a	0,507b	0,486b	0,613b	3,976a
Valor mínimo	0,409	0,408	0,539	3,000	0,417	0,410	0,542	3,000

4.7 Correlações entre variáveis analisadas no ecossistema de pastagem

A análise de correlação de Pearson indicou forte correlação negativa da biomassa total de pastagem com todos os índices de vegetação e os valores de *buffers* de 50 m e 100 m. O maior valor foi com EVI ($r = -0,955$), seguido por NDVI ($r = -0,947$) e EVI2 ($r = -0,946$). A análise de regressão foi significativa com R^2 de 0,9124 ($p < 0,05$). O modelo gerado foi $\text{evi15} = 0,9421 - 0,000099 * \text{biomassa}$. O índice de vegetação que melhor respondeu à regressão com a biomassa foi o EVI.

O gráfico da dispersão de resíduos de pastagem foi uniforme tanto na região positiva quanto na negativa, demonstrando que o modelo de regressão foi adequado (Figura 19). Apesar do pequeno número de parcelas, mostrou-se suficiente para representar toda área de pastagem devido à simetria dos resíduos.

Figura 19 - Gráfico de distribuição dos resíduos gerados pelas regressões no ecossistema de pastagem

5 DISCUSSÃO

5.1 Caracterização dos ecossistemas florestais

No total foram encontradas 97 espécies em 30 famílias nas parcelas estudadas, Rodrigues *et al.* (2003) listaram 279 espécies em 60 famílias, sendo 256 espécies e 57 famílias para Floresta Estacional Semidecidual e 92 espécies e 38 famílias na Floresta Estacional Semidecidual Ribeirinha. Lovato (2004) encontrou 190 espécies em 48 famílias, sendo deste total, 92 espécies na FES e 98 espécies foram encontradas na FR. Ambos autores realizaram a identificação florística na Fazenda Figueira. A diferença metodológica para levantamento florístico explica a variação encontrada no número de espécies. Tanto no estudo de Rodrigues *et al.* (2003) quanto o de Lovato (2004), a amostragem de espécies foi feita através de caminhadas periódicas e aleatórias pelos remanescentes florestais da fazenda.

Walter e Guarino (2006) analisaram e compararam o método de parcelas com o método de levantamento rápido para amostragem de vegetação arbórea no Cerrado e constataram que ambos os métodos são adequados para levantamentos. Ao comparar estudos que utilizam a mesma metodologia, a variação do número de espécies passa a ser semelhante. Ao fazer o levantamento fitossociológico por parcelas (50 m x 30 m) na FES no município de Diamante do Norte, no Paraná, Quiqui *et al.* (2007) identificaram 102 espécies e 38 famílias. Carmo e Morellato (2009) estudaram as matas ciliares da Bacia do Rio Tibagi e as autoras examinaram 703 exsicatas pertencentes a 261 espécies de árvores e arbustos, reunindo 143 gêneros em 55 famílias.

Em relação às famílias com maior riqueza, este estudo e outros realizados na fazenda encontraram em comum as mesmas famílias Euphorbiaceae, Solanaceae e Fabaceae (Leguminosae), porém em ordem diferente. Rodrigues *et al.* (2003) encontraram maior riqueza nas famílias Leguminosae-Papilionoideae (18 ssp.), Solanaceae (14 ssp.) e Euphorbiaceae (14 ssp.). No estudo de Lovato (2004) foram as famílias Leguminosae (31 ssp.), Myrtaceae (14 ssp.), Meliaceae (10 ssp.), Euphorbiaceae (10 ssp.) e Solanaceae (9 ssp.). Nas matas ciliares no estudo de Carmo e Morellato (2009), as famílias que mais contribuíram foram Myrtaceae (46 ssp.), Leguminosae (31 ssp.), Euphorbiaceae (13 ssp.), Melastomataceae (11 ssp.), Meliaceae (10 ssp.), Lauraceae (10 ssp.) e Rutaceae (10 ssp.). Para as autoras, a fenologia reprodutiva das matas ciliares foi muito semelhante à fenologia das florestas semidecíduas, tanto pela similaridade florística quanto pela proximidade das formações vegetais, que muitas vezes formam um contínuo.

Este estudo apresentou menor densidade na FR do que na FES ($FES = 4.048,9 \text{ ind.ha}^{-1}$ e $FR = 2.684,4 \text{ ind.ha}^{-1}$). A densidade de espécies encontrada no FES e FR foram similares à densidade média encontrada por Sukanuma e Torezan (2013) de $4.005 \text{ ind.ha}^{-1}$ em quatro fragmentos de FES circundados por matriz agrícola, em quatro municípios do Paraná. Já as áreas de reflorestamento de mata ciliar, apresentaram $2.035 \text{ ind.ha}^{-1}$ (SUGANUMA, TOREZAN, 2013). Mas o resultado deste estudo foi maior do que a densidade total encontrada por Veres (2012) de $1.356 \text{ ind.ha}^{-1}$ em FES, em São José das Palmeiras, no oeste do Paraná.

A densidade também foi maior do que em outros estudos com FES de São Paulo, como o estudo de Ivanauskas, Rodrigues e Nave (1999) com $2.271,43 \text{ ind.ha}^{-1}$ realizado em uma FES, em Itatinga, São Paulo. Nogueira Junior (2010) estudou dois reflorestamentos de FES, um $1.679 \text{ ind.ha}^{-1}$ e outro com $1.130 \text{ ind.ha}^{-1}$, em Botucatu, São Paulo. Em quatro reflorestamentos de FES no Estado de São Paulo, a densidade variou de 796 a $1.467 \text{ ind.ha}^{-1}$ (Preiskorn, 2011). Drumond *et al.* (1996) também estimaram a FES na região do Médio Rio Doce, Minas Gerais, os autores obtiveram $1.690 \text{ ind.ha}^{-1}$ na Mata Salão Dourado e $1.247 \text{ ind.ha}^{-1}$ na Mata Mombaça, sendo esta última considerada mais nova do que a outra mata. Amaro *et al.* (2013) obtiveram uma média de $1.595 \text{ ind.ha}^{-1}$ em uma FES de Viçosa, Minas Gerais. Medina Sotomayor (2013) encontrou uma densidade total de indivíduos baixa ao utilizar dados de inventário florestal, com valor de $2.033 \text{ ind.ha}^{-1}$, em Angatuba, São Paulo, composta por diferentes formações vegetais (Cerradão, Cerrado *strictu sensu*, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Paludosa).

Na Mata Atlântica, especificamente na Floresta Ombrófila Densa Montana da região norte do Rio de Janeiro, a densidade foi $830 \text{ indivíduos ha}^{-1}$ (Cunha *et al.*, 2009). Observou-se resultados parecidos também sobre a densidade da FR com o estudo de Melo e Durigan (2006), a variação de densidade foi de 620 a $2.744 \text{ árvores.ha}^{-1}$ em 33 áreas de mata ciliar no Vale do Paranapanema, São Paulo. Geralmente, a floresta secundária apresenta um número menor de indivíduos por hectare, devido a sua estrutura e maior número de indivíduos com pequenas dimensões (BRUN, 2004). As diferenças metodológicas como o tamanho das parcelas, o estado de degradação do ambiente ou valor mínimo de DAP podem justificar a variação de densidade de indivíduos nos estudos de FES e FR.

O índice de diversidade de Shannon-Weaver ($FES H' = 4,27$) e ($FR H' = 4,43$) foi maior na FR do que na FES. A alta diversidade de espécies na FR já era esperada, uma vez que a formação ciliar apresenta maior diversidade de espécies, por situar-se em um ambiente mais favorável de disponibilidade hídrica e de nutrientes, o qual favorece essa

heterogeneidade (RODRIGUES; NAVE, 2009). Outro fator que contribui para a alta diversidade é o estabelecimento de espécies generalistas em matas ciliares, sendo o habitat não adequado para espécies florestais mais especializadas (OLIVEIRA FILHO; RATTER, 2009). Quanto aos valores obtidos pelo índice de diversidade de Shannon-Weaver, estes foram similares em comparação com áreas amazônicas. Matos e Kirchner (2008) verificaram variação de 3,80 a 5,34, com média de 4,58 na Floresta Ombrófila Densa, na Amazônia Central. Maciel *et al.* (2009) estudaram uma floresta primária em Paragominas, Pará, que apresentou variação de diversidade de 2,89 e 3,64, com média de 3,33, mostrando uma diversidade baixa aos padrões amazônicos.

O resultado de diversidade também foi semelhante com alguns estudos de FES. Ivanauskas, Rodrigues e Nave (1999) obtiveram $H' = 3,77$ indivíduos por espécie, em Itatinga, São Paulo. Higuchi *et al.* (2006) encontraram uma média de $H' = 3,59$, cujos valores aumentaram significativamente de 1992 a 2000, em Viçosa, Minas Gerais. Silva (2003) obteve uma média de $H' = 4,22$, no período de nove anos em uma FES secundária em Viçosa, Minas Gerais. Maragon *et al.* (2007) avaliaram a FES na Zona da Mata Mineira, resultando em $H' = 4,25$. Amaro (2010) encontrou índice $H' = 4,31$ em uma área de FES no município de Viçosa, Minas Gerais. Boina (2008) encontrou índice $H' = 3,782$ e $H' = 3,607$ em dois fragmentos de FES no Vale do Rio Doce, Minas Gerais. Botrel *et al.* (2002) descreveram o valor de diversidade ($H' = 3,734$) na FES de Ingaí, Minas Gerais. O menor valor encontrado foi por Bruzinga *et al.* (2012) com $H' = 2,48$ na FES em regeneração, no município de Almenara, Minas Gerais. Em relação à FES em diferentes cidades do Paraná, Quiqui *et al.* (2007) relataram $H' = 3,56$ em Diamante do Norte e Veres (2012) relatou $H' = 3,4$ na FES de São José das Palmeiras. As variações no índice de diversidade podem ser explicadas pelo histórico de perturbação antrópica ou natural no ambiente e pela inclusão do número de indivíduos amostrados. Portanto, os valores do índice de diversidade deste estudo foram observados dentro dos limites de outros estudos com FES e esperava-se um alto valor de H' devido à alta densidade encontrada e à adequação ambiental desenvolvida na fazenda.

Segundo Brown (2002), é importante que o banco de dados de biomassa para as equações alométricas contenha árvores com grande diâmetro para representar a biomassa de florestas maduras. Em árvores com diâmetros superiores a 70 cm pode ser encontrada cerca de 30% a 40% da biomassa vegetal acima do solo, mas também não se deve ignorar os pequenos diâmetros, o que pode subestimar o armazenamento de carbono.

Os resultados obtidos neste estudo em relação ao número de classes de diâmetro, foram 20 classes de 5 cm até maior que 100 cm. Amaro (2010) dividiu a FES de Viçosa,

Minas Gerais, em 11 classes de DAP de 5 cm a maior que 55 cm. Preiskorn (2011) separou em 10 classes de 5 cm a 100 cm, com intervalos de 10 cm os dados de quatro reflorestamentos de FES no Estado de São Paulo, as classes de 5 a 10 cm compreendiam 60% dos indivíduos. Vogel, Schumacher e Trüby (2006) separaram a Floresta Estacional Decidual em 5 classes de diâmetro com variação de até 55cm. Veres (2012) separou em 12 classes diamétricas a FES de São José das Palmeiras, Paraná. O autor também constatou poucas árvores com DAP superior a 27 cm por causa do histórico de extração seletiva de espécies no fragmento florestal e entre as classes 37,5 cm e 57,5 cm, houve um incremento diamétrico médio de 0,77 cm. Quando Medina Sotomayor (2013) separou a biomassa por classes de diâmetro, verificou que a maior classe tinha o dobro da classe intermediária e foi superior nove vezes à classe inferior. O mesmo resultado foi observado por Koehler *et al.* (2005) e Brown, Gillespie e Lugo (1989), isto é, houve aumento de biomassa à medida que as árvores aumentaram de tamanho.

Conforme foi observado nos resultados deste estudo, a FES apresentou classes de diâmetro maiores que FR e os valores da biomassa também foram maiores. As classes também demonstraram o "J" invertido de florestas nativas e a variação dos resultados ocorreu pelo estágio de sucessão de cada floresta, uma vez que o baixo número de indivíduos de uma classe diamétrica está relacionado à necessidade de luz para o crescimento de mudas e plântulas. A avaliação da estrutura diamétrica das espécies é importante para compreender e propor um manejo da sucessão e regeneração de uma floresta (AMARO, 2010).

5.2 Estimativas de biomassa e do estoque de carbono nos ecossistemas florestais

A biomassa não é medida diretamente mas é predita em modelos alométricos (FASSNACHT *et al.*, 2014). Embora as equações sejam desenvolvidas para uma determinada região, evitando aplicação em regiões distintas (SILVEIRA *et al.*, 2008), este trabalho testou equações de diferentes ambientes devido à grande heterogeneidade presente nas florestas tropicais e pela ampla aplicação na literatura: uma equação geral para os trópicos (BROWN, 1997) indicada pelo IPCC, uma da Mata Atlântica (BURGER; DELITTI, 2008) e mais uma equação própria da Floresta Estacional Semidecidual (FES) (MEDINA SOTOMAYOR, 2013).

Este estudo foi de acordo com as previsões em que as regiões são constituídas por várias espécies e com variações na estrutura da floresta, consequentemente as equações são diferentes, assim a extrapolação pode levar à diminuição da precisão das estimativas (SILVEIRA *et al.*, 2008). A análise de regressão *stepwise* indicou que o maior coeficiente de determinação R^2 e pelo gráfico de distribuição de resíduos foi a equação de Burger e Delitti

em relação às demais equações. A FES pertence ao domínio da Mata Atlântica, porém esperava-se uma relação melhor com a equação do Medina Sotomayor que foi realizada com dados de FES. Uma provável razão da diferença é que Medina Sotomayor não abrangeu altos valores de DAP como Burger e Delitti. Mesmo assim, as equações de uso local são mais confiáveis do que as globais (BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989).

Outros estudos também testaram diferentes equações alométricas, uma vez que o método de predição tem considerável impacto com a acurácia na estimativa de biomassa, além do tipo de dado e tamanho da amostra (FASSNACHT *et al.*, 2014). Santos *et al.* (2001), testaram 11 modelos lineares e 6 não lineares para estimar a fitomassa acima do nível do solo da floresta tropical úmida da Amazônia Central e os modelos log-lineares proporcionaram os melhores resultados. Barbosa (2015) testou 25 modelos, sendo 6 destes com uma variável, o DAP e o melhor modelo foi de Tiepolo, Calmon e Feretti (2002) para estimar a biomassa na Floresta Ombrófila Densa, localizada na Serra da Cantareira, SP. Ao comparar com seus resultados obtidos pelo método direto com os modelos da literatura de uma variável, estes modelos subestimaram os valores de biomassa e carbono, com variação de erro de 12,5% a 58,4%. Embora a precisão de métodos indiretos seja inferior a do método direto, essa alternativa é considerada rápida, barata e executável dentro das leis de proteção ambiental.

A média de biomassa obtida pela equação de Burger e Delitti na FES da Fazenda Figueira (biomassa/2014 = 214,67 Mg.ha⁻¹ e biomassa/2015 = 200,11 Mg.ha⁻¹ para FES e biomassa/2014 = 97,90 Mg.ha⁻¹ e biomassa/2015 = 94,65 Mg.ha⁻¹ para FR) estão entre os valores máximos de biomassa acumulada na Mata Atlântica de 350 t.ha⁻¹ e de florestas secundárias com distúrbios com menos de 200 t.ha⁻¹ (BURGER; DELITTI, 2008). Os valores de biomassa também foram semelhantes a outros estudos nos mesmos tipos de formações florestais. Burger e Delitti (1999) estimaram a biomassa em 133,3 t.ha⁻¹ para mata ciliar em Itapira, São Paulo pelo método destrutivo. Melo e Durigan (2006) ao utilizar a equação alométrica de Brown (1997), obtiveram os valores de biomassa que variaram de 1,2 a 298,1 t.ha⁻¹ e o estoque de carbono foi de 0,6 a 149 t.ha⁻¹ nas 33 áreas de mata ciliar no Vale do Paranapanema, São Paulo.

Drumond *et al.* (1997) também estimaram a FES na região do Médio Rio Doce, Minas Gerais. Os autores obtiveram 112 t.ha⁻¹ na Mata Salão Dourado e 57,5 t.ha⁻¹ na Mata Mombaça, esta última é uma mata em regeneração, com menor idade, diversidade e número de indivíduos do que a outra mata. Para esses autores, houve maior estoque de carbono na mata que sofreu menor interferência humana e com um sistema nutricional mais equilibrado. Tiepolo, Calmon e Feretti (2002) utilizaram a equação de Brown (1997) para

estimar a biomassa em uma área da Mata Atlântica, no Paraná. Os autores estimaram em 135,9 tC.ha⁻¹ na parte florestal submontana, 106,1 tC.ha⁻¹ pra floresta em estágio avançado ou médio, 64,12 tC.ha⁻¹ para floresta ciliar, 101,96 tC.ha⁻¹ para floresta secundária média, 42,89tC.ha⁻¹ para floresta secundária jovem, 2,4 tC.ha⁻¹ para pastagem. Esses resultados de floresta submontana e floresta ciliar também foram semelhantes as estimativas deste estudo.

Britez *et al.* (2006) avaliaram 15 amostras de FES, calculado através da equação de Brown (1997), e os valores variaram de 61 tC.ha⁻¹ a 178 tC.ha⁻¹, abaixo do esperado pela grande extração de madeira que ocorreu nas unidades vegetacionais. Brun (2004) estimou a biomassa acima do solo de uma Floresta Estacional Decidual secundária em Santa Tereza, Rio Grande do Sul. Os valores obtidos foram 102,3 t.ha⁻¹ para capoeirão e 157,6 t.ha⁻¹ para floresta secundária, valores determinados pelo método destrutivo. Já Vogel (2005) utilizou o método direto na Floresta Estacional Decidual secundária com 70 anos, no município de Itaara, Rio Grande do Sul, a biomassa total foi estimada em 210 t.ha⁻¹, sendo o maior valor presente nas maiores classes de diâmetro. Boina (2008) estudou a biomassa no Vale do Rio Doce, Minas Gerais, os valores encontrados de biomassa foram 152,35 t.ha⁻¹ com estoque de carbono em 76,17 t.ha⁻¹ em um fragmento em estágio médio de sucessão secundária em regeneração. E em outro fragmento de FES em estágio inicial e médio de sucessão secundária foram encontradas 73,39 t.ha⁻¹ de biomassa com estoque de carbono em 36,70 t.ha⁻¹.

Nogueira Junior (2010) comparou diferentes modelos de reflorestamento de FES e classes de solo, no município de Botucatu. O autor testou 11 equações alométricas obtidas na literatura para comparar com o método direto e estimar a biomassa acima do solo. Os modelos de reflorestamento apresentaram diferença significativa quanto ao desenvolvimento florestal. Os valores foram 82,07 t.ha⁻¹ para área de baixa diversidade, 62,75 t.ha⁻¹ para alta diversidade, 69,95 t.ha⁻¹ para áreas de Nitossolo e 74,88 t.ha⁻¹ para áreas de Argissolo. Quanto ao carbono, houve maior estoque de carbono total no tratamento de baixa diversidade do que no de alta e o Nitossolo teve um maior estoque de carbono total do que o Argissolo.

Em quatro reflorestamentos de FES no Estado de São Paulo, Preiskorn (2011) utilizou duas equações alométricas da literatura para estimar biomassa acima do solo. Uma equação foi a de Brown (1997), que variou entre 84,18 e 354,37 t.ha⁻¹, e a outra foi de Lacerda *et al.* (2009), que variou entre 73,25 a 221,38 t.ha⁻¹. Amaro *et al.* (2013) estudaram a biomassa na FES de Viçosa, Minas Gerais, e o total de biomassa foi 227,40 ± 71,81 t.ha⁻¹ e o estoque total de carbono foi 108,98 ± 35,33 t.ha⁻¹. Torres *et al.* (2013) quantificaram a biomassa e o estoque de carbono em uma FES de Viçosa, Minas Gerais. Os valores foram 116,98 t.ha⁻¹ e 56,31 t.ha⁻¹ para biomassa e estoque de carbono, respectivamente, pelas equações regionais.

Ao aplicar a equação da Brown, Gillespie e Lugo (1989), os valores foram subestimados, sendo 107,59 t.ha⁻¹ para biomassa e 48,70 t.ha⁻¹ para estoque de carbono.

Alguns estudos de FES no Paraná foram realizados por Veres (2012) e Sukanuma e Torezan (2013). Veres (2012) estimou 56,25 t.ha⁻¹ para biomassa total do componente arbóreo e 24,28 t.ha⁻¹ para carbono total estocado na FES de São José das Palmeiras, por meio do ajuste de modelo alométrico com o método direto. Sukanuma e Torezan (2013) estudaram quatro sítios de reflorestamentos de FES. A média de biomassa nos fragmentos florestais foi 107 Mg.ha⁻¹ e ocorreu um aumento significativo de biomassa aérea no reflorestamento com menor idade e os reflorestamentos com idades semelhantes apresentaram biomassas iguais.

Zelarayán *et al.* (2015) quantificaram o estoque de carbono quanto ao nível de degradação em florestas ripárias em Alcântara, na Amazônia Oriental. O estoque total de carbono variou entre 88 e 202 MgC.ha⁻¹ e a degradação diminuiu significativamente o estoque de carbono. Nunes (2011) realizou comparação entre floresta primária e secundária em Paragominas, Pará, e quanto mais madura a floresta, maior foi sua biomassa. O autor ainda observou que a amplitude de DAP pode acentuar as diferenças entre os modelos.

Neste estudo, a FES estava mais madura e conservada do que a FR, apresentando maiores valores de biomassa. As formações florestais em estágios mais avançados de sucessão, com a presença de indivíduos de grande porte, tendem a acumular quantidade maior de biomassa, enquanto formações em estágios iniciais apresentam um menor acúmulo (VERES, 2012), conforme foi observado no presente estudo. A variação de densidade de indivíduos, presença de árvores com maiores DAP, efeitos de borda e o histórico de degradação de cada área entre FES e FR também influenciaram nos resultados.

Dessa forma, mesmo em vegetações semelhantes, a variação de biomassa e a capacidade de acumular carbono depende da diferença da estrutura da floresta, como distribuição diamétrica, composição de espécies, metodologia aplicada, entre outros (AMARO *et al.*, 2013). A biomassa é variável e bastante influenciada também pelo estágio de sucessão da vegetação, em formações florestais em estágio inicial os processos dinâmicos são mais acentuados, com crescimento acelerado de espécies pioneiras, taxas elevadas de mortalidade e recrutamento, que podem propiciar uma maior capacidade de acúmulo do que em florestas com avançado estágio de sucessão (VERES, 2012).

Além disso, diferentes tipos de florestas guardam diferentes quantidades de carbono dentro de sua biomassa. Dependendo do local, um mesmo tipo de formação florestal pode ter variação na biomassa e na quantidade de carbono estocado (HOUGHTON, 1994; BRUN *et*

al., 2005; CARVALHO *et al.*, 2010). Isso ocorre porque existem diferenças individuais entre as árvores bem como as diferentes condições do lugar (FASSNACHT *et al.*, 2014).

Portanto, diferentes quantidades de carbono são armazenadas de acordo com o bioma florestal, dependendo dos diferentes estágios de sucessão, idade, manejo, composição de espécies, estrutura da floresta, variabilidade genética, histórico de uso da terra, teor de carbono em cada componente vegetal e fertilidade do solo (BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989; SILVER; OSTERTAG; LUGO, 2000; SOMOGYI *et al.*, 2007; RUGNITZ; CHACÓN; PORRO, 2009; AMARO, 2010; WATZLAWICK, 2003; PEREIRA, 2013). Ainda há influência de fatores ambientais como clima, tipo de solo, nutrição e umidade do solo, relevo, altitude, tipo de mudança de uso da terra e hidrografia influenciam na biomassa florestal em diferentes regiões geográficas (CLARK; CLARK, 2000; CALDEIRA, 2003; VOGEL, 2005).

5.3 Índices de Vegetação nos ecossistemas florestais

Em relação aos Índices de Vegetação, a regressão *stepwise* indicou que o EVI foi melhor para estimar biomassa do que NDVI. Isso pode ser explicado pelo fato da floresta ser semidecídua, ao perder suas folhas durante o inverno. O EVI é mais sensível à perda de folhas e responde melhor à estratificação e características da arquitetura do dossel no sub-bosque (HUETE *et al.*, 2002; GINCIENE; BITENCOURT, 2011).

Outros estudos também observaram o mesmo resultado. Ginciene e Bitencourt (2011) utilizaram imagens do Landsat-5/TM para analisar 18 fragmentos florestais no norte do Paraná e o EVI apresentou maior sensibilidade do que NDVI para detecção da vegetação densa da FES. Para Nunes (2008), o EVI também apresentou a melhor resposta para a discriminação de fitofisionomias do que o NDVI, na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Amazonas, a partir de imagens do MODIS. Paula e Pereira Filho (2009) encontraram baixos valores de R^2 após uma regressão linear do carbono total com diferentes índices de vegetação, mas o EVI do Landsat-5 foi melhor do que o NDVI do Landsat-5 e do SPOT-4, em um fragmento de Mata Atlântica, em Alagoas. Os autores sugeriram um modelo multivariado que explicaria o total de carbono. Sader *et al.* (1989) também encontraram uma relação fraca entre NDVI do Landsat/TM e a biomassa seca de uma floresta em regeneração, em Porto Rico, indicando pobre correlação com a estrutura da floresta por causa dos efeitos da topografia e baixo ângulo solar. Segundo Foody, Boyd e Cutler (2003), o NDVI não está entre os dez melhores índices de vegetação do Landsat/TM para prever as relações com biomassa no Brasil, Malásia e Tailândia. Também houve variação na força de correlação entre índices e os lugares.

Utilizando o WorldView-2 e testando diferentes parâmetros espectrais e medidas de textura, Eckert (2012) verificou que o EVI contribui melhor com modelo para estimar biomassa em florestas não degradadas e que a inclusão das bandas *red-edge* e de dois infravermelhos melhoraram a relação com os dados de campo. Para Cassol (2013), o NDVI e EVI modificado apresentaram melhor correlação com biomassa e carbono florestal, embora a correlação seja considerada baixa, a partir dos sensores TM e Aster, em uma Floresta Ombrófila Mista, no PR. Günlü *et al.* (2014) tiveram o melhor R^2 ajustado para EVI e ND57 (*Normalized Difference 57*), obtidos do Landsat/TM, para predição de biomassa na floresta de Pinus no noroeste da Turquia, após testar diferentes índices de vegetação.

Este estudo contrariou muitos trabalhos na literatura ao não obter boa correlação com NDVI. Amaral *et al.* (1996) estudaram um moisco de mata primária remanescente, áreas em sucessão secundária e de ocupação agropastoril, sendo o NDVI como um bom indicador da biomassa de capoeiras em estágios iniciais de sucessão. O NDVI também foi o índice que melhor explicou a variação de biomassa entre Floresta Ombrófila Densa da Terra Firme, Floresta Ombrófila Aberta Mista de Cipó e Palmeira e Floresta Ombrófila Aluvial, utilizando imagens do Landsat-7/ETM+ (MACIEL *et al.*, 2009). Segundo Macedo (2014), a partir das imagens do QuickBird, o EVI foi o índice que apresentou os piores coeficientes de correlações com biomassa total, aérea e radicular, enquanto o NDVI e o SAVI apresentaram melhor ajuste na estimativa de biomassa em Alentejo, em Portugal e Selvíria no Mato Grosso do Sul, respectivamente. Zheng *et al.* (2004) consideraram o NDVI_c (corrigido) como um bom preditor para estimar biomassa acima do solo, no norte de Wisconsin, Estados Unidos, dentre vários índices do Landsat-7/ETM+.

Outros estudos não encontraram correlação nem com NDVI ou EVI. Freitas, Mello e Cruz (2005) consideraram o MVI5 (*Moisture Vegetation Index using Landsat's band 5*) e o MVI7 (*Moisture Vegetation Index using Landsat's band 7*), do Landsat-7/ETM+, altamente correlacionados com as medidas estruturais da Mata Atlântica no Rio de Janeiro, sendo que nenhuma variável da estrutura foi correlacionada com NDVI, que poderia ser bom indicador da biomassa verde em florestas decíduas e secas. No estudo de Ferraz (2012), os índices tradicionais como NDVI, SAVI, RVI e TVI, apresentaram baixas correlações com a biomassa. Apenas as variáveis Banda4 e TCap1 obtidos pelo IKONOS II, foram suficientes para estimar a biomassa total em uma FES de Viçosa, Minas Gerais. Das e Singh (2012) estimaram a biomassa acima do solo utilizando diversos Índices de Vegetação do Landsat/TM e a melhor correlação foi com RVI, seguido por RDVI, NDVI, OSAVI, MSR e MSAVI com biomassa.

Embora o valor da biomassa por meio das equações alométricas tenha aumentado de 2014 para 2015, ocorreu o inverso com os valores dos índices de vegetação. A baixa correlação entre as variáveis deste estudo pode ser pela saturação dos dados espectrais com os altos valores de biomassa, semelhante ao que ocorreu com Cassol (2013) que obteve 282,91 t.ha⁻¹ na Floresta Ombrófila Mista no Paraná.

Alguns autores, como Araújo (1999), Maciel (2002) e Maciel *et al.* (2009) também observaram um decréscimo no valor do Índice de Vegetação quando aumenta a biomassa em áreas florestais. Para eles, esse resultado foi atribuído pela proporção da sombra, que pode diminuir a capacidade fotosintética das folhas e consequente menor resposta espectral. Araújo (1999) observou essa correlação negativa entre biomassa e banda 4 do Landsat/TM. Neste caso, a reflectância da banda 4 foi maior nas áreas de sucessão secundária devido à menor proporção de sombra em relação à floresta primária.

Maciel (2002) observou valores mais baixos de SAVI, apesar da maior biomassa em uma floresta primária na Amazônia Oriental, por causa da maior quantidade de sombra. O autor também observou menor valor de SAVI e banda 4 do Landsat-5/TM e altos valores de área basal, biomassa e volume na área de estudo. Maciel *et al.* (2009) obtiveram correlação negativa entre as variáveis área basal, biomassa e volume com NDVI do Landsat-7/ETM+, resultado atribuído ao aumento da sombra causado pelo incremento da copa das árvores com maior área basal.

Além da possibilidade da sombra, outros estudos relacionaram os índices de vegetação com regimes pluviométricos, uma vez que a variação da precipitação pode refletir na produtividade das plantas (NICÁCIO *et al.*, 2009). Os índices de vegetação responderam à variação de biomassa, aproximadamente uma semana após o registro pluviométrico, ao utilizar imagens do satélite NOAA (ASSAD; SETZER; MOREIRA, 1998). Neste estudo, o ano de 2014 (total anual de 1.378,2 mm) teve quase a metade do volume anual de chuva de 2015 (total anual de 2.441,6 mm). Ao relacionar o mês da imagem de satélite com o índice pluviométrico do mesmo mês, verificou-se que o mês de setembro de 2014 teve aumento do índice pluviométrico em relação aos meses anteriores do mesmo ano (agosto/2014 = 30 mm, setembro/2014 = 163,6 mm e outubro/2014 = 8 mm). O inverso ocorreu com a outra imagem de agosto de 2015, que apresentou pouquíssima chuva (32,2 mm) em relação aos meses anteriores (Figura 4), mas o mês anterior (julho) foi um dos meses mais chuvosos (339,4 mm) em 2015, o que pode ter influenciado nos valores dos Índices de Vegetação.

Essa influência pluviométrica nos Índices de Vegetação foram constatadas por Nicácio *et al.* (2009). O NDVI respondeu mais efetivamente com a chuva acumulada de quatro a cinco

meses, devido à necessidade de um acúmulo de água no solo até atingir o ponto de disponibilidade para o vegetal. Os resultados mostraram que a resposta da vegetação ao acréscimo de precipitação foi mais rápido do que pela redução dos totais mensais pluviométricos, os valores significativos foram obtidos com o máximo de 2 meses de defasagem temporal (NICÁCIO *et al.*, 2009). Os valores de NDVI obtidos pela imagem do NOAA também apresentaram aumento no período posterior a ocorrência de chuvas (ASSAD; SETZER; MOREIRA, 1998). Segundo os autores, a vegetação necessita de um tempo para absorver a água disponível e aumentar sua capacidade fotossintética. Baixos valores de NDVI e NDWI, obtidos nas imagens do Landsat-5/TM, foram encontrados em período de baixa precipitação durante as análises de mudanças da cobertura vegetal na Paraíba (ALBUQUERQUE *et al.*, 2014).

Barbosa e Kumar (2011) também encontraram baixos valores de NDVI e altos valores de EVI, obtidos das imagens do SPOT-4 e Meteosat *Second Generation*, durante a estação seca na Amazônia, juntamente com os efeitos de diminuição da precipitação e aumento da temperatura do ar. Hilker *et al.* (2014) verificaram uma relação da redução da precipitação anual com declínio de NDVI na Amazônia e, não necessariamente, o aumento da precipitação resultou em aumento do vigor da vegetação. Estudos semelhantes foram realizados com gramíneas Wagner *et al.* (2013) verificaram, por séries temporais de 2000 a 2011 das imagens NDVI e EVI do sensor MODIS, uma tendência negativa dos Índices de Vegetação relacionados à diminuição de precipitação nos Pampas do Brasil e do Uruguai. Hovenden, Newton e Wills (2014) demonstraram efeito de um elevado teor de CO₂ no total da biomassa acima do solo em função do balanço sazonal pluviométrico, que foi devido à diferença entre a chuva no verão e a soma da chuva na primavera e no outono.

Os baixos valores de correlação obtidos neste estudo comparados a outros estudos que estimaram biomassa por meio do sensoriamento remoto e SIG podem ser explicados pela variação de biomassa, resolução dos dados do satélite, tipo de formação florestal e variação da metodologia aplicada. As mudanças de biomassa são geralmente mais difíceis de serem detectadas com dados da imagem de satélite, apesar dessas mudanças serem significativas (HOUGHTON, 2005; LU, 2006). Os sensores atingem apenas o dossel da floresta, o que não necessariamente está relacionado com a biomassa presente. O uso de sistemas radares ou a integração de dados óticos e de radares podem interagir mais com a estrutura da floresta e aumentar a correlação com a biomassa.

5.4 Estimativas de biomassa e carbono no ecossistema de pastagem

Diversos fatores influenciam o ciclo de crescimento das gramíneas, tais como temperatura, presença de água, luminosidade e fertilidade do solo, sem desconsiderar a genética da planta (SANTOS, 2006a; VIEIRA; MOCHEL FILHO, 2010; MITCHELL; LEE; CASLER, 2014; PORTER *et al.*, 2014). A temperatura é uma das causas da flutuação da produção de biomassa (HODGSON, 1990; VIEIRA; MOCHEL FILHO, 2010). A menor amplitude de temperatura aumenta a taxa de crescimento relativo das gramíneas, aumentando a produção de biomassa (NASCIMENTO JUNIOR; ADESE, 2004; SANTOS *et al.*, 2011a). As gramíneas tropicais reduzem significativamente o seu crescimento em temperaturas abaixo de 22°C (SANTOS *et al.*, 2011a). A redução do crescimento também foi observada por Cunha (2004). O crescimento cessa se a temperatura for menor que 15°C, nas gramíneas de clima tropical.

Em relação à presença de água, as gramíneas do gênero *Panicum* apresentam maiores produtividades em regiões com índices pluviométricos anuais superiores a 1.000 mm (CUNHA, 2004). As gramíneas não toleram secas intensas e prolongadas por possuírem raízes pouco profundas, mas conseguem se recuperar rapidamente com a estação chuvosa seguinte (SKERMAN; RIVEROS, 1992). A quantidade de água absorvida e transportada tem relação direta com quantidade de luz interceptada (NASCIMENTO JUNIOR; ADESE, 2004). Santos, Corsi e Balsalobre (1999) verificaram que os maiores valores de acúmulo de matéria seca foram registrados durante o período chuvoso do ano e temperatura favorável (janeiro e fevereiro/1996) para capim Tanzânia. Os efeitos da umidade são variáveis, mas as restrições hídricas severas promovem a paralisação do crescimento e morte da parte aérea da planta e as restrições hídricas suaves reduzem a velocidade de crescimento da planta (SANTOS *et al.*, 2011a). A deficiência hídrica pode ser ocasionada pela irregularidade de distribuição de chuva (VIEIRA; MOCHEL FILHO, 2010).

Finalmente, a luminosidade pode afetar o desenvolvimento e o florescimento de gramíneas em três componentes: fotoperíodo, comprimento de onda e a irradiação (SORIA, 2002). Assim, a radiação é um fator determinante para o crescimento e desenvolvimento das plantas, que utilizam a energia solar para fixação de carbono dentro das estruturas, de modo independente da temperatura (NASCIMENTO JUNIOR; ADESE, 2004; VIEIRA; MOCHEL FILHO, 2010; SANTOS *et al.*, 2011a).

Um processo característico das gramíneas cespitosas é que, durante o crescimento, o alongamento das hastes eleva a taxa de senescência foliar, reduz a densidade populacional de perfilhos e eleva o teor de matéria seca em idades mais avançadas (CÂNDIDO *et al.*, 2006).

Os perfilhos conseguem manter número relativamente constante de folhas e, após atingir esse número, o aparecimento de uma folha nova coincidirá com a senescência de uma folha mais velha do mesmo perfilho (NASCIMENTO JUNIOR; ADESE, 2004; SANTOS, 2006a). No processo de senescência ocorre redução da atividade metabólica (SILVA, 2011). Em estudos do capim Tanzânia, Barbosa *et al.* (2002) observaram que a taxa de alongamento da folha foi de 1,87 a 2,01 cm.dia⁻¹.perfilho⁻¹ e o acúmulo de matéria seca verde foi em média 61,4 e 47,9 kg.ha⁻¹.dia⁻¹, para resíduo alto e baixo respectivamente. Santos, Balsalobre e Corsi (2003) obtiveram maiores resultados de alongamento da folha, de 5,83 a 9,94 cm.haste⁻¹.dia⁻¹ durante os meses de outubro a dezembro. Os maiores valores de taxa de alongamento da folha e da haste ocorreram durante altas temperaturas e precipitação.

Alguns estudos utilizaram capins perenes com tempo de crescimento livre para estimar a biomassa e os resultados foram maiores que o obtido neste estudo. Para Sanderson *et al.* (1996), o máximo valor de biomassa foi obtido com o corte de uma vez ao ano com o capim *Switchgrass* (*Panicum virgatum* L.) e o valor foi de 15-20 t.ha⁻¹. Além da frequência de corte, a distribuição de chuva durante a estação de crescimento pode ter afetado a produção de *Switchgrass*. Os estudos com capim perene (*Switchgrass*) demonstraram que a produção sazonal total diminuiu mais de 50% quando a frequência de corte foi aumentada de um para quatro cortes ao ano (SANDERSON, READ, REED, 1999). A produção de biomassa também diminuiu com o atraso no corte, provavelmente devido à perda de folhas. Os autores verificaram que a periodicidade e distribuição de chuvas durante a estação de crescimento pode afetar a distribuição sazonal do rendimento de *Switchgrass* tanto quanto a frequência de corte.

Outros estudos com período de crescimento do capim Tanzânia foram realizados por Bianchini *et al.* (2012) e Barbosa (2004), que também tiveram resultados maiores do que este estudo. No estudo de Bianchini *et al.* (2012), o teor de matéria seca do capim Tanzânia teve aumento significativo quando comparado às idades de corte de 21, 42, 63 e 84 dias. Os valores obtidos pelos autores foram 21,73 ± 6,69 UA.ha⁻¹ (Unidade Animal); 21,26 ± 1,51 UA.ha⁻¹; 20,08 ± 6,71 UA.ha⁻¹ e 28,61 ± 3,06 UA.ha⁻¹ e foram relacionados com a idade da planta e com as condições ambientais. Barbosa (2004) encontrou 15.120 kgMS.ha⁻¹ no acúmulo de matéria seca total de capim Tanzânia sob tratamento de 25 cm de resíduo e 95% de interceptação luminosa. Segundo Barbosa (2004), as características morfogênicas e estruturais foram fortemente influenciadas pela época do ano, assim foi verificado maior acúmulo de colmos e material morto nos tratamentos de 100% de interceptação de luz, principalmente durante o inverno.

Outros trabalhos que mediram a biomassa acima do solo, mas sem deixar o crescimento livre do capim, resultaram em valores semelhantes a este estudo. Tiepolo, Calmon e Feretti (2002) estimaram a biomassa do pasto em média de 2,4 tC.ha⁻¹, em Guaraqueçaba, no Paraná. Ribeiro (2007) quantificou a média de biomassa na pastagem em 0,84 t.ha⁻¹, próximo a um fragmento de Mata Atlântica, em Viçosa, Minas Gerais, com molduras de 1 m². Goulart e Monteiro (2012) estimaram a biomassa de pastagem 1,58 a 1,65 t.ha⁻¹, localizada próxima à FES Submontana, no Rio de Janeiro, com molduras de 40 cm x 40 cm. Zanchi *et al.* (2009) estudaram biomassa com e sem pastejo, de 1999 a 2005, em Rondônia e obtiveram média de biomassa total de 5.195 kg.ha⁻¹ na fazenda com pastejo e 2.823 kg.ha⁻¹ em uma fazenda sem pastejo, com capim *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich) R. D. Webster cortado em 1 m². Jin *et al.* (2014) encontraram uma média de biomassa anual de 604,5 kg.ha⁻¹ em pastagens naturais da China.

Müller *et al.* (2009) estimaram a biomassa de um sistema agrossilvipastoril e pastagem, composta por *Brachiaria decumbens* cv Basilisk. Os autores estimaram um acúmulo de 1,28 t.ha⁻¹ de biomassa no resíduo do pastejo. Tsukamoto Filho *et al.* (2004) verificaram que a pastagem composta por braquiária (*Brachiaria brizantha* Stapf.) reteve 3,71 tC.ha⁻¹ por ano em um sistema agrossilvipastoril com eucalipto, implantado na região do cerrado de Minas Gerais. Ferreira *et al.* (2013) estimaram aproximadamente 7 t.ha⁻¹ de biomassa total de *Brachiaria ssp.* no bioma cerrado, tanto na estação úmida quanto na estação seca. Maselli *et al.* (2013) obtiveram baixos valores de matéria seca acumulada em três áreas na Itália, dependendo do local e das datas de corte para medição da biomassa. Os autores encontraram 275 gMS.m⁻².ano⁻¹ no final de uma estação de crescimento curto, 233 gMS.m⁻².ano⁻¹ em Maremma e o mais alto valor 400 gMS.m⁻².ano⁻¹ foi obtido em Mugello. Richner, Kallenbach e Roberts (2014) estimaram a biomassa de *Switchgrass* em 6.940 kg.ha⁻¹ em Columbia e 4.700 kg.ha⁻¹ em Mt. Vernon, nos Estados Unidos, em 2010 e em 9.730 kg.ha⁻¹ em Columbia e 5.210 kg.ha⁻¹ em Mt. Vernon, em 2011. Segundo os autores, a diferença de valores entre os locais foi devido à disponibilidade de chuva e a profundidade do solo.

Em relação à frequência de chuva, o período de crescimento do capim Tanzânia ocorreu durante diminuição dos valores pluviométricos em 2015 (fevereiro a abril), o que provavelmente poderia ter afetado também o resultado de biomassa. Andrade *et al.* (2001) verificaram redução acentuada nas taxas de acumulação de matéria seca do capim Tanzânia, com a diminuição das chuvas no período de crescimento. Em época seca, a planta tem altura e massa diminuída para adaptar-se ao meio, já que quanto maior a biomassa da gramínea, maior

a taxa de respiração e gasto de energia para manutenção, o que a torna menos tolerante ao estresse climático (SANTOS *et al.*, 2011b).

Os efeitos de clima e das lâminas de irrigação influenciaram no crescimento e produção do capim Tanzânia, com maiores acúmulos de forragem nas condições de maiores disponibilidades hídricas, sendo que a irrigação pode promover incrementos da ordem de 50% (SORIA, 2002; TEODORO *et al.*, 2002; CUNHA *et al.*, 2008; ALMEIDA *et al.*, 2011). Paruelo *et al.* (1999) encontraram uma relação positiva entre produção de biomassa acima do solo e média da precipitação anual. A taxa de alongamento celular e a perda do turgor de células foliares são sensíveis à falta d'água, outros efeitos passam a ocorrer como a redução da fotossíntese, diminuição da área foliar, na absorção de nutrientes e na produção final de massa seca (SORIA, 2002).

Conforme relatado anteriormente, a temperatura também afeta o crescimento. Em um experimento com capim Tanzânia na região de Piracicaba, as baixas temperaturas reduziram a produção de massa seca do capim, demonstrando o efeito significativa dos fatores climáticos (SORIA, 2002). T'Mannetje e Pritchard (1974) também verificaram que baixas temperaturas resultaram em folhas menores nos maiores dos cultivares de gramíneas. Neste estudo, os meses de junho, julho e agosto de 2015 tiveram temperaturas mínimas abaixo de 15°C, o que poderia cessar o crescimento das gramíneas.

Se o crescimento de uma planta está condicionado à fotossíntese, a luz solar pode afetar o desenvolvimento de gramíneas. T'Mannetje e Pritchard (1974) verificaram que o fotoperíodo tem influência direta na produtividade das gramíneas. A redução do período do dia resultou em menor crescimento para algum cultivares de gramíneas. Soria (2002) teve redução no desenvolvimento do capim Tanzânia devido à diminuição da temperatura e do fotoperíodo. Os efeitos do fotoperíodo e da temperatura durante o inverno, mesmo na ausência de déficit hídrico, são verificados nos locais com latitudes maiores que 16°, que apresentam menor potencial de produção de matéria seca (ALMEIDA *et al.*, 2011).

Outro fator pode ter contribuído com o baixo valor de biomassa é a senescência. Segundo Hodgson (1990), a folha começa a perder peso durante a senescência e chega a aproximadamente 50% do seu peso de estado maduro. A assimilação de carbono é resultado da diferença entre ganho da fotossíntese e perda pela respiração, entretanto, nas gramíneas, atinge um pico máximo e depois declina devido ao formato do dossel, que diminui a eficiência da interceptação de luz, e aos estágios de senescência e morte das folhas (HODGSON, 1990). Bamberg *et al.* (2009) estimaram a produção total de dois cultivares de *Panicum maximum* com até 135 dias após a semeadura e a máxima produção de biomassa foi

alcançada aos 99 dias. A partir dessa idade, houve redução da quantidade de biomassa devido à senescência das folhas e por atingir o estágio reprodutivo, quando ocorre o detrimento do desenvolvimento das folhas para as inflorescências.

Dessa forma, os valores de biomassa acima do solo e de carbono de gramíneas foram abaixo do esperado, porque houve atraso no corte por causa dos problemas políticos e sociais (invasão do Movimento Sem Terra), a participação de colmos e material morto senescente, corte da gramínea na altura de 15 cm, invasão de bezerro na parcela (não foi possível quantificar o número de bezerros e nem o tempo que permaneceram nas parcelas), demora na separação entre colmo e folha, que causa perda da umidade do peso original e variação de temperatura e pluviosidade. Apesar dos baixos valores de biomassa, o capim pode estocar mais carbono abaixo do solo do que acima deste (SILVER; OSTERTAG; LUGO, 2000; TIEPOLO; CALMON; FERETTI, 2002).

5.5 Índices de Vegetação no ecossistema de pastagem

Os valores dos IVs diminuíram à medida que aumentava os *buffers* de 50 m a 100 m. Provavelmente, o formato do dossel em touceiras pode ter influenciado nos resultados por limitar a quantidade de luz na parte baixa da planta e houve influência da reflectância do solo. Também observou-se que o mês de agosto apresentou o menor índice pluviométrico, de apenas 32,2 mm (Figura 4), e o fotoperíodo é menor na estação de inverno, o que pode ter afetado os valores dos índices. Fatores como área e formato das folhas, componentes das plantas e sombras afetam a qualidade e quantidade da radiação refletida pelo dossel da planta (KNIPLING, 1970). Portanto, a condição da vegetação, distribuição e estrutura podem afetar a relação entre biomassa e índices espectrais (TODD; HOFFER; MILCHUNAS, 1998; KHANGHAH; ARZANI; JAVADI, 2014).

Em relação às variáveis climáticas, a falta de água limita o ciclo de crescimento das gramíneas por não apresentarem raízes profundas e com a diminuição da temperatura e encurtamento dos dias com menor fotoperíodo, no inverno, também reduzem a taxa de crescimento das gramíneas. A atuação desses fatores em conjunto, pode explicar os baixos valores do IVs obtidos neste estudo com aumento da área de abrangência. Henebry (1993) exemplificou a dependência da disponibilidade de água na relação da produtividade de pastagem com a variação de valores de NDVI do Landsat/TM. Fausto *et al.* (2013) encontraram valores mais baixos de NDVI no período seco do que no chuvoso, em uma área de pastagem da fazenda Miranda, Cuiabá, com uso de imagens do Landsat-5. Bremm *et al.* (2015) encontraram baixos valores de NDVI, utilizando o *GreenSeeker*, por causa da restrição

de crescimento das plantas em função da baixa precipitação, no estrato inferior nas pastagens naturais do Pampa. Cunha (2004) obteve resultado semelhante com capim Tanzânia, menores os valores de NDVI no período seco e maiores no período úmido. Assim, a deficiência hídrica reduziu a taxa de alongamento celular e consequente perda do turgor celular, redução da fotossíntese, da absorção de nutrientes e na biomassa final.

Segundo Jin *et al.* (2014) e Paruelo *et al.* (1999), fatores climáticos como precipitação e temperatura afetam a distribuição espacial e a flutuação interanual da biomassa. Hu *et al.* (2007) também concordaram que a mudança climática tem efeitos significativos na produtividade através das mudanças de precipitação, potencial de crescimento da vegetação e diversidade de espécies. Além desses fatores, também não se pode desprezar a influência da reflectância do solo, em virtude da menor fitomassa nesse período. Outro fator que pode ter contribuído pela diferença espectral é o formato em touceiras, que permite o crescimento com orientação vertical das folhas de gramíneas (NORMAN; WELLES; WALTER, 1985). Este tipo de orientação das folhas erectófilas reflete menos luz do que crescimento com orientação horizontal nas folhas planófilas.

Este estudo apresentou fortes valores de correlações entre biomassa do ecossistema de pastagem com os IVs. Entretanto, os valores negativos dessa correlação podem ser devido à grande quantidade folhas em senescência, que possuem menores quantidades de pigmentos fotossintetizantes, o que aumenta a taxa de reflectância na região do visível. Henebry (1993) verificou que no pico da biomassa acima do solo, o dossel continha material morto que diminuía os valores de NDVI do Landsat/TM. Ferreira *et al.* (2013) também tiveram correlações negativas com biomassa total de pastagem do cerrado e os índices NDVI e EVI ($r = -0,16$ para NDVI e $r = -0,14$ para EVI). Essas correlações foram fracas e não significativas. Guo, Price e Stiles (2000) avaliaram relações de biomassa e variáveis espectrais do Landsat-5/TM. Os autores atribuíram as relações negativas entre biomassa e as bandas 1-3 como resultado da absorção da clorofila da energia do visível. Quanto maior a concentração de clorofila na planta, menor é a energia do visível refletida (MOREIRA, 2011). Bremm *et al.* (2015) também verificaram uma resposta linear negativa do NDVI com a massa de forragem do estrato superior nos pampas brasileiros. Os autores associaram a resposta ao acúmulo de material senescente das touceiras, uma vez que o aumento do material de forragem decorrente do incremento de material senescente tenha reduzido o NDVI.

Na análise de regressão, a biomassa do capim também foi melhor correlacionada com o EVI com um valor alto de $R^2 = 0,9124$. Em alguns estudos, o valor do NDVI foi menor devido à senescência. Neste estágio da planta, a reflectância do infravermelho próximo das

folhas diminui e a reflectância das bandas visíveis aumentam (KNIPLING, 1970). Segundo Turner *et al.* (1992), a reflectância do dossel das gramíneas é influenciada pelo pastejo, que reduz a biomassa acima do solo, reduz a acumulação de material senescente e expõe a superfície do solo. Esse resultado também foi comprovado por Todd, Hoffer e Milchunas (1998), ao compararem a biomassa de *Shortgrass steppe* com índices de vegetação da imagem do Landsat-5/TM, em locais com pastejo, sem pastejo e dados combinados com e sem pastejo. Foi encontrada uma relação linear com índices GVI, NDVI, WI e banda Vermelha nos locais com pastejo, mas não houve significativas relações nos lugares sem pastejo e com e dados combinados com e sem pastejo (TODD; HOFFER; MILCHUNAS, 1998). Isso ocorreu provavelmente devido à presença de material senescente ou seco, que constitui uma vegetação não fotossintética causando elevada reflectância no visível (TODD; HOFFER; MILCHUNAS, 1998).

No estudo de Turner *et al.* (1992), o NDVI teve seu valor gradualmente diminuído com acumulação de material senescente durante a estação de crescimento de gramíneas. Lugares com pastejo permitiram um aumento de material verde e vivo. A biomassa é consumida pelo gado antes de se tornar senescente, assim resultaram em maiores valores de NDVI (TURNER *et al.*, 1992). Khanghah, Arzani e Javadi (2014) utilizaram dez índices de vegetação (*Ratio*, NDVI, RVI, TVI, CTVI - *Corrected Transformed Vegetation Index*, PVI3 - *Perpendicular Vegetation Index*³, DVI, TSAVI2 - *Transformed Soil-Adjusted Vegetation Index*², MSAVI2 - *Modified Soil-Adjusted Vegetation Index*², WDV - *Weighted Difference Vegetation Index*) para estimar a pastagem no Irã, formados por gramíneas e arbustos pastejados por cabras e carneiros. Os autores não consideraram o NDVI como um bom preditor de biomassa acima do solo. Resultados aceitáveis ocorreram apenas para PVI3 e WDV.

Ao contrário deste estudo, outros trabalhos encontraram forte correlação com NDVI, como Tucker *et al.* (1985), que encontrou $R^2 = 0,69$ com forte correlação do NDVI obtido das imagens do satélite NOAA-7 e a biomassa acima do solo de diferentes espécies de gramíneas coletadas no Sahel, no norte da África. Frank e Aase (1994) utilizaram um radiômetro *Mark II* em pastagens naturais da Dakota do Norte, Estados Unidos, também formado por uma variedade de espécies, e obtiveram uma relação significativa entre todas as bandas e acúmulo de matéria seca em pastos moderadamente e pesadamente pastejados. Os coeficientes de correlação foram $R^2 = 0,92$ para NDVI e $R^2 = 0,93$ para RS em pastos moderadamente pastejados e $R^2 = 0,87$ para NDVI e $R^2 = 0,88$ para RS em pastos pesadamente pastejados.

Paruelo *et al.* (1997) encontraram uma relação positiva e significativa entre NDVI, derivado do AVHRR/NOAA, e biomassa acima do solo em áreas de pastagens, nos Estados Unidos. Ferreira *et al.* (2013) obtiveram boas correlações entre NDVI e EVI e a biomassa verde de *Brachiaria ssp.* nas pastagens no bioma cerrado ($r = 0,65$ para NDVI e $r = 0,62$ para EVI) e baixa correlação para a biomassa total ($r = -0,16$ para NDVI e $r = -0,14$ para EVI). Jin *et al.* (2014) utilizaram cinco índices de vegetação (NDVI, DVI, EVI2, SAVI, MSAVI) para estimar a biomassa em pastagens naturais na China. Os índices de vegetação foram fortemente correlacionados com a biomassa e os índices NDVI e EVI2 tiveram com variação de R^2 de 0,484 a 0,604 e 0,491 a 0,515 respectivamente. Cunha (2004) encontrou correlação significativa entre a produção de matéria seca do capim Tanzânia e NDVI do espectrorradiômetro SPECTRON SE-590, na “Fazenda Areão”, da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ).

Os trabalhos que utilizaram o Landsat para estimar a biomassa de gramíneas obtiveram coeficientes de correlação (R^2) similares ao deste estudo. Todd, Hoffer e Milchunas (1998) utilizaram diferentes índices de vegetação (NDVI, GVI, BI, WI, banda Vermelha) com imagens do Landsat-5/TM para correlacionar com a biomassa de estepe (*shortgrass steppe*) no Colorado, nos Estados Unidos. Nos lugares com pastejo, a biomassa foi correlacionada com GVI ($R^2 = 0,67$), com NDVI ($R^2 = 0,66$), banda Vermelha ($R^2 = 0,64$) e WI ($R^2 = 0,62$), ou seja, os índices sensíveis com o contraste do vermelho com o infravermelho detectaram a alta proporção da vegetação fotossinteticamente ativa (TODD; HOFFER; MILCHUNAS, 1998). Gou, Price e Stiles (2000) obtiveram $R^2 = 0,63$ do NDVI do Landsat-5/TM e biomassa de gramíneas na combinação de todas as parcelas do Kansas, mas as bandas visíveis do Landsat foram as melhores preditoras de biomassa.

Porter *et al.* (2014) estimaram biomassa de gramíneas com duas técnicas de sensoriamento remoto. O NDVI do sensor ativo *Crop Circle* ($R^2 = 0,69$) estimou biomassa dentro de 8% do valor real e NDVI das imagens de satélite Landsat ($R^2 = 0,65$) estimaram dentro de 1%, na região de pastagem de Montana, Estados Unidos, composta por diferentes espécies de capim (PORTER *et al.*, 2014). Os autores também compararam os diferentes estágios de crescimento das gramíneas com as bandas do Landsat e obtiveram melhores resultados no estágio de dormência ($R^2 = 0,80$) do que no estágio inicial ($R^2 = 0,02$) por causa da quantidade de clorofila e do conteúdo de água na planta (PORTER *et al.*, 2014). De acordo com Barrachina, Cristóbal e Tulla (2015), a acurácia diminui com o aumento do material senescente e o NDVI e EVI, das imagens do Landsat-5/TM, não foram bons preditores de biomassa, estimaram apenas 9% e 27% da biomassa acima do solo devido ao efeito de

saturação e alta cobertura do dossel nas pastagens e prados. Os autores sugeriram outros índices que envolvem umidade como TCW e NDWI para explicar melhor a variabilidade da biomassa. Atualmente, ainda não há um padrão para estimar a biomassa acima do solo em gramíneas mas os resultados foram coerentes com a literatura. Os resultados deste estudo também mostraram uma boa correlação da biomassa de gramíneas com IVs, porém ocorreram algumas limitações como pequeno tamanho da área, condução do estudo em uma etapa de crescimento que não permitiu uma melhor avaliação da variação climática sobre a predição de biomassa no ecossistema de pastagem e uma necessidade de protocolo de metodologia para a biomassa de gramínea.

6 CONCLUSÕES

A quantificação de biomassa e carbono é importante meio para mitigação climática e diversas técnicas podem ser utilizadas para melhorar a precisão dos métodos de quantificação. A partir dos resultados obtidos no presente trabalho, pode-se concluir que é possível a utilização de imagens Landsat-8 para diferenciar coberturas vegetais da Fazenda Figueira a partir dos diferentes Índices de Vegetação. O índice que melhor responde à biomassa e, consequentemente, ao estoque de carbono é o EVI, tanto na floresta quanto em pastagens.

Este estudo reforça a utilização das técnicas de sensoriamento remoto para a estimativa do estoque de carbono nas plantas, acima do solo, principalmente em áreas de preservação ambiental.

REFERÊNCIAS

AASE, J.K.; FRANK, A.B.; LORENZ, R.J. Radiometric reflectance measurement of Northern great plains rangeland and crested wheatgrass pastures. **Journal of Range Management**, Denver, v. 40, n. 4, p. 299-302, 1987.

ACCIOLY, P. **Mapeamento dos remanescentes vegetais arbóreos do estado do Paraná e elaboração de um sistema de informações geográficas para fins de análise ambiental do estado**. 2013. 127p. Tese (Doutorado em Engenharia florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

ALBUQUERQUE, E.M. de; ANDRADE, S.C. de P.; MORAIS, H.F. de; DINIZ, J.M.T.; SANTOS, C.A.C. dos. Análise do comportamento do NDVI e NDWI sob diferentes intensidades pluviométricas no município de Sousa-PB. **Revista Estudos Geoambientais**, Rio Tinto, v. 1, n 1, p. 1-11, 2014.

ALMEIDA, A.C. dos S.; MINGOTI, R.; COELHO, R.D.; LOURENÇO, L.F. Simulação do crescimento do capim Tanzânia irrigado com base na unidade fototérmica, na adubação nitrogenada e na disponibilidade hídrica do período. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 33, n. 2, p. 215-222, 2011.

AMARAL, S.; SOARES, J.V.; ALVES, D.S.; MELLO, E.M.K. de; ALMEIDA, S.A.S.; SILVA, O.F. da; SILVEIRA, A.M. Relações entre índice de área foliar (LAI), área basal e índice de vegetação (NDVI) em relação a diferentes estágios de crescimento secundário na floresta Amazônica em Rondônia. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., 1996, Salvador. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 1996. p. 485-489.

AMARO, M.A. **Quantificação do estoque volumétrico, de biomassa e de carbono em uma floresta estacional semidecidual no município de Viçosa - MG**. 2010. 168p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2010.

AMARO, M.A.; SOARES, C.P.B.; SOUZA, A.L. de; LEITE, H.G.; FERNANDES da SILVA, G. Estoque volumétrico, de biomassa e de carbono em uma floresta estacional semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 37, n. 5, p. 849-857, 2013.

ANDRADE, C.M.S. de; GARCIA, R.; COUTO, L.; PEREIRA, O.G. Fatores Limitantes ao Crescimento do Capim-Tanzânia em um Sistema Agrossilvipastoril com Eucalipto, na Região dos Cerrados de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 30, n. 4, p. 1178-1185, 2001.

ANDRADE, R.G.; RODRIGUES, C.A.G.; SANCHES, I. Del'A.; TORRESAN, F.E.; QUARTAROLI, C.F. Uso de técnicas de sensoriamento remoto na detecção de processo de degradação de pastagens. **REVENG Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 21, n. 3, p. 234-243, 2013.

ANJOS, L. dos. Consequências biológicas da fragmentação no norte do Paraná. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 87-94, 1998.

ANJOS, L. dos. A avifauna da bacia do rio Tibagi. In: MEDRI, M.E; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: M.E. Medri, 2002. cap. 15, p. 271-281.

ANJOS, V.S.; SANO, E.E.; BEZERRA, H. da S.; ROSA, R. Caracterização espectro-temporal de pastagens do Triângulo Mineiro utilizando dados MODIS EVI2 (2000-2010). **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 25, n. 1, p. 205-215, 2013.

ANTUNES, J.F.G.; ESQUERDO, J.C.D.M. Mapeamento do risco de incêndio na bacia do Alto Paraguai utilizando dados AVHRR-NOAA. In: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, 2., 2009, Corumbá. **Anais...** Corumbá, 2009. p. 362-371.

ARAÚJO, L.S. de. **Análise da cobertura vegetal e de biomassa em áreas de contato floresta/savana a partir de dados TM/Landsat e JERS-1**. 1999. 129p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1999.

AREVALO, L.A.; ALEGRE, J.C.; VILCAHUAMAN, J.M. **Metodologia para estimar o estoque de carbono em diferentes sistemas de uso da terra**. Colombo: Embrapa Florestas, 2002. 41p. (Doc 73).

ASSAD, E.D.; SETZER, A.; MOREIRA, L. Estimativa de precipitação através dos índices de vegetação do satélite NOAA. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 5., 1998, Natal. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 1998. p. 425-429.

AVITABILE, V.; BACCINI, A.; FRIEDL, M.A.; SCHMULLIUS, C. Capabilities and limitations of Landasat and land cover data for aboveground woody biomass estimation of Uganda. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 117, p. 366-380, 2012.

BACCINI, A.; FRIEDL, M.A.; WOODCOCK, C.E.; WARBINGTON, R. Forest biomass estimation over regional scales using multisource data. **Geophysical Research Letters**, Washington, v. 31, p. 1-4, 2004.

BAMBERG, R.; CASTAGNARA, D.D.; UHLEIN, A.; KRUTZMANN, A.; OLVEIRA, P.S. R. Produção de biomassa total, de folhas e colmos dos capins atlas e aruana em seis idades de crescimento. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DE CIÊNCIA, TECNOLOGIA E AMBIENTE, 1., 2009, Cascavel. **Anais...** Cascavel: UNIOESTE, 2009. p. 1-12.

BANNARI, A.; MORIN, D.; BONN, F.; HUETE A.R. A review of vegetation indices. **Remote Sensing Reviews**, New York, v. 13, p. 95-120, 1995.

BARBOSA, H.A.; KUMAR, T.V.L. What do vegetation indices tell us about the dynamics of the Amazon evergreen forests? In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15., 2011, Curitiba. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 2011. p. 6488-6495.

BARBOSA, R.A. **Características morfofisiológicas e acúmulo de forragem em capim-tanzânia (*Panicum maximum* Jacq. Cv. Tanzânia) submetido a frequências e intensidades de pastejo.** 2004. 122p. Tese (Doutorado em Zootecnia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2004.

BARBOSA, R.A.; NASCIMENTO JÚNIOR, D. do; EUCLIDES, V.P.B.; REGAZZI, A.J.; FONSECA, D.M. da. Características morfogênicas e acúmulo de forragem do capim-Tanzânia (*Panicum maximum* Jacq. cv. Tanzânia) em dois resíduos forrageiros pós-pastejo. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 31, n. 2, p. 583-593, 2002.

BARBOSA, T.C. **Quantificação de biomassa e carbono da parte aérea em uma área de Mata Atlântica, na Serra da Cantareira, São Paulo.** 2015. 100p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

BARRACHINA, M.; CRISTÓBAL, J.; TULLA, A.F. Estimating above-ground biomass on mountain meadows and pastures through remote sensing. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, Enschede, v. 38, p. 184–192, 2015.

BATISTA, J.L.F.; COUTO, H.T.Z. do; SILVA FILHO, D.F. da. **Quantificação de recursos florestais: árvores, arvoredos e florestas.** São Paulo: Oficina de textos, 2014. 384p.

BAYMA-SILVA, G.; ROSA, C.M.; VICENTE, L.E.; NOGUEIRA, S.F.; VICTORIA, D. de C.; GOMES, D.; GUIMARÃES, R.A. Discriminação de áreas de pastagens plantadas por meio de séries temporais EVI-2. In: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, 5., 2014, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: 2014. p. 739-747.

BEZERRA, M.V.C.; SILVA, B.B. da; BEZERRA, B.G. Avaliação dos efeitos atmosféricos no albedo e NDVI obtidos com imagens de satélite. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 7, p. 709-717, 2011.

BIANCHINI, E.; NICOLINI, R. dos S.; DIAS, J.R.M.; FRANÇA NETO, A.C.; FERREIRA, E. Produção de forragem do capim tanzânia. Valor nutritivo e indicação para o diferimento. **Revista Brasileira de Ciências da Amazônia**, Porto Velho, v. 1, n. 1, p. 160-164, 2012.

BITENCOURT, M.D.; MESQUITA JUNIOR, H.N; KUNTSCHIK, G.; ROCHA, H.R.; FURLEY, P.A. Cerrado vegetation study using optical and radar remote sensing: two Brazilian case studies. **Canadian Journal of Remote Sensing**, Ottawa, v. 33, n. 6, p. 468-480, 2007.

BODDEY, R.M.; URQUIAGA, S.; JANTALIA, C.P.; ALVES, B.J. Balanço de carbono em sistemas pastoris e de integração lavoura-pecuária no Brasil. In: SILVA, S.C. DA; PEDREIRA, C.G.S.; MOURA, J.C. de. SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM: Sistemas de produção, intensificação e sustentabilidade da produção animal, 27., 2015. Piracicaba. **Anais...**Piracicaba: FEALQ, 2015. p. 153-178.

BOINA, A. **Quantificação de estoques de biomassa e de carbono em floresta estacional Semidecidual, Vale do Rio Doce, Minas Gerais**. 2008. 89p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

BOLFE, E.L.; ANDRADE, R.G.; VICENTE, L.E.; BATISTELLA, M.; GREGO, C.R.; VICTORIA, D. de C. Uso de geotecnologias no monitoramento de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta. In: BUNGENSTAB, D. J. **Sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta: a produção sustentável**. Campo Grande: EMBRAPA gado de corte, 2011. cap. 7, p. 71-80.

BOLFE, E.L.; BATISTELLA, M.; FERREIRA, M.C. Correlação de variáveis espectrais e estoque de carbono da biomassa aérea de sistemas agroflorestais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 47, n. 9, p. 1261-1269, 2012.

BONAN, G.B. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. **Science**, Washington, v. 320, n. 5882, p. 1444-1449, 2008.

BONATTO, F.; MARTINS, A.K.E.; BARROS, E.K.E. Uso de geotecnologia para a classificação de pastagens em diferentes níveis de degradação da bacia do Ribeirão Matança localizada no Município de Pium - TO. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 2007. p. 791-798.

BOTREL, R.T.; OLIVEIRA FILHO, A.T.; RODRIGUES, L.A.; CURI, N. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingai, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 195-213, 2002.

BREMM, C.; BREDEMEIER, C.; OLIVEIRA, C.A.O. de; JUNGES, A.H.; SILVA, C.S. da; CARVALHO, P.C. de F. Estimativa de forragem por sensor remoto ativo de superfície em pastagens naturais do Bioma Pampa. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17., 2015, João Pessoa. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 2015. p. 5180–5186.

BRITZ, R.M. de; BORG, M.; TIEPOLO, G.; FERRETI, A.; CALMON, M.; HIGA, R. **Estoque e incremento de carbono em florestas e povoamentos de espécies arbóreas com ênfase na floresta atlântica do sul do Brasil**. Colombo: EMBRAPA, 2006. 165p.

BROWN, I.F.; MARTINELLI, L.A.; THOMAS, W.W.; MOREIRA, M.Z.; FERREIRA, C.A.C.; VICTORIA, R.A. Uncertainty in the biomass of Amazonian forests: An example from Rondônia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 75, n. 1-3, p. 175-189, 1995.

BROWN, S. Estimating biomass and biomass changing of tropical forests a primer. **FAO Forestry Paper**, Rome, n. 134, p. 1-55, 1997.

BROWN, S. Measuring carbon in forests: Current status and future challenges. **Environmental Pollution**, London, v. 116, n. 3, p. 363–372, 2002.

BROWN, S.; LUGO, A.E. Biomass of tropical forests: a new estimate based on forest volumes. **Science**, Washington, v. 223, n. 4642, p. 1290-1293, 1984.

BROWN, S.; LUGO, A. Aboveground biomass estimates for tropical moist forests of the Brazilian Amazon. **Interciencia**, Caracas, v. 17, n.1, p. 8-18, 1992.

BROWN, S.; GILLESPIE, A.J.R.; LUGO, A.E. . Biomass Estimation Methods for Tropical Forests with Applications to Forest Inventory Data Forest. **Science**, Washington, v. 35, n. 4, p. 881-902, 1989.

BRUN, E.J. **Biomassa e nutrientes na floresta estacional decidual, em Santa Tereza, RS**. 2004. 32p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2004.

BRUN, E.J.; SCHUMACHER, M.V.; CORRÊA, R.S.; BRUN, F.G.K.; VACCARO, S. Variação Sucessional no acúmulo de biomassa em Floresta Estacional Decidual, Santa Tereza – RS. **Biomassa & Energia**, Itu, v. 2, n. 1, p. 47-56, 2005.

BRUZINGA, J.S.; OLIVEIRA, M.L.R.; PEREIRA, I.M.; RABELO, L.D.O.; MURTA JÚNIOR, L.S.; DUARTE, A.L.A. Estoque de carbono em floresta estacional semidecidual em regeneração. **Biomassa & Energia**, Itu, v. 5, n. 1, p. 77-83, 2012.

BURGER, D.M. **Modelos alométricos para a estimativa da fitomassa de Mata Atlântica na Serra do Mar, SP**. 2005. 112p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

BURGER, D.M.; DELITTI, W.B.C. Fitomassa epigéa da mata ciliar do rio Mogi-Guaçu, Itapira - SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 3, p. 429-435, 1999.

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

CALDEIRA, M.V.W. **Determinação de biomassa e nutrientes em uma floresta ombrófila mista montana em General Carneiro, Paraná**. 2003. 176p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

CALDEIRA, M.V.W.; SILVA, R.D. da; KUNZ, S.H.; ZORZANELLI, J.P.F.; CASTRO, K.C.; GODINHO, T. de O. Biomassa e nutrientes da serapilheira em diferentes coberturas florestais. **Comunicata Scientiae**, Teresina, v. 4, n. 2, p. 111-119, 2013.

CÂNDIDO, M.J.D.; SILVA, R.G. da; NEIVA, J.N.M.; FACÓ, O.; BENEVIDES, Y.I.; FARIAS, S.F. Fluxo de biomassa em capim-tanzânia pastejado por ovinos sob três períodos de descanso. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 35, n. 6, p. 2234-2242, 2006.

CARMO, M.R.B. do; MORELLATO, L.P.C. Fenologia de árvores e arbustos das matas ciliares da Bacia do Rio Tibagi, Estado do Paraná, Brasil. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. DE F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2.ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2009. cap. 8, p. 125-142.

CARVALHO, J.L.N.; AVANZI, J.C.; SILVA, M.L.N.; MELLO, C.R. de; CERRI, E.P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 277-289, 2010.

CARVALHO, R. de C.R.; ATHAYDE, A.A.R.; VALERIANO, A.R.; MEDEIROS, L.T.; CARDOSO PINTO, J. Método de determinação da disponibilidade de forragem. **Ciência et Praxis**, Passos, v. 1, n. 2, p. 7-10, 2008.

CASSOL, H.L.G. **Estimativa de biomassa e estoque de carbono em um fragmento de floresta ombrófila mista com uso de dados ópticos de sensores remotos**. 2013. 143p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

CASSOL, H.L.G.; SALDANHA, D.L.; KUPLICH, T.M. Comparação dos sensores ASTER e TM para a estimativa de biomassa e carbono em uma floresta ombrófila mista. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16., 2013, Foz do Iguaçu. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 2013. p. 3090-3097.

CERQUEIRA, D.B.; FRANCA-ROCHA, W. Relação entre tipos de vegetação e fluxo de CO₂ no Bioma Caatinga: estudo de caso em rio das contas – BA. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2007. p. 2413-2419.

CHAVE, J.; RIÉRA, B.; DUBOIS, M.-A. Estimation biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 17, p. 79-96, 2001.

CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M.A.; CHAMBERS, J.Q.; EAMUS, D.; FOLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; PUIG, H.; RIÉRA, B.; YAKAMURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, Berlin, v. 145, p. 87-99, 2005.

CHAVE, J.; CONDIT, R.; AGUILAR, S.; HERNANDEZ, A.; LAO, S.; PEREZ, R. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, London, v. 359, n. 1443, p. 409-420, 2004.

CHEN, S.; HERZ, R. Estudos quantitativos e calibração radiométrica de dados digitais do Landsat-5. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., 1996, Salvador. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 1996. p. 499-506.

CLARK, D.A.; BROWN, S.; KICKLIGHTER, D.W.; CHAMBERS, J.Q.; THOMLINSON, J.R.; NI, J.; HOLLAND, E.A. Net primary productions in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing field data. **Ecological Applications**, Washington, v. 11, n. 2, p. 371-384, 2001.

CLARK, D.B.; CLARK, D.A. Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 137, p. 185-198, 2000.

COHEN, W.B.; GOWARD, S.N. Landsat's role in ecological applications of remote sensing. **BioScience**, Washington, v. 54, n. 6, p. 535-545, 2004.

COHEN, W.B.; MAIERSPERGER, T.K.; GOWER, S.T.; TURNER, D.P. An improved strategy for regression of biophysical variables and Landsat ETM+ data. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 84, p. 561-571, 2003.

COLTRI, P.P.; RAMIREZ, G.M.; WALTER, M.K.C.; ZULLO JUNIOR, J.; PINTO, H.S.; NASCIMENTO, C.R.; GONÇALVES, R.R.V. Utilização de índices de vegetação para estimativas não destrutivas da biomassa, estoque e sequestro de carbono do cafeeiro arábica. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 2009. p. 121-128.

COOPER, M.; SPAROVEK, G.; FARIA, L.E.O. de; LENHARO, A.R.; MARÇAL, F.M.; BARRETO, A.P.; GARCIA, M. **Levantamento de solos e adequação ao uso da terra da Estação Experimental Agrozootécnica Hildegard Georgina Von Pritzelwitz**. Piracicaba: FEALQ, 2003. 111p. (Relatório Técnico).

COSTA, P.F.; RAMOS, J.A.S. Avaliação da necessidade de correção radiométrica para comparação de Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16., 2013, Foz do Iguaçu. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 2013. p. 9171-9178.

CRÓSTA, A.P. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. Campinas: Instituto Geociências, UNICAMP, 1992. 170p.

CUNHA, C.A.H. **Relação entre comportamento espectral, índice de área foliar e produção de matéria seca em capim tanzânia submetido a diferentes níveis de irrigação e doses de nitrogênio**. 2004. 154p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

CUNHA, F.F. da; SOARES, A.A.; MANTOVANI, E.C.; SEDIYAMA, G.C.; PEREIRA, O.G.; ABREU, F.V. de S. Produtividade do capim Tanzânia em diferentes níveis e frequências de irrigação. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 30, n. 1, p. 103-108, 2008.

CUNHA, G. de M.; GAMA-RODRIGUES, A.C.; GAMA-RODRIGUES, E.F.; VELLOSO, A.C.X. Biomassa e estoque de carbono e nutrientes em florestas montanas da mata atlântica na região norte do estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 1175-1185, 2009.

CUNHA, J.E. de B.L.; RUFINO, I.A.A.; SILVA, B.B. da; CHAVES, I. de B. Dinâmica da cobertura vegetal para a Bacia de São João do Rio do Peixe, PB, utilizando-se sensoriamento remoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 16, n. 5, p. 539-548, 2012.

DALLA CORTE, A.P.; SANQUETTA, C.R. Quantificação do estoque de carbono fixado em reflorestamento de *Pinus* na área de domínio da Floresta Ombrófila Mista no Paraná. **CERNE**, Lavras, v. 13, n. 1, p. 32-39, 2007.

DALLAGNOL, F.S.; MOGNON, F.; SANQUETTA, C.R.; DALLA CORTE, A.P. Teores De Carbono De Cinco Espécies Florestais E Seus Compartimentos. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 18, n. 4, p. 410-416, 2011.

DAS, S.; SINGH, T.P. Correlation analysis between biomass and spectral vegetation indices of forest ecosystem. **International Journal of Engineering Research & Technology**, New York, v. 1, n. 5, p. 1-13, 2012.

DIAS, M.C.; VIEIRA, A.O.S.; PAIVA, M.R.C. Florística e fitossociologia das espécies arbóreas das florestas da bacia do rio Tibagi In: MEDRI, M.E; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: M.E. Medri, 2002. cap. 8, p. 109-124.

DIAS-FILHO, M.B. **Degradação de pastagens**: Processos, causas e estratégias de recuperação. Belém: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Embrapa Amazônia Oriental, 2003. 152p.

DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **TRENDS in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 16, n. 11, p. 646-655, 2001.

DONG, J.; KAUFMANNA, R.K.; MYNENI R.B.; TUCKER, C.J.; KAUPPI, P.E.; LISKI J.; BUERMANN, W.; ALEXEYEV, V.; HUGHES, M.K. Remote sensing estimates of boreal and temperate forest woody biomass: carbon pools, sources, and sinks. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 84, p. 393-410, 2003.

DRAPPER, N.R.; SMITH, H. **Applied regression analysis**. 3rd ed. New York: John Wiley 1998. 706p.

DRUMOND, M.A.; BARROS, N.F.; SOUZA, A.L. de; SILVA, A.F. da. Distribuição de biomassa e de nutrientes em diferentes coberturas florestais e pastagens na região do médio Rio Doce-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 21, n. 2, p. 187-199, 1997.

DRUMOND, M.A.; BARROS, N.F.; SOUZA, A.L. de; SILVA, A.F. da; MEIRA NETO, J.A.A. Alterações fitossociológicas e edáficas na Mata Atlântica em função das modificações da cobertura vegetal. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 20, n. 4, p. 451-466, 1996.

DUBE, T.; MUTANGA, O. Evaluating the utility of the medium-spatial resolution Landsat 8 multispectral sensor in quantifying aboveground biomass in uMgeni catchment, South Africa. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, Amsterdam, v. 101, p. 36-46, 2015.

DURIGAN, G.; FRANCO, G.A.D. C.; SAITO, M.; BAITELLO, J.B. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 371-383, 2000.

ECKERT, S. Improved forest biomass and carbon estimations using texture measures from WorldView-2 Satellite Data. **Remote Sensing**, Basel, v. 4, p. 810-829, 2012.

EMBRAPA. **CapimTanzânia**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2001. 2p.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2013. 353p.

EPIPHANIO, J.C.N.; FORMAGGIO, A.R. Abordagens de uso de número digital e de refletância em sensoriamento remoto com dados de satélites. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 5., 1988, Natal. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 1988. p. 400-405.

EPIPHANIO, J.C.N.; FORMAGGIO, A.R. Relações entre PVI e diferença normalizada e índice de área foliar, cobertura do solo e densidade de clorofila de trigo e de feijão. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 6., 1990, Manaus. **Anais...**São José dos Campos: INPE, v. 3, 1990. p. 797-805.

EPIPHANIO, J.C.N.; HUETE, A.R. Dependence of NDVI and SAVI on sun-sensor geometry and its effect on fAPAR relationships in alfalfa. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 51, p. 351-360, 1995.

EPIPHANIO, J.C.N.; GLERIANI, J.M.; FORMAGGIO, A.R.; RUDORFF, B.F.T. Índices de vegetação no sensoriamento remoto da cultura do feijão. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 31, n. 6, p. 445-454, 1996.

FASSNACHT, F.E.; HARTIG, F.; LATIFI, H.; BERGER, C.; HERNÁNDEZ, J.; CORVALÁN, P.; KOCH, B. Importance of sample size, data type and prediction method for remote sensing-based estimations of aboveground forest biomass. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 154, p. 102-114, 2014.

FAUSTO, M.A.; MACHADO, N.G.; NOGUEIRA, J. de S.; BIUDES, M.S. Comparação do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) em uma área de cerrado, MT. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROINFORMÁTICA, 9., 2013, Cuiabá. **Anais...** Cuiabá: 2013. p. 1-6.

FEDERICI, S.; TUBIELLO, F.N.; SALVATORE, M.; JACOBS, H.; SCHMIDHUBER, J. New estimates of CO₂ forest emissions and removals: 1990-2015. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 352, p. 89-98, 2015.

FENG, M.; SEXTON, J.O.; HUANG, C.; MASEK, J.G.; VERMOTE, E.F.; GAO, F.; NARASIMHAN, R.; CHANNAN, S.; WOLFE, R.E.; TOWNSHEND, J.R. Global surface reflectance products from Landsat: assessment using coincident MODIS observations. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 134, p. 276-293, 2013.

FEREZ, A.P.C. **Efeito de práticas silviculturais sobre as taxas iniciais de sequestro de carbono em plantios de restauração da Mata Atlântica**. 2010. 106p. Dissertação (Mestrado em Ciências de Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

FERRAZ, A.S. **Estimação dos estoques de biomassa e carbono na parte aérea de um fragmento de floresta estacional semidecidual por meio de imagens de satélite IKONOS II**. 2012. 88p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.

FERREIRA, L.G.; FERNANDEZ, L.E.; SANO, E.E.; FIELD, C.; SOUSA, S.B.; ARANTES, A.E.; ARAÚJO, F.M. Biophysical properties of cultivated pastures in the Brazilian savanna biome: an analysis in the spatial-temporal domains based on ground and satellite data. **Remote Sensing**, Basel, v. 5, p. 307-326, 2013.

FERREIRA, M.E.; FERREIRA JUNIOR, L.G.; FERREIRA, N.C.; ROCHA, G.F.; NEMAYER, M. Desmatamento no bioma Cerrado: uma análise temporal (2001-2005) com base nos dados MODIS – MODI13Q1. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 2007. p. 3877-3883.

FERRETTI, A.R.; BORGES, R.S.; BRITZ, R.M. Os estados da Mata Atlântica: Paraná. In.: CAMPANILI, M.; PROCHNOW, M. **Mata Atlântica** – uma rede pela floresta. Brasília: RMA, 2006. p. 58-76.

FLYNN, E.S. **Using NDVI as a pasture management tool**. 2006. 53 p. Thesis (Master of Plant and Soil Science) - University of Kentucky, Lexington, 2006.

FLYNN, E.S.; DOUGHERTY, C.T.; WENDROTH, O. Assessment of pasture biomass with the normalized difference vegetation index from active ground-based sensors. **Agronomy Journal**, Madison, v. 100, n. 1, p. 114-121, 2008.

FOODY, G.M. Remote sensing of tropical forest environments: Towards the monitoring of environmental resources for sustainable development. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 24, n. 20, p. 4035-4046, 2003.

FOODY, G.M.; BOYD, D.S.; CUTLER, M.E.J. Predictive relations of tropical forest biomass from Landsat TM data and their transferability between regions. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 85, p. 463-474, 2003.

FOODY, G.M.; CUTLER, M.E.; MCMORROW, J.; PELZ, D.; TANGKI, H.; BOYD, D.; DOUGLAS, I. Mapping the biomass of Bornean tropical rain forest from remotely sensed data. **Global Ecology & Biogeography**, Oxford, v. 10, p. 379-387, 2001.

FRANÇA, A.F. de; SILVA, L.M.; CANDEIAS, A.L.B. Uso de softwares gratuitos como ferramenta na obtenção de índices de vegetação. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS GEODÉSICAS E TECNOLOGIAS DA GEOINFORMAÇÃO, 3., 2010, Recife. **Anais...** Recife: 2010. p. 1-6.

FRANÇA, V. de. O rio Tibagi no contexto hidrogeográfico paranaense. In: MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: Londrina: M.E. Medri, 2002. cap. 3, p. 45-60.

FRANCO, J.B.S.; ROSA, R. Metodologia de coleta de dados radiométricos em pastagens do gênero *Brachiaria* com diferentes estágios de degradação. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11., 2003, Belo Horizonte. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 2003. p. 2483–2491.

FRANK, A.B.; AASE, J.K. Residue effects on radiometric reflectance measurements of Northern Great Plains Rangelands. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 49, n. 3, p. 195–199, 1994.

FREITAS, R.M. de; ARAI, E.; ADAMI, M.; SOUZA, A.F. de; SHIMABUKURO, Y.E.; RUDORFF, B.F.T.; YUZO, F.; ROSA, R.R. Visualização instantânea de séries temporais EVI2-MODIS na América do Sul. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15., 2011, Curitiba. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 2011. p. 6866-6873.

FREITAS, S.R.; MELLO, M.C.S.; CRUZ, C.B.M. Relationships between forest structure and vegetation indices in Atlantic Rainforest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, NL., v. 218, p. 353-362, 2005.

FUNDAÇÃO DE ESTUDOS AGRÁRIOS LUIZ DE QUEIROZ. **Fazenda Figueira:** histórico. Piracicaba: FEALQ, 2002. 80p.

GINCIENE, B.R.; BITENCOURT, M.D. Utilização do EVI (*Enhanced Vegetation Index*) para maior sensibilidade na detecção de mudanças temporais em fragmentos de floresta estacional semidecidual. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11., 2011, Curitiba. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 2011. p. 1620-1627.

GOETZ, S.J.; BACCINI, A.; LAPORTE, N.T.; JOHNS, T.; WALKER, W.; KELLNDORFER, J.; HOUGHTON, R.A.; SUN, M. Mapping and monitoring carbon stocks with satellite observations: a comparison of methods. **Carbon Balance and Management**, London, v. 4, n. 1, p. 1-7, 2009.

GOLLEY, F.B.; MCGINNIS, J.T.; ELEMENTS, R.G.; CHILD, G.I.; DUEVER, M.J. **Ciclagem de nutrientes em um ecossistema de floresta tropical úmida.** São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1978. 256p.

GOULART, A.C. de O.; MONTEIRO, J.M.G. Estoque carbono na biomassa acima do solo de pastagens e serapilheira em São José de Ubá, estado do Rio de Janeiro. In: CONGRESSO FLORESTAL PARANAENSE, 4., 2012, Curitiba. **Anais...** Curitiba: 2012. p. 1-6.

GRANT, K.M.; JOHNSON, D.L.; HILDEBRAND, D.V.; PEDDLE, D.R. Quantifying biomass production on rangeland in southern Alberta using SPOT imagery. **Canadian Journal of Remote Sensing**, Ottawa, v. 38, n. 6, p. 695–708, 2012.

GRISI, B.M. **Glossário de Ecologia e Ciências Ambientais**. João Pessoa: Editora da Universidade Federal da Paraíba, 2000. 275p.

GÜNLÜ, A.; ERCANLI, I.; BASKENT, E.Z.; ÇAKIR, G. Estimating aboveground biomass using Landsat TM imagery: a case study of Anatolian Crimean pine forests in Turkey. **Annals of Forest Research**, Voluntari, v. 57, n. 2, p. 289-298, 2014.

GUO, X.; PRICE, K.P.; STILES, J.M. Modeling Biophysical Factors for grasslands in eastern Kansas using Landsat TM data. **Transactions of the Kansas Academy of Science**, Topeka, v. 103, n. 3-4, p. 122-138, 2000.

HALL, R.J.; CASE, B.S.; ARSENAULT, E.; PRICE, D.T.; LUTHER, J.E.; PIERCEY, D.E.; GUINDON, L.; FOURNIER, R.A. Modeling and mapping forest biomass using forest inventory and Landsat TM data: results from the foothills model forest, Alberta. In: **GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING SYMPOSIUM**, 3., 2002, Lawrence. **Proceedings...** Lawrence: IGARSS, IEEE International, 2002. p. 1320-1323.

HALL, R.J.; SKAKUN, R.S.; ARSENAULT, E.J.; CASE, B.S. Modeling forest stand structure attributes using Landsat ETM+ data: application to mapping of aboveground biomass and stand volume. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 225, p. 378-390, 2006.

HARMONEY, K.R.; MOORE, K.J.; GEORGE, J.R.; BRUMMER, E.C.; RUSSELL, J.R. Determination of Pasture Biomass Using Four Indirect Methods. **Agronomy Journal**, Madison, v. 89, n. 2899, p. 665–672, 1997.

HAYDOCK, K.; SHAW, N. Correction - The comparative yield method for estimating dry matter yield of pasture. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, Melbourne, v. 15, n. 76, p. 663-670, 1975.

HE, Y.; GUO, X.; WILMSHURST, J.F. Reflectance measures of grassland biophysical structure. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 30, n. 10, p. 2509–2521, 2009.

HENEBRY, G.M. Detecting changes in grasslands using measures of spatial dependence with landsat TM data. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 46, p. 223–234, 1993.

HENTZ, A.M.K.; RUZA, M.S.; DALLA CORTE, A.P.; SANQUETTA, C.R. Técnicas de sensoriamento remoto pra estimativa de biomassa em ambientes florestais. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 10, n. 18, p. 2810-2823, 2014.

HERMUCHE, P.M. FELFILI, J.M. Relação entre NDVI e florística em fragmentos de Floresta Estacional Decidual no Vale do Paranã, Goiás. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 1, p. 41-52, 2011.

HIGUCHI, N.; CARVALHO JÚNIOR, J.A. Fitomassa e conteúdo de carbono de espécies arbóreas da Amazônia. In: SEMINÁRIO EMISSÃO X SEQUESTRO DE CO₂ – Uma Nova Oportunidade de Negócios para o Brasil, 1994, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: CVRD, 1994. p. 127-153.

HIGUCHI, N.; CHAMBERS, J.; SANTOS, J. dos. Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia Central. **Floresta**, Curitiba, v. 34, n. 3, p. 295-304, 2004.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J. dos; RIBEIRO, R. Biomassa da parte aérea da vegetação da floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia brasileira. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 28, n. 2, p. 153-166, 1998.

HIGUCHI, P.; REIS, M. das G.F.; REIS, G.G. dos; PINHEIRO, A.L.; SILVA, C.T. da; OLIVEIRA, C.H.R. de. Composição florística da regeneração natural de espécies arbóreas al longo de oito anos em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 6, p. 896-904, 2006.

HILKER, T.; LYAPUSTIN, A.I.; TUCKER, C.J.; HALL, F.G.; MYNENI, R.B.; WANG, Y.; BI, J.; MOURA, Y.M. de; SELLERS, P.J. Vegetation dynamics and rainfall sensitivity of the Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 111, n. 45, p. 16041-16046, 2014.

HODGSON, J.G. **Grazing management science into practice**. New York: Longman scientific & technical, 1990. 203p.

HOUGHTON, R.A. As florestas e o ciclo de carbono global: armazenamento e emissões atuais. In: SEMINÁRIO EMISSÃO X SEQUESTRO DE CO₂ – Uma Nova Oportunidade de Negócios para o Brasil, 1994, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: CVRD, 1994. p. 41-76.

HOUGHTON, R.A. Aboveground forest biomass and the global carbon balance. **Global Change Biology**, Oxford, v. 11, n. 6, p. 945–958, 2005.

HOUGHTON, R.A.; UNRUH, J.D.; LEFEBVRE, P.A. Current Land cover in the tropics and its potential for sequestering carbon. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 7, n. 2, p. 305-320, 1993.

HOVENDEN, M.J.; NEWTON, P.C.D.; WILLS, K.E. Seasonal not annual rainfall determines grassland biomass response to carbon dioxide. **Nature**, London, v. 511, p. 583-586, 2014.

HU, Z.; FAN, J.; ZHONG, H.; YU, G. Spatiotemporal dynamics of aboveground primary productivity along a precipitation gradient in Chinese temperate grassland. **Science in China series D: Earth Sciences**, Beijing, v. 50, n. 5, p. 757-764, 2007.

HUETE, A.R.; LIU, H.Q.; BATCHILY, K.; LEEUWEN, W. van. A Comparison of Vegetation Indices over a Global Set of TM Images for EOS-MODIS. **Remote Sensing of Environment**, New York, n. 59, p. 440-451, 1997.

HUETE, A.R.; DIDAN, K.; MIURA, T.; RODRIGUEZ, E.P.; GAO, X.; FERREIRA, L.G. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 83, p. 195-213, 2002.

HUSTON, M.A. **Biological diversity**: the coexistence of species on changing landscapes. Cambridge NY: Cambridge University Press, 1994. 681p.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ (IAPAR). Listagem de RPPN's estaduais. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=1260>. Acesso em: 16 de maio de 2014.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2.ed. Rio de Janeiro: Manuais Técnicos em Geociências, v. 1, 1992. 275p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Produção da Pecuária Municipal (PPM)**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, v. 39, 2012. 63p.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Summary for policymakers. In: FIELD, C.B.; BARROS, V.R.; DOKKEN, D.J.; MACH, K.J.; MASTRANDREA, M.D.; BILIR, T.E.; CHATTERJEE, M.; EBI, K.L.; ESTRADA, Y.O.; GENOVA, R.C.; GIRMA, B.; KISSEL, E.S.; LEVY, A.N.; MACCRACKEN, S.; MASTRANDREA, P.R.; WHITE, L.L. (Ed.). **Climate Change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability**. Part A: Global and sectoral aspects. Contribution of working group II to the fifth Assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2014. p. 1-32.

IPPOLITI-RAMILO, G.A.; EPIPHANIO, J.C.N.; SHIMABUKURO, Y.E.; FORMAGGIO, A.R. Sensoriamento remoto orbital como meio auxiliar na previsão de safras. **Agricultura em São Paulo**, São Paulo, v. 46, n. 1, p. 89-101, 1999.

IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R.; NAVE, A.G. Fitossociologia de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual em Itatinga, São Paulo, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 56, p. 83-99, 1999.

JACKSON, R.D.; HUETE, A.R. Interpreting vegetation indices. **Preventive Veterinary Medicine**, Amsterdam, n. 11, p. 185-200, 1991.

JACKSON, R.D.; SLATER, P.N.; PINTER JUNIOR., P.J. Discrimination of growth and water stress in wheat by various vegetation indices through clear and turbid atmospheres. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 13, p. 187-208, 1983.

JAKUBAUSKAS, M.E.; PRICE, K.P. Empirical relationships between structural and spectral factors of Yellowstone Lodgepole Pine Forest. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, Falls Church, v. 63, n. 12, p. 1375-1381, 1997.

JENSEN, J.R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. 2.ed. São José dos Campos: Parêntese Editora, 2009. 598p.

JIANG, Z.; HUETE, A.R.; DIDAN, K.; MIURA, T. Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 112, p. 3833-3845, 2008.

JIN, Y.; YANG, X.; QIU, J.; LI, J.; GAO, T.; WU, Q.; ZHAO, F.; MA, H.; YU, H.; XU, B. Remote sensing-based biomass estimation and its spatio-temporal variations in temperate Grassland, Northern China. **Remote Sensing**, Basel, v. 6, n. 2, p. 1496–1513, 2014.

JORDAN, C.F. Derivation of leaf area index from quality of light on the forest floor. **Ecology**, Brooklin, v. 50, p. 663–666, 1969.

JUSTICE, C.O.; VERMOTE, E.; TOWNSHEND, J.R.G.; DEFRIES, R.; ROY, D.P.; HALL, D.K.; SALOMONSON, V.V.; PRIVETTE, J.L.; RIGGS, G.; STRAHLER, A.L.; LUCHT, W.; MYNENI, R.B.; KNYAZIKHIN, Y.; RUNNING, S.W.; NEMANI, R.R.; WAN, Z.; HUETE, A.R.; LEEUWEN, W. van; WOLFE, R.E.; GIGLIO, L.; MULLER, J.P.; LEWIS, P.; BARNESLEY, M.J. The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): Land Remote Sensing for Global Change Research. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, New York, v. 36, n. 4, p. 1228-1249, 1998.

KANEMASU, E.T. Seasonal canopy reflectance patterns of wheat, sorghum, and soybean. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 3, p. 43-47, 1974.

KAUFMANN, Y.J., TANRÉ, D. Atmospherically resistant vegetation index (ARVI) for EOS-MODIS. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, New York, v. 30, n. 2, p. 261-270, 1992.

KEENAN, R.J.; REAMS, G.A.; ACHARD, F.; FREITAS, J.V. de; GRAINGER, A.; LINDQUIST, E. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 352, p. 9-20, 2015.

KENNEDY, R.E.; ANDRÉFOUËT, S.; COHEN, W.B.; GÓMEZ, C.; GRIFFITHS, P.; HAIS, M.; HEALEY, S.P.; HELMER, E.H.; HOSTERT, P.; LYONS, M.B.; MEIGS, G.W.; PFLUGMACHER, D.; PHINN, S.R.; POWELL, S.; SCARTH, P.; SEN, S.; SCHROEDER, T.A.; SCHNEIDER, A.; SONNENSCHN, R.; VOGELMANN, J.E.; WULDER, M.A.; ZHU, Z. Bringing an ecological view of change to Landsat-based remote sensing. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, v. 12, n. 6, p. 339-346, 2014.

KHANGHAH, S.Y.; ARZANI, H.; JAVADI, S.A. Above ground biomass estimation of arid rangelands using IRS P6 imagery (case study : Deylam , Iran). **Journal of Biodiversity & Environmental Sciences**, Dhaka, v. 4, n. 1, p. 157-163, 2014.

KLEIN, R.M. Síntese ecológica da floresta estacional da bacia do Rio Jacuí e importância do reflorestamento com essências nativas (RS). In: CONGRESSO FLORESTAL ESTADUAL, 5., 1984, Nova Prata. **Anais...** Nova Prata: 1984. p. 265-278.

KNIPLING, E.B. Physical and Physiological Basis for the Reflectance of Visible and Near-Infrared Radiation from Vegetation. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 1, p. 55-59, 1970.

KOEHLER, H.S.; WATZLAWICK, L.F.; KIRCHNER, F.F.; VALÉRIO, A.F. Fontes de erros nas estimativas de biomassa e carbono fixado na Floresta Ombrófila Mista. **Biomassa & Energia**, Itu, v. 2, n. 1, p. 69-77, 2005.

LABRECQUE, S.; FOURNIER, R.A.; LUTHER, J.E.; PIERCEY, D. A comparison of four methods to map biomass from Landsat-TM and inventory data in western Newfoundland. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 226, p. 129-144, 2006.

LACERDA, J.S. de; COUTO, H.T.Z. do; HIROTA, M.M.; PASISHNYK, N.; POLIZEL, J. L. Estimativa da biomassa e carbono em áreas restauradas com plantio de essências nativas. **METRVM**, Piracicaba, n. 5, p. 1-23, 2009.

LAZO, L.J. **A mastofauna da Fazenda Figueira em uma área do baixo Tibagi, município de Londrina, Paraná**. 2004. 90p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

LEFSKY, M.A.; COHEN, W.B.; SPIES, T.A. An evaluation of alternate remote sensing products for forest inventory, monitoring, and mapping of Douglas-fir forests in western Oregon. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 31, p. 78-87, 2001.

LI, T.; GRANT, R.F.; FLANAGAN, L.B. Climate impact on net ecosystem productivity of a semi-arid natural grassland: modeling and measurement. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 126, p. 99-116, 2004.

LIMA, G.C.; SILVA, M.L.N.; CURTI, N.; SILVA, M.A. da; OLIVEIRA, A.H.; AVANZI, J.C.; UMMUS, M.E. Avaliação da cobertura vegetal pelo índice de vegetação por diferença normalizada (IVDN). **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 8, n. 2, p. 204-214, 2013.

LIU, H.Q.; HUETE, A.R. A feedback based modification of the NDVI to minimize canopy background and atmospheric noise. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, New York, v. 33, n. 2, p. 457-465, 1995.

LIU, W.T.H. **Aplicações de sensoriamento remoto**. Campo Grande: Editora Uniderp, 2006. 908p.

LIU, Y.Y.; DIJK, A.I.J.M. van; JEU, R.A.M. de; CANADELL, J.G.; McCABE, M.F.; EVANS, J.P.; WANG, G. Recent reversal in loss of global terrestrial biomass. **Nature Climate Change**, London, v. 5, n. May, p. 1-5, 2015.

LOVATO, M.C. **Identificação das espécies arbóreas da Fazenda Figueira (Londrina, Paraná)**. 2004. 74p. Monografia (Bacharel em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2004.

LU, D. The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 27, n. 7, p. 1297–1328, 2006.

LUIZ, S.; OLIVEIRA, C.G. de; OKIDA, R. Comparação entre diferentes métodos de correção geométrica em imagem RADARSAT-1 no FLONA Tapajós. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11., 2003, Belo Horizonte. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 2003. p. 325-332.

MACEDO, F.L. **Modelagem da biomassa acima do solo (BAS), por meio de imagens de alta resolução espacial e índices de vegetação**. 2014. 105p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Ilha Solteira, 2014.

MACHADO, L.A.Z.; FABRÍCIO, A.C.; ASSIS, P.G.G. de; MARASCHIN, G.E. Estrutura do dossel em pastagens de capim-marandu submetidas a quatro ofertas de lâminas foliares. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 10, p. 1495-1501, 2007.

MACIEL, M. de N. M. **Estimativa de parâmetros estruturais de uma floresta praimária na Amazônia Oriental através de dados orbitais**. 2002. 144p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

MACIEL, M. de N.M.; BASTOS, P.C. de O.; CARVALHO, J.O.P. de; WATRIN, O. dos S. Uso de imagens orbitais na estimativa de parâmetros estruturais de uma floresta primária no município de Paragominas, Estado do Pará. **Revista Ciência Agrícola**, Belém, n. 52, p. 159-178, 2009.

MAIRE, G. le; MARSDEN, C.; NOUVELLON, Y.; GRINAND, C.; HAKAMADA, R.; STAPE, J.L.; LACLAU, J.P. MODIS NDVI time-series allow the monitoring of Eucalyptus plantation biomass. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 115, n. 10, p. 2613-2625, 2011.

MALHI, Y.; PHILLIPS, O.L. Tropical forests and global atmospheric change : a synthesis. **Philosophical Transactions of the Royal Society. Series B**, London, v. 359, n. Feb., p. 549–555, 2004.

MARAGON, L.C.; SOARES, J.J.; FELICIANO, A.L.P.; LINS E SILVA BRANDÃO, C.F. Estrutura fitossociológica e classificação sucessional do componente arbóreo de um fragmento de floresta estacional semidecidual, no município de Viçosa, Minas Gerais, **CERNE**, Lavras, v. 13, n. 2, p. 208-211, 2007.

MARCELINO, V.R. **A influência da fragmentação florestal e da estrutura da vegetação na comunidade de aves da Fazenda Figueira, Londrina – PR**. 2007. 99p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

MARTINELLI, L.; CAMARGO, P. O monitoramento do carbono em áreas florestadas. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 10, n. 9, p. 6-10, 1996.

MARTINELLI, L.A.; MOREIRA, M.Z.; BROWN, I.F.; VICTORIA, R.L. Incertezas associadas às estimativas de biomassa em florestas tropicais: o exemplo de uma floresta situada no estado de Rondônia. In: SEMINÁRIO EMISSÃO X SEQUESTRO DE CO₂ – Uma Nova Oportunidade de Negócios para o Brasil, 1994, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: Companhia Vale do Rio Doce - CVRD, 1994. p. 198-221.

MASEK, J.G.; COLLATZ, G.J. Estimating forest carbon fluxes in a disturbed southeastern landscape: integration of remote sensing, forest inventory, and biogeochemical modeling. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 111, G01006, 2006.

MASEK, J.G.; VERMOTE, E. F.; SALEOUS, N.E.; WOLFE, R.; HALL, F. G.; HUENNRICH, K. F.; GAO, F.; KUTLER, J. LIM, T. K. A Landsat surface reflectance dataset for North America, 1990-2000. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**, New York, v. 3, n. 1, 2006.

MASELLI, F.; ARGENTI, G.; CHIESI, M.; ANGELI, L.; PAPALE. D. Simulation of grassland productivity by the combination of ground and satellite data. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 165, p. 163-172, 2013.

MATHER, P.M. **Computer processing of remotely-sensed images** - an introduction. Third Edition. Chichester: John Wiley & Sons Ltd., 2004. 324p.

MATOS, F.D. de A. **Estimativa de biomassa e carbono em floresta ombrófila densa de terra firme na Amazônia Central, Manaus – AM, Brasil, por meio de dados de satélite de média e alta resolução espacial**. 2006. 128p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

MATOS, F.D. de A.; KIRCHNER, F.F. Estimativa de biomassa da floresta ombrófila densa de terra firme na Amazônia central com o satélite IKONOS II. **Floresta**, Curitiba, v. 38, n. 1, p. 157–171, 2008.

MEDINA SOTOMAYOR, J.F. **Determinação de biomassa aérea em florestas nativas num ambiente agrícola do Estado de São Paulo**. 2013. 129p. Tese (Doutor em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: M.E. Medri, 2002. 595p.

MELO, A.C.G. de; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, n. 71, p. 149-154, 2006.

MENDONÇA, F. de A.; DANNI-OLIVEIRA, I.M. Dinâmica atmosférica e tipoclimáticos predominantes da bacia do rio Tibagi. In: MEDRI, M.E; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: M.E. Medri, 2002. cap. 4, p. 63-66.

MINERAIS DO PARANÁ (MINEROPAR). **Atlas geomorfológico do estado do Paraná**. Curitiba: MINEROPAR, 2006. 59p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Biodiversidade brasileira**: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília: MMA/SBF, 2002. 404 p.

MIRANDA, D.L.C. **Modelos matemáticos de estoque de biomassa e carbono em áreas de restauração florestal no sudoeste paulista**. 2008. 130p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

MIRANDA, D.L.C. de; MELO, A.C.G. de; SANQUETTA, C.R. Equações alométricas para estimativa de biomassa e carbono em árvores de reflorestamentos de restauração. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 3, p. 679-689, 2011.

MITCHELL, R.; LEE, D.K.; CASLER, M. Switchgrass. In: KARLEN, D. L. **Cellulosic energy cropping systems**. 1.ed. Chichester: John Wiley, 2014. chap. 5, p. 75-89.

MORAIS, V.A.; MELLO, J.M. de; GOMIDE, L.R.; SCOLFORO, J.R.S.; ARAÚJO, E.J.G. de; RUFINI, A.L. Influence of diameter measuring height on the adjustment of volume and biomass equations of cerrado in Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 38, n. 3, p. 230-239, 2014.

MOREIRA, M.A. **Fundamentos do sensoriamento remoto**. 4.ed. Viçosa: Editora UFV, 2011. 422p.

MUNDAVA, C.; HELMHOLZ, P.; SCHUT, A.G.T.; CORNER, R.; MCATEE, B.; LAMB, D.W. Evaluation of vegetation indices for rangeland and biomass estimation in the Kimberley area of western Australia. In: ISPRS OF THE PHOTOGRAMMETRY, REMOTE SENSING AND SPATIAL INFORMATION SCIENCE, 2014, Istanbul. **Annals...**Göttingen: Copernicus Publications, v. II-7, 2014. p. 47-53.

MÜLLER, M.D.; FERNANDES, E.N.; CASTRO, C.R.T. de; PACIULLO, D.S.C.; ALVES, F. de F. Estimativa de acúmulo de biomassa e carbono em sistema agrossilvipastoril na Zona da Mata Mineira. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, n. 60, edição especial, p. 11-17, 2009.

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**, New York, v. 33, n. 2, p. 481-486, 1995.

MYNENI, R.B.; DONG, J.; TUCKER, C.J.; KAUFMANN, R.K.; KAUPPI, P.E.; LISKI, J.; ZHOU, L.; ALEXEYEV, V.; HUGHES, M.K. A large carbon sink in the woody biomass of Northern forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 98, n. 26, p. 14784-14789, 2001.

NASCIMENTO JÚNIOR, D. do; ADESE, B. Acúmulo de biomassa na pastagem. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO ESTRATÉGICO DA PASTAGEM, 2., 2004, Viçosa. **Anais...** Viçosa: UFV, 2004. p. 290-346.

NELSON, R.F.; KIMES, D.S.; SALAS, W.A.; ROUTHIER, M. Secondary forest age and tropical forest biomass estimating using thematic mapper imagery. **BioScience**, Washington, v. 50, n. 5, p. 419-431, 2000.

NICÁCIO, R.M.; ARAUJO, L.L.; GONZAGA, E.P.; LIBOS, M.I.P. de C.; OLIVEIRA, L.M.T. de. Relação NDVI e precipitação na bacia do rio Coxim-MS. **Geografia**, Rio Claro, v. 34, número especial, p. 667-680, 2009.

NOGUEIRA, E.M.; FEARNSTIDE, P.M.; NELSON, B.W.; BARBOSA, R.I.; KEIZER, E.W.H. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: new allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 256, p. 1853-1867, 2008.

NOGUEIRA JUNIOR, L.R. **Estoque de carbono na fitomassa e mudanças nos atributos do solo em diferentes modelos de restauração da Mata Atlântica**. 2010. 94p. Tese (Doutorado em Recursos florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

NORMAN, J.M.; WELLES, J.M.; WALTER, E.A. Contrasts among bidirectional reflectance of leaves, canopies, and soils. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, New York, v. GE-23, n. 5, p. 659-667, 1985.

NOVO, E.M.L. de M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 4.ed. São Paulo: Blucher, 2010. 387p.

NUNES, G.M. **Sensoriamento remoto aplicado na análise da cobertura vegetal das reservas de desenvolvimento sustentável Amanã e Mamirauá**. 2008. 163p. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

NUNES, S. do S.S. **Estimativas de biomassa e carbono e indicadores para restauração de florestas secundárias em Paragominas, Pará**. 2011. 126p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

OLIVEIRA FILHO, A.T. de, RATTER, J.A. Padrões florísticos das matas ciliares da região do cerrado e a evolução das paisagens da Brasil Central durante o quaternário tardio. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. DE F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2.ed. São Paulo: ED USP, 2009. cap. 5, p. 73-90.

PARUELO, J.M.; EPSTEIN, H.E.; LAUENROTH, W.K.; BURKE, I.C. ANPP estimates from NDVI for the Central grassland region of the United States. **Ecology**, Brooklyn, v. 78, n. 3, p. 953-958, 1997.

PARUELO, J.M.; LAUENROTH, W.K.; BURKE, I.C.; SALA, O.E. Grassland precipitation-use efficiency varies across a resource gradient. **Ecosystems**, New York, v. 2, p. 64-68, 1999.

PAULA, M.D. de; COSTA, C.P.A.; TABARELLI, M. Carbon storage in a fragment landscape of Atlantic forest: the role played by edge-affected habitats and emergent trees. **Tropical Conservation Science**, Menlo Park, v. 4, n. 3, p. 349-358, 2011.

PAULA, M.D. de; PEREIRA FILHO, W. Estimativa de carbono em um fragmento de floresta madura na mata Atlântica nordestina com o uso de índices espectrais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 2009. p. 2881-2888.

PAULA, S.C. de; VEDOVATO, L.B.; SILVA, G.B.S. da; VICENTE, L.E. Comparação entre os índices espectrais EVI e EVI2 para discriminação de pastagens plantadas e naturais. In: CONGRESSO INTERINSTITUCIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 7., 2013, Campinas. **Anais...** Campinas: 2013a. p. 1-8.

PAULINO, V.T.; TEIXEIRA, E.M. de L.C. **Sustentabilidade de pastagens** – manejo adequado como medida redutora da emissão de gases de efeito estufa. Comunicado técnico. Nova Odessa: CPG-Produção animal sustentável, Instituto de Zootecnia, APTA/SAA, 2009. p. 1-16.

PARISE, F.J. de O.; VETTORAZZI, C.A. Análise de dados de produção em um pomar jovem de laranjeiras Hamlin: II. Classificação de dados espaço-temporais. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 27, n. 1, p. 48-51, 2005.

PEARSON, R.L.; MILLER, L.D. Remote mapping of standing crop biomass for estimation of the productivity of the shortgrass prairie, Pawnee National Grasslands, Colorado. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON REMOTE SENSING OF THE ENVIRONMENT, 8., 1972, Ann Arbor. **Proceedings...** Ann Arbor: Environmental Research Institute of Michigan, 1972. p. 1357-1381.

PEDREIRA, C.G.S. Avanços metodológicos na avaliação de pastagens. In: SIMPÓSIO DE FORRAGICULTURA, 39., 2002, Recife. **Anais ...** Recife: Sociedade Brasileira de Zootecnia, 2002. p. 100-150.

PERACCHI, A.L.; ROCHA, V.J.; REIS, N.R. dos. Mamíferos não-voadores da bacia do rio Tibagi. In: MEDRI, M.E; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: M.E. Medri, 2002. cap. 13, p. 225-249.

PEREIRA, I.C.N. **Estoque de biomassa e carbono florestal em unidades de paisagem na Amazônia**: uma análise a partir da abordagem metodológica ecologia da paisagem. 2013. 177p. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido) - Universidade Federal do Pará, Belém, 2013.

PICARD, N.; SAINT-ANDRÉ, L.; HANRY, M. **Manual for building tree volume and biomass allometric equations: from field measurement to prediction**. Rome: FAO, 2012. 215p.

PICOLI, M.C.A.; RUDORFF, B.F.; RIZZI, R.; GIAROLLA, A. Índice de vegetação do sensor MODIS na estimativa da produtividade agrícola da cana-de-açúcar. **Bragantia**, Campinas, v. 68, n. 3, p. 789-795, 2009.

PINESE, J.P.P. Síntese geológica da bacia d rio Tibagi. In: MEDRI, M.E; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: M.E. Medri, 2002. cap. 1, p. 21-38.

POOLE, R.W. **An introduction to quantitative ecology**. New York: McGraw-Hill Book, 1974. 532p.

PONZONI, F.J.; GALVÃO, L.S.; EPIPHANIO, J.C.N. Influência da resolução espacial sobre a quantificação de áreas não florestadas em ambiente amazônico. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 10., 2001, Foz do Iguaçu. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2001. p. 1713-1720.

PONZONI, F.J.; MACARRINGUE, L.S.; SANTOS, S.B. dos; SANTOS JUNIOR, J.L. Comparação entre fatores de reflectância gerados a partir de dados dos sensores TM/Landsat 5 e MODIS/TERRA aplicando diferentes metodologias de conversão de dados. **Revista Brasileira de Cartografia**, Rio de Janeiro, n. 66/2, p. 263-270, 2014.

PONZONI, F.J.; SHIMABUKURO, Y.E.; KUPLICH, T.M. **Sensoriamento remoto da vegetação**. 2.ed. São José dos Campos: Oficina de Textos, 2012. 160p.

PORTER, T.F.; CHEN, C.; LONG, J.A.; LAWRENCE, R.L.; SOWELL, B.F. Estimating biomass on CRP pastureland: a comparison of remote sensing techniques. **Biomass and Bioenergy**, Oxford, v. 66, p. 268–274, 2014.

POWELL, S.L.; COHEN, W.B.; HEALEY, S.P.; KENNEDY, R.E.; MOISEN, G.G.; PIERCE, K.B.; OHMANN, J.L. Quantification of live aboveground forest biomass dynamics with Landsat time-series and field inventory data: A comparison of empirical modeling approaches. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 114, n. 5, p. 1053–1068, 2010.

PREISKORN, G.M. **Composição florística, estrutura e quantificação do estoque de carbono em florestas restauradas com idades diferentes**. 2011. 129p. Dissertação (Mestrado em Recursos florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

PRICE, J.C. Calibration of satellite radiometers and the comparison of vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 21, p. 15-27, 1987.

PRICE, K.P.; GUO, X.; STILES, J.M. Comparison of landsat TM and ERS-2 SAR data for discriminating among grassland types and treatments in eastern Kansas. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 23, n. 23, p. 5031–5042, 2002.

QUIQUI, E.M. del; MARTINS, S.S.; SILVA, I.C.; BORGHI, W.A.; SILVA, O.H. da; SAKURAGUI, C.M.; PACHECO, R.B. Estudo fitossociológico de um trecho da floresta estacional semidecidual em Diamante do Norte, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 29, n. 2, p. 283-290, 2007.

QURESHI, A.; PARIVA, R.B.; HUSSAIN, S.A. A review of protocols used for assessment of carbon stock in forested landscapes. **Environmental Science & Policy**, Exeter, v. 16, p. 81-89, 2012.

RAHMAN, M.M.; CSAPLOVICS, E.; KOCH, B. Satellite estimation of forest carbon using regression models. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 29, n. 23, p. 6917-6936, 2008.

RASNAKE, M.; PARRISH, D.; LACEFIELD, G.; WOLF, D. Switchgrass for biomass production. In: INTERNATIONAL GRASSLAND CONGRESS, 19., 2001, São Pedro. **Anais...** São Pedro: 2001. ID13-09.

REZENDE, A.V.; VALE, A.T. do; SANQUETTA, C.R.; FIGUEIREDO FILHO, A.; FELFILI, J.M. Comparação de modelos matemáticos para estimativa do volume, biomassa e estoque de carbono da vegetação lenhosa de um cerrado *sensu stricto* em Brasília, DF. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 71, n. 2, p. 65-76, 2006.

RIBEIRO, S.C. **Quantificação do estoque de biomassa e análise econômica da implementação de projetos visando a geração de créditos de carbono em pastagem, capoeira e floresta primária**. 2007. 128p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.

RIBEIRO, S.C.; JACOVINE, L.A.G.; SOARES, C.P.B.; MARTINS, S.V.; NARDELLI, A.M.B.; SOUZA, A.L. de. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma capoeira da Zona da Mata Mineira. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 495-504, 2010.

RICHNER, J.M.; KALLENBACH, R.L.; ROBERTS, C.A. Dual use Switchgrass: managing Switchgrass for biomass production and summer forage. **Agronomy Journal**, Madison, v. 106, n. 4, p. 1438-1444, 2014.

RISSO, J.; RIZZI, R.; EPIPHANIO, R.D.V.; RUDORFF, B.F.T.; FORMAGGIO, A.R.; SHIMABUKURO, Y.E.; FERNANDES, S.L. Potencialidade dos índices de vegetação EVI e NDVI dos produtos MODIS na separabilidade espectral de áreas de soja. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 2009. p. 379-386.

RIZZI, R.; RUDORFF, B.F.T. Imagens do sensor MODIS associadas a um modelo agrônomo para estimar a produtividade de soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 1, p. 73-80, 2007.

RIZZI, R.; FONSECA, E.L. da. Análise da variação espacial e temporal do NDVI no Estado do Rio Grande do Sul através de imagens AVHRR. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 10., 2001, Foz do Iguaçu. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 2001. p. 1735-1737.

RODERJAN, C.V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y.S.; HATSCHBACH, G.G. As unidades fitogeográficas do Estado do Paraná. **Ciência e Ambiente**, Santa Maria, v. 24, n. 1, p. 42-75, 2002.

RODRIGUES, C.P. **Estudo do fluxo de carbono utilizando geotecnologias**. 2010. 91p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

RODRIGUES, R.R. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. **Circular Técnica IPEF** - Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, Piracicaba, n. 189, p. 1-17, 1999.

RODRIGUES, R.R., NAVE, A.G. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. DE F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2.ed. São Paulo: ED USP, 2009. cap. 4, p. 45-72.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; VIEIRA, A.O.S.; NAVE, A.G.; VIANI, R.A.G.; ESTEVAM, D.; LOVATO, M.C.; MOTA, T.D.; CAMPOS, V.E. de; KITAYAMA, L.; KOGA, L.J.; ZUKOWSKI, W. **Programa de adequação ambiental da Fazenda Figueira**. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 2003. 131p. Relatório técnico.

RONQUIM, C.C. Avaliação da dinâmica do carbono na fitomassa dos agrossistemas. In: CONGRESSO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE DE POÇOS DE CALDAS, 2010, Poços de Caldas. **Anais...** Poços de Caldas: 2010. p. 1-3.

ROSA, C.M.; BAYMA-SILVA, G.; VICENTE, L.E.; NOGUEIRA, S.F.; VICTORIA, D. de C.; ANDRADE, R.G.; GOMES, D. Discriminação de pastagem plantada por meio da classificação supervisionada das séries multitemporais de EVI-2 na transição Pantanal-Cerrado. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17., 2015, João Pessoa. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2015. p. 3463-3469.

ROSA, P.A.; BREUNIG, F.M.; BALBINOT, R.; GALVÃO, L.S. Dinâmica da Floresta do Parque Estadual do Turvo com índices de vegetação. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 20, n. 4, p. 487-499, 2013.

ROSENDO, J.S.; ROSA, R. Estoque de carbono em solos sob vegetação nativa e uso antrópico na bacia do rio Araguari – MG. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15., 2011, Curitiba. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 2011. p. 9173-9180.

ROUSE, J.W.; HAAS, R.H.; SCHELL, J.A.; DEERING, D.W. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. **Third Earth Resources Technology Satellite-1 (ERTS) Symposium**, Washington, v. 1, p. 309-317, 1973.

ROY, P.S.; RAVAN, S.A. Biomass estimation using satellite remote sensing data-An investigation on possible approaches for natural forest. **Journal of Biosciences**, Bangalore, v. 21, n. 4, p. 535-561, 1996.

RUGNITZ, M.T.; CHACÓN, M.L.; PORRO, R. **Guia de determinação de carbono em pequenas propriedades rurais**. Belém: Consórcio Iniciativa Amazônia (IA); Centro Mundial Agroflorestal (ICRAF), 2009. 81p.

SAATCHI, S.S.; HARRIS, N.L.; BROWN, S.; LEFSKY, M.; MITCHARD, E.T.A.; SALAS, W.; ZUTTA, B.R.; BUERMANN, W.; LEWIS, S.L.; HAGEN, S.; PETROVA, S.; WHITE, L.; SILMAN, M.; MOREL, A. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 108, n. 24, p. 9899-9904, 2011.

SAATCHI, S.S.; HOUGHTON, R.A.; SANTOS ALVALÁ, R.C. dos; SOARES, J.V.; YU, Y. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. **Global Change Biology**, Oxford, v. 13, n. 4, p. 816–837, 2007.

SADER, S.A.; WAIDE, R.B.; LAWRENCE, W.T.; JOYCE, A.T. Tropical forest biomass and successional age class relationships to a vegetation index derived from Landsat TM Data. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 28, p. 143-156, 1989.

SADIVAN, Y.H.; JANK, L.; COSTA, J.C.G. **Registro de 25 acessos selecionados de *Panicum maximum***. Campo Grande: EMBRAPA, 1990. 68p. (EMBRAPA-CNPQC, Documentos, 44).

SANCHES, I. Del´A.; ANDRADE, R.G.; QUARTAROLI, C.F.; RODRIGUES, C.A.G. Análise comparativa de três métodos de correção atmosférica de imagens Landsat 5 - TM para obtenção de reflectância de superfície e NDVI. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15., 2011, Curitiba. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 2011. p. 7564-7571.

SANDERSON, M.A.; READ, J.C.; REED, R.L. Harvest management of Switchgrass for biomass feedstock and forage production. **Agronomy Journal**, Madison, v. 91, p. 5-10, 1999.

SANDERSON, M.A.; REED, R.L.; MCLAUGHLIN, S.B.; WULLSCHLEGER, S.D.; CONGER, B.V.; PARRISH, D.J.; TALIAFERRO, D.D.; HOPKINS, A.A.; OCUMPAUGH, W.R.; HUSSEY, M.A.; READ, J.C.; TISCHLER, C.R. Switchgrass as a sustainable bioenergy crop. **Bioresource Technology**, Essex, v. 56, p. 83-93, 1996.

SANQUETTA, C.R. Métodos de determinação de biomassa florestal. In: SANQUETTA, C.R.; WATZLAWICK, L.F.; BALBINOT, R.; ZILIOOTTO, A.B.; GOMES, F. dos S. **As florestas e o carbono**. Curitiba: FUPEF/Imprensa da UFPR, 2002. cap. 6, p. 119-140.

SANTOS, A.J.B.; QUESADA, C.A.; SILVA, G.T. da; MAIA, J.F.; MIRANDA, H.S.; MIRANDA, A.C.; LLOYD, J. High rates of net ecosystem carbon assimilation by *Brachiara* pasture in the Brazilian Cerrado. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, p. 877-885, 2004.

SANTOS, J. dos; PAULA NETO, F. de; HIGUCHI, N.; LEITE, H.G.; SOUZA, A.L. de; VALE, A.B. do. Modelos estatísticos para estimar a fitomassa acima do nível do solo da floresta tropical úmida da Amazônia Central. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 25, n. 4, p. 445-454, 2001.

SANTOS, J.S. dos; PEREIRA, G.; SHIMABUKURO, Y.E.; RUDORFF, B. F. T. Identificação de áreas alagadas no bioma Pantanal - Brasil - utilizando dados multitemporais TERRA/MODIS. **Geografia**, Rio Claro, v. 34, número especial, p. 745-755, 2009.

SANTOS, L.J.C.; OKA-FIORI, C.; CANALI, N.E.; FIORI, A.P., SILVEIRA, C.T. da; SILVA, J.M.F. da; ROSS, J.L.S. Mapeamento Geomorfológico do Estado do Paraná. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Uberlândia, v. 07, n. 2, p. 3-11, 2006b.

SANTOS, N.L.; AZENHA, M.V.; SOUZA, F.H.M. de; REIS, R.A.; RUGGIERI, A.C. Fatores ambientais e de manejo na qualidade de pastos tropicais. **Enciclopédia Biosfera**, Centro científico conhecer, Goiânia, v. 7, n. 13, p. 531-549, 2011a.

SANTOS, P.M. dos; SANTOS, A.C. dos; NEGREIROS NETO, J.V. de; ARAÚJO, A. dos S.; SILVA, J.E.C. da. Caracterização de pastagens de capins tanzânia e mombaça consorciados com estilosantes em ecótono de transição Cerrado: Floresta Amazônica. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 6, n. 1, p. 163-173, 2011b.

SANTOS, P.M.; CORSI, M.; BALSALOBRE, M.A.A. Efeito da frequência de pastejo e da época do ano sobre a produção e a qualidade em *Panicum maximum* cvs. Tanzânia e Mombaça. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 28, n. 2, p. 244-249, 1999.

SANTOS, P.M.; BALSALOBRE, M.A.A.; CORSI, M. Morphogenetic characteristics and management of Tanzania grass. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 8, p. 991-997, 2003.

SANTOS, P.M.; COSTA, R.Z.M. da. **Manejo de pastagens de capim-tanzânia**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2006a. 26p. (Documentos 52).

SCOLFORO, J.R.S. **Manejo florestal**. Lavras: UFLA/FAEPE, 1998. 438p.

SCURLOCK, J.M.O.; HALL, D.O. The global carbon sink: a grassland perspective. **Global Change Biology**, Oxford, v. 4, n. 2, p. 229-233, 1998.

SENDRA, V.; CAMACHO, F.; SÁNCHEZ, J.; JIMÉNEZ-MUÑOZ, J.C.; GARCÍA-FARO, F.J. Método para la corrección atmosférica de imágenes Landsat. In: CONGRESO DE LA ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE TELEDETECCIÓN AET, 16., 2015, Sevilla. **Actas...**, Sevilla: Laboratorio de SIG y Teledetección de la Estación Biológica de Doñana. 2015. p. 484-487.

SHAW, N.H; T'MANNETJE, L; JONES, R.M.; JONES, R.J. Pasture measurements. In: T'MANNETJE, L. **Measurement of grassland vegetation and animal production**. Oxfordshire: CAB international, 1987. chap. 7, p. 235-250.

SHIMABUKURO, Y.E.; NOVO, E.M.; PONZONI, F.J. Índice de vegetação e modelo linear de mistura espectral no monitoramento da região do Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 33, número especial, p. 1729-1737, 1998.

SILLEOS, N.G.; ALEXANDRIDIS, T.K.; GITAS, I.; PERAKIS, K. Vegetation Indices: advances made in biomass estimation and vegetation monitoring in the last 30 years. **Geocarto International**, Hong Kong, v. 21, n. 4, p. 21-28, 2006.

SILVA, C.T. da. **Dinâmica da vegetação arbórea de uma floresta secundária no município de Viçosa, Minas Gerais**. 2003. 120p. Tese (Doutorado em Ciência florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2003.

SILVA, V.C. e. **Morfogênese, estrutura e dinâmica de perfilhamento de capim-tanzânia manejado com diferentes IAF residual, sob pastejo de cabras Anglonubiano**. 2011. 66p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Estadual “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2011.

SILVEIRA, M.C.T. da; NASCIMENTO JÚNIOR, D. do; SILVA, S. C. da; EUCLIDES, V.P.B.; MONTAGNER, D.B.; SBRISSIA, A.F.; RODRIGUES, C.S.; SOUSA, B. M. da L.; PENA, K. da S.; VILELA, H.H. Morphogenetic and structural comparative characterization of tropical forage grass cultivars under free growth. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, n. 2, p. 136-242. 2010.

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

SILVER, W.L.; OSTERTAG, R.; LUGO, A.E. The Potential for Carbon Sequestration Through Reforestation of Abandoned Tropical Agricultural and Pasture Lands. **Restoration Ecology**, Malden, v. 8, n. 4, p. 394–407, 2000.

SKERMAN, P.J.; RIVEROS, F. **Gramíneas tropicales**. Colección FAO: producción y protección vegetal. Rome: FAO, n. 23, 1992. 849p.

SOARES, C.P.B.; PAULA NETO, F.; SOUZA, A.L. **Dendrometria e inventário florestal**. 2.ed. Viçosa: Editora UFV, 2011. 272p.

SOARES, F.S.; MEDRI, M.E. Alguns aspectos da colonização da bacia do rio Tibagi. In: MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: M.E. Medri, Londrina, 2002. cap. 5, p. 69-79.

SOMOGYI, Z.; CIENCIALA, E.; MÄKIPÄÄ, R.; MUUKKONEN, P.; LEHTONEN, A.; WEISS, P. Indirect methods of large-scale forest biomass estimation. **European Journal of Forest Research**, Heidelberg, v. 126, p. 197-207, 2007.

SONG, C.; WOODCOCK, C.E. Monitoring forest succession with multitemporal Landsat images: factors of uncertainty. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, New York, v. 41, n. 11, p. 2557-2567, 2003.

SORIA, L.G.T. **Produtividade do capim-Tanzânia (*Panicum maximum* Jacq. cv. Tanzânia) em função da lâmina de irrigação e de adubação nitrogenada**. 2002. 170p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

SOUSA, C.L. de; PONZONI, F.J. Avaliação de índices de vegetação e de bandas TM/Landsat para estimativa de volume de madeira em floresta implantada de *Pinus* spp. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 9., 1998, Santos. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 1998. p. 1537-1547.

SOUZA, A.L. de; BOINA, A.; SOARES, C.P.B.; VITAL, B.R.; GASPAR, R. de O.; LANA, J.M. de. Estoque e crescimento em volume, biomassa, carbono e dióxido de carbono em Floresta Estacional Semidecidual. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 6, p. 1277-1285, 2011.

SPAIN, J.M.; GUALDRÓN, R. Degradación y rehabilitación de pasturas. In: LASCANO, C. E.; SPAIN, J. M. **Establecimiento y renovación de pasturas**: conceptos, experiencias y enfoque de la investigación. Cali: VI Reunión del comité asesor de la Red Internacional de Evaluación de Pastos Tropicales (RIEPT), 1991. p. 269-283.

STÅHL, G.; BOSTROM, B.; LINDKVIST, H.; LINDROTH, A.; NILSSON, J.; OLSSON, M. Methodological options for quantifying changes in carbon pools in Swedish forests. **Studia Forestalia Suecica**, Stockholm, n. 214, p. 46, 2004.

STAPE, J.L.; GANDARA, F.; SANTOS, J.D.; GUSSON, E.; CAMPOE, O.C.; SIXEL, R.M. M. Taxas iniciais de sequestro de carbono em área de restauração florestal são dependentes dos sistemas de implantação e manejo adotados? In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8., 2007, Caxambu. **Anais...** Caxambu: 2007. p. 1-3.

STEININGER, M.K. Satellite estimation of tropical secondary forest above-ground biomass: data from Brazil and Bolivia. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 21, n. 6, p. 1139-1157, 2000.

STIPP, N.A.F. Principais tipos de solos da bacia do rio Tibagi. In: MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: M.E. Medri, 2002. cap. 2, p. 39-43.

SUGANUMA, M.S.; TOREZAN, J.M.D. Evolução dos processo ecossistêmicos em reflorestamentos da Floresta Estacional Semidecídua. **Hoehnea**, São Paulo, v. 40, n. 3, p. 557-565, 2013.

T'MANNETJE, L. Measuring biomass of grassland vegetation. In: T' MANNETJE, L.; JONES, R. M. **Field and laboratory methods for grassland and animal production research**. Oxfordshire: CABI Publishing, 2000. chap. 7, p. 151-177.

T'MANNETJE, L.; PRITCHARD, A.J. The effect of daylength and temperature on introduced legumes and grasses for the tropics and subtropics of coastal Australia. I. Dry matter production, tillering and leaf area. **Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry**, Melbourne, v. 14, p. 173-181, 1974.

TANAJURA, E.L.X.; ANTUNES, M.A.H.; UBERTI, M.S. Avaliação de índices de vegetação para a discriminação de alvos agrícolas em imagens de satélites. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005. Goiânia. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 2005. p. 301-307.

TARRÉ, R.M.; MACEDO, R.; CANTARUTTI, R.B.; REZENDE, C. de P.; PEREIRA, J.M.; FERREIRA, E.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. Carbon accumulation in soils under *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. ID24-03. 2001 **Plant Soil**, Netherlands, v. 234, p. 15-26, 2001.

TEODORO, R.E.F.; AQUINO, T. de P.; CHAGAS, L.A. de C.; MENDONÇA, F.C. Irrigação na produção da capim *Panicum maximum* cv. Tanzânia. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 18, n. 1, p. 13-21, 2002.

TIEPOLO, G.; CALMON, M.; FERETTI, A.R. Measuring and monitoring carbon stocks at the Guaraqueçaba climate action project, Paraná, Brazil. In: LI, K.; LIN, J. **International Symposium on forest carbon sequestration and monitoring**, 2002. p. 98-115. (Extension Serie, Taiwan Forestry Research Institute, Taipei, n. 153).

TODD, S.; HOFFER, R.M. Responses of spectral indices to variations in vegetation cover and soil background. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, Falls Church, v. 64, n. 9, p. 915-921, 1998.

TODD, S.W.; HOFFER, R.M.; MILCHUNAS, D.G. Biomass estimation on grazed and ungrazed rangelands using spectral indices. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 19, n. 3, p. 427-438, 1998.

TOREZAN, J.M.D. Nota sobre a vegetação da bacia do rio Tibagi. In: MEDRI, M.E; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: M.E. Medri, 2002. cap. 7, p. 103-107.

TOREZAN, J.M.D.; SILVEIRA, M. Fatores ambientais, diversidade e similaridade em florestas da bacia do rio Tibagi. In: MEDRI, M.E; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: M.E. Medri, 2002. cap. 9, p. 125-130.

TORRES, C.M.M.E.; JACOVINE, L.A.G.; SOARES, C.P.B.; OLIVEIRA NETO, S.N.; SANTOS, R.D.; CASTRO NETO, F. Quantificação de biomassa e estocagem de carbono em uma Floresta Estacional Semidecidual, no Parque Tecnológico Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 37, n. 4, p. 647-655, 2013.

TSUKAMOTO FILHO, A. de A.; COUTO, L.; NEVES, J.C.L.; PASSOS, C.A.M.; SILVA, M.L. da. Fixação de carbono em um sistema agrossilvipastoril com eucalipto na região do cerrado de Minas Gerais. **Agrossilvicultura**, Viçosa, v. 1, n. 1, p. 29-41, 2004.

TUCKER, C.J. Red and Photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 8, p. 127-150, 1979.

TUCKER, C.J.; VANPRAET, C.L.; SHARMAN, M.J.; Van ITTERSUM, C. Satellite remote sensing of total herbaceous biomass production in the Senegalese sahel: 1980-1984. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 17, p. 233-249, 1985.

TURNER, C.L.; SEASTEDT, T.R.; DYER, M.I.; KITTEL, T.G.F.; SCHIMEL, D.S. Effects of management and topography on the radiometric response of a tallgrass prairie. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 97, NO D17, p. 18.855-18.866, 1992.

TURNER, D.P.; GUZY, M.A.; LEFSKY, M.A.; RITTS, W.D.; TUYL, S.T. ; LAW, B.E. Monitoring forest carbon sequestration with remote sensing and carbon cycle modeling. **Environmental Management**, New York, v. 33, n. 4, p. 457-466, 2004.

TURNER, W.; SPECTOR, S.; GARDINER, N.; FLADELAND, M.; STERLING, E.; STEININGER, M. Remote sensing for biodiversity science and conservation. **TRENDS in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 18, n. 6, p. 306-314, 2003.

USGS – United States Geological Survey. Landsat 8. Disponível em: <http://landsat.usgs.gov/landsat8.php>. Acesso em: 18 de maio de 2015.

VALENTE, R. de O.A. **Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal por meio da abordagem multicriterial em ambiente SIG**. 2005. 121p. Tese (Doutorado em Recursos florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

VELOSO, H.P.; OLIVEIRA FILHO, L.C.; VAZ, A.M.S. da F.; LIMA, M.P.M. de; MARQUETE, R.; BRAZÃO, J.E.M. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 1992. 92p.

VERES, Q.J.I. **Fitossociologia, dinâmica e biomassa de um fragmento da floresta estacional semidecidual - Paraná**. 2012. 99p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Estadual do Centro-Oeste, Irati, 2012.

VIEIRA, M.M.M.; MOCHEL FILHO, W.J.E. Influência dos fatores abióticos no fluxo de biomassa e na estrutura do dossel. **Archivos de Zootecnia**, Cordoba, v. 59, p. 15-24, 2010.

VIEIRA, S.A.; ALVES, L.F.; AIDAR, M.; ARAUJO, L.S.; Baker, T.; Batista, J.L.F.; CAMPOS, M.C.; CAMARGO, P.B.; CHAVE, J.; DELITTI, W.B.C.; HIGUCHI, N.; HONORIO, E.; JOLY, C.A.; KELLER, M.; MARTINELLI, L.A.; MATHOS, E.A.; METZKER, T.; PHILLIPS, O.; SANTOS, F.A.M.; SHIMABUKURO, T.; SILVEIRA, M.; TRUMBORE, S.E. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 8, n. 2, p. 21-29, 2008.

VILELA, H. **Pastagem**: seleção de plantas forrageiras, implantação e adubação. Viçosa: Aprenda fácil editora, 2005. 283p.

VISMARA, E. de S. **Mensuração da biomassa e construção de modelos para construção de equações de biomassa**. 2009. 102p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

VOGEL, H.L.M. **Quantificação da biomassa e nutrientes em uma floresta estacional decidual em Itaara-RS, Brasil**. 2005. 94p. Tese (Doutorado em Engenharia florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

VOGEL, H.L.M.; SCHUMACHER, M.V.; TRÜBY, P. Quantificação da biomassa em uma floresta estacional decidual em Itaara, RS, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 16, n. 4, p. 419-425, 2006.

WADT, P.G.S.; PEREIRA, J.E.S.; GONÇALVES, R.C.; ALVES, L. da S. **Práticas de conservação do solo e recuperação da áreas degradadas**. Rio Branco: EMBRAPA, 2003. 29p. (Documentos 90).

WAGNER, A.P.L.; FONTANA, D.C.; FRAISSE, C.; WEBER, E.J.; HASENACK, H. Tendências temporais de índices de vegetação nos campos do Pampa do Brasil e do Uruguai **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 48, n. 9, p. 1192-1200, 2013.

WALKER, W.; BACCINI, A.; NEPSTAD, M.; HORNING, N.; KNIGHT, D.; BRAUN, E.; BAUSCH, A. **Guia de campo para estimativa de biomassa florestal e estoque de carbono**. Massachusetts: Centro de Pesquisas Woods Hole, 2011. 53p.

WALTER, B.M.T.; GUARINO, E. de S.G. Comparação do método de parcelas com o “levantamento rápido” para amostragem da vegetação arbórea do Cerrado sentido restrito. **Acta Botânica Brasileira**, Belo Horizonte, v. 20, n. 2, p. 285-297, 2006.

WATZLAWICK, L.F. **Estimativa de biomassa e carbono em floresta ombrófila mista e plantações florestais a partir de dados de imagens do satélite IKONOS II**. 2003. 120p. Tese (Doutor em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

WATZLAWICK, L.F.; KIRCHNER, F.F.; SANQUETTA, C.R. Estimativa de biomassa e carbono em floresta com araucária utilizando imagens do satélite IKONOS II. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 19, n. 2, p. 169-181, 2009.

WEISER, R.L.; ASRAR, G.; MILLER, G.P.; KANEMASU, E.T. Assessing grassland biophysical characteristics from spectral measurements. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 20, p. 141-152, 1986.

WILLIAMS, M.S.; SCHREUDER, H.T. Guidelines for choosing volume equations in the presence of measurement error in height. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 30, n. 2, p. 306-310, 2000.

WULDER, M.A.; MASEK, J.G.; COHEN, W.B.; LOVELAND, T.R.; WOODCOCK, C.E. Opening the archive: How free data has enabled the science and monitoring promise of Landsat. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 122, p. 2-10, 2012.

XAVIER, A.C.; VETTORAZZI, C.A.; MACHADO, R.E. Relação entre índice de área foliar e frações de componentes puros do modelo linear de mistura espectral, usando imagens ETM+-Landsat. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 24, n. 2, p. 421-430, 2004.

YUNUS, A.P.; DOU, J.; SRAVANTHI, N. Remote sensing of chlorophyll-*a* as a measure of red tide in Tokyo Bay using hotspot analysis. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, Amsterdam, v. 2, p. 11-25, 2015.

ZANCHI, F.B.; WATERLOO, M.J.; AGUIAR, L.J.G.; RANDOW, C. von; KRUIJT, B.; CARDOSO, F.L.; MANZI, A.O. Estimativa do Índice de Área Foliar (IAF) e Biomassa em pastagem no estado de Rondônia, Brasil. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 39, n. 2, p. 335-348, 2009.

ZELARAYÁN, M.L.C.; CELENTANO, D.; OLIVEIRA, E.C.; TRIANA, S.P.; SODRÉ, D.N.; MUCHAVISIOY, K.H.M.; ROUSSEAU, G.X. Impacto da degradação sobre o estoque total de carbono de florestas ripárias na Amazônia Oriental, Brasil. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 45, n. 3, p. 271-282, 2015.

ZHA, Y.; GAO, J.; NI, S.; LIU, Y.; JIANG, J.; WEI, Y. A spectral reflectance-based approach to quantification of grassland cover from Landsat TM imagery. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 87, p. 371-375, 2003.

ZHANG, X. Q.; XU, D. Potential carbon sequestration in China's forests. **Environmental Science and Policy**, Exeter, v. 6, n. 5, p. 421-432, 2003.

ZHENG, D.; RADEMACHER, J.; CHEN, J.; CROW, T.; BRESEE, M.; MOINE, J.L.; RYU, S.R. Estimating aboveground biomass using Landsat 7 ETM+ data across a managed landscape in northern Wisconsin, USA. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 93, n. 3, p. 402-411, 2004.

ZHU, Z.; WOODCOCK, C.E.; OLOFSSON, P. Continuous monitoring of forest disturbance using all available Landsat imagery. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 122, p. 75-91, 2012.

ZULLO JÚNIOR, J. **Correção atmosférica de imagens de satélite e aplicações**. 1994. 191p. Tese (Doutorado em Engenharia elétrica) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1994.